

Évaluation du risque de l'introduction
du myriophylle à épis sur
l'offre de pêche et la biodiversité
des eaux à touladi.
Revue de la littérature

Direction de la recherche sur la faune

**ÉVALUATION DU RISQUE DE L'INTRODUCTION DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS
SUR L'OFFRE DE PÊCHE ET LA BIODIVERSITÉ DES EAUX À TOULADI
Revue de la littérature**

par

Isabelle Auger

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Québec, mai 2006

Référence à citer :

Auger, I. 2006. Évaluation du risque de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et la biodiversité des eaux à touladi. Revue de la littérature. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la Faune, Québec. 88 p.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2006

ISBN : 2-550-47224-1

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteur

Isabelle Auger

Coordination et révision des textes

Henri Fournier	Direction de l'aménagement de la faune de l'Outaouais
Pierre Bérubé	Direction de la recherche sur la faune
Michel Legault	Direction de la recherche sur la faune
Annie Paquet	Direction du développement de la faune

Correction des textes et mise en forme

Jacinthe Bouchard	Direction de la recherche sur la faune
Doris Cooper	Direction de la recherche sur la faune

RÉSUMÉ

L'expansion de la distribution du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) a été très rapide en Amérique du Nord. Effectivement, bien que la première mention de cette espèce exotique envahissante sur le continent américain ne date que du début des années 1940, de nos jours ce sont 47 États américains et trois provinces canadiennes – le Québec, l'Ontario et la Colombie-Britannique – qui sont aux prises avec ce fléau.

Il s'agit d'une espèce qui peut croître dans une gamme variée d'habitats, atteignant même une biomasse importante en milieu oligotrophe, contrairement à la croyance populaire. Effectivement, *M. spicatum*, grâce à ses racines, puise les nutriments dont il a besoin pour sa croissance dans le substrat. Ainsi, même lorsque les apports anthropiques en nutriments sont réduits, les teneurs en phosphore et en azote des sédiments sont souvent suffisantes pour favoriser la formation d'une canopée luxuriante.

Lorsque le myriophylle à épis envahit un plan d'eau, il le fait généralement au détriment des autres espèces de plantes aquatiques présentes. Ainsi, la diversité en macrophytes chute en présence de cette plante exotique. *M. spicatum* devient donc souvent la plante aquatique dominante dans la zone littorale, parfois même la seule espèce présente dans certaines régions. De plus, le myriophylle à épis colonise parfois des zones auparavant dépourvues de végétation aquatique. Tous ces changements, incluant l'atteinte d'une biomasse importante, occasionne des changements dans les paramètres chimiques et physiques des eaux environnantes. Ainsi, des apports importants de phosphore dans la colonne d'eau ont été notés près des bancs de cette plante exotique, en plus d'une augmentation de la productivité du phytoplancton.

Certaines recherches effectuées au Canada ont démontré les effets néfastes de cette plante sur certaines populations ichtyologiques, tels le saumon sockeye du lac Cultus (*Oncorhynchus nerka*), le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) et le méné camus (*Notropis anogenus*). L'impact du myriophylle à épis sur le touladi (*Salvelinus namaycush*) est plus difficile à évaluer, compte tenu de la quasi-absence de publications scientifiques sur ce

sujet. Cependant, divers impacts sont à appréhender, particulièrement lorsque *S. namaycush* est retrouvé en zone littorale, c'est-à-dire, au moment de la fraie, lors de l'incubation des œufs et de l'émergence des alevins. À ce titre, notons l'augmentation possible des débris végétaux et des particules fines sur les frayères, l'accroissement des prédateurs potentiels des jeunes stades de vie et une diminution de la productivité des espèces-proies. Ces changements éventuels pourraient donc être en mesure de nuire au recrutement de certaines populations de touladi. De plus, une croissance plus lente, une diminution de la longévité et de la taille des individus pourront être observées.

Un déclin des prises de touladi pourrait être alors observé suite aux changements dans l'habitat de celui-ci. Également, une diminution de la productivité des populations pourrait engendrer une perte d'intérêt pour la pêche sportive à *S. namaycush* dans les lacs touchés. De plus, la présence de myriophylle à épis en zone littorale, qui pourrait diminuer l'attrait visuel du lac et limiter les activités de canotage, ne devrait pas encourager l'attrait des pêcheurs sportifs pour ces plans d'eau.

Autant que possible, les écosystèmes abritant des populations de touladis devraient être protégés des effets potentiellement adverses causés par la présence de cette plante aquatique exotique envahissante.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE RÉALISATION	iii
RÉSUMÉ	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
LISTE DES FIGURES	viii
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique.....	2
1.2 Objectifs spécifiques	3
2. BIOLOGIE DU TOULADI ET HABITATS UTILISÉS PAR L'ESPÈCE DANS LE SUD DU QUÉBEC	5
2.1 Reproduction	6
2.2 Juvéniles	8
2.3 Adultes.....	10
3. MYRIOPHYLLE À ÉPIS (<i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	13
3.1 Origine en Amérique du Nord.....	14
3.2 Écologie.....	15
3.2.1 Habitat	15
3.2.2 Propagation et étalement	18
3.2.3 Impacts sur les activités humaines et moyens de contrôle	20
3.2.4 Déclin naturel	25
3.3 Distribution au Québec.....	26

4. MODIFICATIONS DES PARAMÈTRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES	30
4.1 Intensité lumineuse	30
4.2 Circulation de l'eau et substrat	31
4.3 Gradient de pH.....	32
4.4 Gradient de température	33
4.5 Nutriments	34
4.6 Gradient d'oxygène	37
5. MODIFICATIONS DES HABITATS	39
5.1 Plantes aquatiques indigènes	39
5.2 Phytoplancton et périphton.....	42
5.3 Invertébrés aquatiques	44
5.4 Espèces piscicoles.....	47
6. DISCUSSION – RISQUE DE L'INTRODUCTION DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS SUR L'OFFRE DE PÊCHE ET LA BIODIVERSITÉ DES EAUX À TOULADI	52
7. CONCLUSION	67
REMERCIEMENTS	69
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	70
ANNEXE A : LISTE DES ABBRÉVIATIONS	85

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : États américains et les provinces canadiennes avec mention de myriophylle à épis.....	16
Figure 2 : Lacs du Québec où la présence de <i>Myriophyllum spicatum</i> a été rapportée ou lacs où il y a des opérations de contrôle de <i>Myriophyllum sp.</i>	28
Figure 3 : Impacts anticipés du myriophylle à épis sur <i>Salvelinus namaycush</i>	62

1. INTRODUCTION

Le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* L.) est une plante aquatique submergée originaire d'Europe et d'Asie. L'introduction de l'espèce en Amérique du Nord aurait eu lieu au 19^{ième} siècle (Redd, 1977), vraisemblablement par des aquariophiles qui se seraient débarrassés du contenu de leur aquarium. Cependant, la première mention vérifiée de l'espèce sur le continent américain ne date que du début des années 1940 (Couch et Nelson, 1985). Depuis, le myriophylle à épis s'est grandement dispersé. De nos jours, il serait présent dans 47 états américains et trois provinces canadiennes, soit le Québec, l'Ontario et la Colombie-Britannique (Creed, 1998; U. S. Geological Survey, 2005; Gregory, 2005; Environnement Canada, 2005a).

M. spicatum peut croître dans un environnement affichant une vaste gamme de conditions physiques et chimiques. Ainsi, bien que l'espèce soit généralement représentative des milieux mésotrophes à légèrement eutrophes, sa présence est rapportée de plus en plus fréquemment dans des lacs oligotrophes (Aiken *et al.*, 1979; Truelson, 1985; Madsen *et al.*, 1988; Boylen *et al.*, 1996; Fournier *et al.*, 2004). Au Québec, la distribution du myriophylle à épis semble surtout être concentrée dans les régions de l'Estrie et de l'Outaouais (Lesmerises, 1993), bien que des observations récentes de l'espèce aient été effectuées dans les lacs Saint-Charles et Delage situés dans la région de la Capitale-Nationale (Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 2005).

Le myriophylle à épis est considéré, en Amérique du Nord, comme une plante exotique envahissante. Généralement, il déloge les plantes aquatiques indigènes (Aiken *et al.*, 1979; Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999) et colonise des zones auparavant dépourvues de macrophytes (Newroth, 1985; Gibbons et Gibbons, 1985), formant des bancs monotypiques. Sa présence en surabondance détériore l'esthétisme, interfère avec les activités récréatives, gêne la circulation nautique, réduit l'apport en eau dans les canaux d'irrigation et cause même des problèmes de goût et d'odeur dans les réserves d'eau potable (Aiken *et al.*, 1979; Bates *et al.*, 1985; Newroth, 1985; Gibbons et Gibbons, 1985;

Chambers *et al.*, 1999; Arsenault et Légaré, 2000; Sauvé, 2002). En termes de conséquences sur les écosystèmes, une production excessive de macrophytes peut causer des changements au niveau de l'intensité lumineuse (Carpenter et Lodge, 1986; Engel, 1995; Boylen *et al.*, 1999), de la circulation de l'eau et de la sédimentation des particules (Petticrew et Kalff, 1991, 1992; James et Barko, 1994), des gradients de pH, de température et d'oxygène (Dale et Gillespie, 1977; Frodge *et al.*, 1990; Frodge *et al.*, 1995), de même que des modifications au niveau des concentrations en nutriments (Landers, 1982; Carignan et Kalff, 1982; Smith et Adams, 1986; Frodge *et al.*, 1991). La variation de ces paramètres risque donc, à son tour, d'entraîner des modifications au sein des communautés de plantes aquatiques, de phytoplancton et de périphyton, d'invertébrés et de poissons. Globalement, ces perturbations qui peuvent survenir à différents niveaux trophiques risquent d'exercer des impacts négatifs sur la biodiversité des plans d'eau infestés.

1.1 Problématique

Depuis 2001, on note la présence et l'implantation progressive et rapide du myriophylle à épis dans des lacs à touladi typiquement oligotrophes de la région de l'Outaouais. En 2004, le myriophylle à épis était présent dans des lacs représentant au moins 30 % de la superficie en eau à touladi de la région (Fournier *et al.*, 2004). Des plans d'eau à omble de fontaine et à omble chevalier sont probablement aussi affectés. Les effets du myriophylle sur le touladi sont méconnus et méritent d'être étudiés. Par exemple, le colmatage des frayères par des particules fines, emprisonnées par les macrophytes aquatiques ou générées par les macrophytes en décomposition, peut affecter les activités de reproduction du touladi (Sly, 1988; Bérubé *et al.*, en préparation). Pratt et Smokorowski (2003) ont démontré que la diversité en espèces et la densité de poissons augmentaient en présence de végétation par rapport à un habitat présentant un fond rocheux ou un substrat dénudé. Parmi ces espèces, se trouvent des Centrarchidés susceptibles de devenir des prédateurs de jeunes touladis, ciscos et corégones, lorsque ces derniers occupent la zone littorale. De plus, Carignan et Kalff (1982), de même que Landers (1982), ont émis l'hypothèse que la présence du myriophylle à épis peut accélérer l'eutrophisation d'un plan d'eau due à la libération des

nutriments par les macrophytes en croissance ou sénescents. Ceci risque donc d'engendrer des impacts sur l'écosystème, la biodiversité et l'habitat du touladi.

1.2 Objectifs spécifiques

La présente rétrospective de littérature vise à documenter les impacts de la présence du myriophylle à épis dans les lacs oligotrophes abritant des populations de touladi. De façon plus spécifique, cette recherche vise à répondre aux objectifs suivants :

- ∄ Documenter les effets de l'augmentation de production primaire liée au développement du myriophylle à épis sur l'habitat du touladi et les risques d'eutrophisation sur l'écosystème lacustre.
- ∄ Documenter les effets de l'introduction du myriophylle à épis sur l'expansion d'espèces compétitrices du touladi et de ses proies, les changements dans la communauté de poissons ainsi que l'impact appréhendé sur la population de touladi.
- ∄ Documenter les impacts de l'introduction du myriophylle à épis sur l'habitat de fraie du touladi et de ses principales proies.
- ∄ Intégrer l'ensemble de ces pressions et évaluer le risque que l'introduction du myriophylle à épis fait peser sur les milieux oligotrophes, le touladi et l'offre de pêche qui s'y rattache.
- ∄ Mettre en évidence les impacts de l'introduction du myriophylle à épis sur les autres espèces animales et végétales aquatiques et sur la biodiversité.

Sans être exhaustive, cette rétrospective de la littérature cible de façon préférentielle les effets potentiels de l'introduction de myriophylle à épis dans les habitats typiquement oligotrophes, peu ou pas dégradés, ou enrichis par les activités de nature anthropique. La

recherche de la documentation scientifique pertinente à l'élaboration de ce document a été réalisée à l'aide des banques de données « Web of Science », « Current Content », de même que celle du « Sea Grant Nonindigenous Species Site » (www.sgnis.org). Celles-ci couvrent respectivement les années 1974 à 2006, 2000 à 2006 et des articles portant spécifiquement sur la problématique des espèces exotiques. Le catalogue « Ariane » de l'Université Laval, de même que celui de la bibliothèque du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs ont également été questionnés. Le moteur de recherche Google (www.google.ca et www.scholar.google.com) a aussi été employé.

2. BIOLOGIE DU TOULADI ET HABITATS UTILISÉS PAR L'ESPÈCE DANS LE SUD DU QUÉBEC

Le touladi (*Salvelinus namaycush*), appelé communément truite grise ou truite de lac, est le plus gros représentant de la famille des Salmonidés (Bernatchez et Giroux, 2000). Il se distingue par sa nageoire caudale profondément fourchue, de même que par les taches crème sur fond grisâtre à noir, qui recouvrent tout son corps, à l'exception de l'abdomen qui est blanc (Pêches et Océans Canada, 2005a). La longueur moyenne est de 40 à 50 cm et son poids se situe entre 0,5 à 1,5 kg (Bernatchez et Giroux, 2000). Cependant, il peut facilement atteindre des tailles plus imposantes. Ainsi, le poids moyen des prises est de 4,54 kg (Pêches et Océans Canada, 2005b). Le plus gros spécimen enregistré a été capturé au filet maillant en Saskatchewan en 1961. Il pesait 46,3 kg (102 lbs) et mesurait 126 cm (Bernatchez et Giroux, 2000; Pêches et Océans Canada, 2005b). L'espèce peut vivre plus de 45 ans (Bernatchez et Giroux, 2000).

Le touladi est une espèce indigène à l'Amérique du Nord. Les limites naturelles de sa distribution correspondent à celles de la glaciation du Pléistocène (Scott et Crossman, 1974). Il est retrouvé, au Canada, des Maritimes et du Labrador à l'est, jusqu'à la Colombie-Britannique à l'ouest et des Grands Lacs au sud, jusqu'au Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut et la région Nord-du-Québec, au nord. C'est une espèce qui préfère les eaux froides des profondeurs des lacs, mais qui est également retrouvée dans les grandes rivières profondes au nord de son aire de distribution (Bernatchez et Giroux, 2000; Pêches et Océans Canada, 2005a, b). Les lacs qui abritent des populations de touladis ont généralement une plus grande superficie, sont situés à une altitude plus élevée, ils sont plus profonds, plus clairs, plus froids, mieux oxygénés, plus acides et possèdent une alcalinité totale, une capacité tampon, une valeur de solides totaux dissous et un index morphoédaphique plus bas que les lacs qui ne contiennent pas de touladi. Ces caractéristiques décrivent bien les lacs oligotrophes où l'espèce abonde (Martin et Olver, 1980).

Au Canada, le touladi est très prisé, tant comme poisson sportif que comme espèce commerciale. Autrefois, il était pêché commercialement dans les Grands Lacs, mais les populations ont été décimées par la lamproie marine (*Petromyzon marinus*). Aujourd'hui, la pêche commerciale au touladi est pratiquée principalement dans les lacs du nord de la Saskatchewan, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut (Pêches et Océans Canada, 2005a). C'est une espèce particulièrement recherchée par les pêcheurs sportifs comme poisson trophée à cause de la grande taille qu'elle peut atteindre (Bernatchez et Giroux, 2000). De plus, le goût délicieux et délicat de sa chair ne fait qu'ajouter à son succès (Pêches et Océans Canada, 2005b). Ainsi, en 1995, c'est près de 13 % des pêcheurs québécois qui recherchaient cette espèce. Les impacts économiques de la pêche au touladi auraient été de 61 millions de dollars cette année-là, avec une récolte de 541 000 poissons (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2005).

Le touladi est une espèce peu productive, dont la maturité sexuelle est atteinte relativement tardivement, soit vers l'âge de 6 à 7 ans pour les populations du sud du Québec (Bernatchez et Giroux, 2000). Au Québec, plusieurs facteurs ont contribué à la diminution des populations de touladi dont, entre autres, la dégradation de l'habitat et la surexploitation de l'espèce par les pêcheurs sportifs. L'introduction d'espèces exotiques, les variations excessives du niveau d'eau en lacs réservoirs et l'effet de divers types de pollution (pluies acides, pesticides, fertilisants, artificialisation des berges, rejet des eaux usées, etc.) peuvent également avoir un effet néfaste sur les populations de touladis. (Fondation de la faune du Québec, 1996).

2.1 Reproduction

De façon générale, la reproduction du touladi a lieu en lac, bien qu'il existe quelques cas documentés de reproduction en rivière au Québec et en Ontario (Legault *et al.*, 2004). La fraie a lieu à l'automne, soit de la fin septembre à la mi-novembre, selon la latitude, la température ainsi que la taille et la topographie des lacs (Evans *et al.*, 1991a; Pêches et Océans Canada, 2005a). Sur le Bouclier Précambrien, les touladis fraient habituellement

en octobre (Legault *et al.*, 2004). La fraie s'effectue sur les berges et les hauts-fonds exposés aux vents dominants et composés d'un substrat grossier dépourvu de particules fines (Evans *et al.*, 1991a). Dans certains lacs, certains sites spécifiques sont utilisés par les populations reproductrices année après année, mais il est impossible de déterminer pour le moment si les touladis retournent sur leur lieu d'éclosion pour frayer (Legault *et al.*, 2004).

Les touladis se rassemblent à partir du crépuscule et jusqu'à environ 23 h 00 sur les lieux de frai, les mâles précédant généralement les femelles (Scott et Crossman, 1974; Evans *et al.*, 1991a). Les frayères sont habituellement situées à des profondeurs variant entre 0,5 et 12 m (Bernatchez et Giroux, 2000), sur une pente escarpée (> 20 %) et près d'une zone profonde (> 30 m) (Legault *et al.*, 2004). Par contre, dans les Grands Lacs, la fraie a lieu à des profondeurs maximales de 360 m (Pêches et Océans Canada, 2005a). Le substrat se compose majoritairement de cailloux et de roches angulaires (30 à 150 mm de diamètre) espacés par des blocs rocheux plus gros. L'action du vent et des vagues permet de conserver le substrat exempt de sable, vase, détritiques et végétation (Evans *et al.*, 1991a; Legault *et al.*, 2004). Les œufs sont libérés au-dessus du substrat où ils se logent dans les interstices et crevasses (Scott et Crossman, 1974; Evans *et al.*, 1991a). L'incubation prend généralement 4 à 5 mois et l'éclosion se produit habituellement en mars ou en avril (Scott et Crossman, 1974). Juste après l'éclosion, les larves se déplacent dans et au-dessus du substrat (Legault *et al.*, 2004). Puis, environ un mois après l'éclosion, ou juste après la résorption du sac vitellin, les jeunes touladis migrent vers les zones plus profondes où ils passeront leurs premières années en se nourrissant de plancton (Scott et Crossman, 1974; Legault *et al.*, 2004; Pêches et Océans Canada, 2005a).

La structure du substrat rocheux servant pour la fraie est très importante. Effectivement, les espaces interstitiels et les crevasses présents doivent être capables de prendre au piège et de retenir les œufs, tout en excluant la possibilité de prédation sur ceux-ci. Les principaux prédateurs potentiels des œufs de touladis sont les meuniers (Catostomidés), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), la perchaude (*Perca flavescens*), le chabot visqueux (*Cottus cognatus*), la ouitouche (*Semotilus corporalis*), l'écrevisse (*Orconectes rusticus*) et

le touladi (*S. namaycush*) lui-même. L'introduction d'espèce peut avoir un impact négatif lorsque celle-ci se nourrit d'œufs ou de larves de touladis. Lorsque le substrat rocheux est de bonne épaisseur et que les interstices sont de dimensions appropriées, la prédation sur les œufs n'est généralement pas un problème (Evans *et al.*, 1991a).

Les habitats de fraie de qualité sont généralement limités en lac. La disponibilité de frayères convenables peut alors devenir le lien vulnérable du cycle de reproduction du touladi. Ainsi, la modification des berges, le déversement de produits chimiques létaux, l'ensablement des frayères par des particules fines en provenance de routes en construction, de travaux de dragage ou de remplissage, l'apport de nutriments, les variations du niveau d'eau, de même que la dégradation de matériaux organiques (algues, macrophytes) ont le potentiel de réduire la survie des œufs (Evans *et al.*, 1991a,b). L'eutrophisation ou la croissance excessive de plantes aquatiques sont de premier intérêt puisqu'elles sont souvent accompagnées d'une diminution de l'oxygène dans l'eau interstitielle du substrat, due à la décomposition de la matière organique. Des concentrations en oxygène dissous de moins de 4,5 mg L⁻¹ pouvant retarder le développement et l'éclosion ou causer des malformations aux embryons (Carlson et Sieffert, 1974; Evans *et al.*, 1991a), il apparaît donc important de limiter les apports de nutriments aux plans d'eau contenant des populations de touladis.

2.2 Juveniles

Martin (1952, in Evans *et al.*, 1991a) a remarqué que les touladis juvéniles étaient, l'été, retrouvés dans des eaux plus profondes que les adultes. Le déplacement vers ces sites a lieu généralement un mois après l'éclosion ou au moment de la résorption du sac vitellin (Martin et Olver, 1980). Par contre, France et Steedman (1996) ont observé des touladis juvéniles qui se nourrissaient de poissons du littoral en absence de proies pélagiques. Il est fort probable que dans ce cas, les touladis suivent le patron d'ascension nocturne proposé par Sellers *et al.* (1998). Les touladis juvéniles se retrouveraient alors dans les eaux froides de l'hypolimnion profond le jour et ferait une migration verticale la nuit, afin de se nourrir sur les proies du littoral.

Après avoir émergé des œufs, les touladis alternent entre la nage libre et le maintien d'une position au-dessus du substrat rocheux (Hudson *et al.*, 1995; Baird et Krueger, 2000). Ce comportement à la fois benthique et planctonique semble caractéristique des touladis de moins de 30 mm. À Presque Isle Harbor au lac Supérieur (Michigan), Swedberg et Peck (1984) ont montré que 35 % de la diète des touladis d'âge 0+ était benthique et 65 % était planctonique (voir également Hudson *et al.*, 1995). Les touladis dont la longueur se situait entre 30 et 50 mm, se nourrissaient principalement de pupes de chironomides et de copépodes. La diète, à ce moment, est presque exclusivement planctonique, confirmant les observations de Stauffer (1978, in Hudson *et al.*, 1995) qui a remarqué que les jeunes touladis de cette grosseur étaient retrouvés à une distance de 75 à 100 mm du fond. Lorsque les jeunes touladis atteignent une longueur de 50 mm, les poissons deviennent des proies plus importantes de la diète (Swedberg et Peck, 1984; Hudson *et al.*, 1995).

Des pressions sont exercées sur les jeunes touladis vivant dans l'hypolimnion. L'augmentation de la compétition entre les cohortes, la prédation par de plus gros piscivores et les limites imposées par la température et la concentration en oxygène sont au nombre des contraintes rencontrées (Evans *et al.*, 1991a). Ainsi, une diminution de l'oxygène dans l'hypolimnion réduira non seulement l'habitat disponible pour les touladis juvéniles (Sellers *et al.*, 1998), mais risque également de pousser les jeunes poissons vers des zones moins profondes, les exposant à la prédation et/ou au cannibalisme (Evans *et al.*, 1991a, b). Dans les petits lacs sujets à l'eutrophisation, la perte de refuge pour les juvéniles suite à une diminution de l'oxygène dissous est reconnue pour causer un faible recrutement et une sénescence des populations de touladis (Sellers *et al.*, 1998).

Les touladis juvéniles semblent habiter les eaux profondes de l'hypolimnion jusque vers l'âge de 3 à 4 ans. À cet âge ils deviennent susceptibles à l'exploitation par la pêche, suggérant un changement dans leur distribution ou leur diète, ou même dans les deux (Evans *et al.*, 1991a).

2.3 Adultes

La distribution verticale du touladi varie selon les saisons (Scott et Crossman, 1974) et possiblement selon la période de la journée (Sellers *et al.*, 1998). Il est convenu que les frontières théoriques déterminant l'habitat optimal de cette espèce correspondent à une température de 10 °C et moins, pour la limite supérieure, et à un taux d'oxygène de 6 mg L⁻¹ et plus pour la limite inférieure (Scott et Crossman, 1974; Fondation de la faune du Québec, 1996; Dillon *et al.*, 2003). De plus, un pH supérieur à 5,4 semble essentiel à cette espèce (Fondation de la faune du Québec, 1996).

En été, le touladi se retrouve confiné sous la thermocline, dans les eaux froides de l'hypolimnion (Scott et Crossman, 1974; Fondation de la faune du Québec, 1996; Bernatchez et Giroux, 2000; Dillon *et al.*, 2003). Par contre, chez certaines populations, il existe un mouvement vertical nocturne (Martin et Olver, 1980; Sellers *et al.*, 1998). Effectivement, Sellers *et al.* (1998) ont remarqué la présence, dans l'épilimnion, de touladis à des températures de 19 à 20 °C. Cette migration est fort probablement due à une migration verticale des proies, ou encore à une alimentation sur les espèces fourrages du littoral qui se retrouvent à découvert la nuit. Il semblerait que la distribution des proies soit un facteur important de la distribution structurale des touladis, et ce, peu importe les températures de l'eau. À l'automne, généralement au début du mois d'octobre, les touladis se rassemblent dans les eaux peu profondes pour la fraie. Une fois celle-ci terminée, les poissons se dispersent et sont retrouvés à diverses profondeurs, et ce, durant tout l'hiver (Scott et Crossman, 1974; Fondation de la faune du Québec, 1996; Dillon *et al.*, 2003). Au printemps, peu après la disparition des glaces, les touladis sont retrouvés près de la surface. Puis à mesure que les eaux superficielles se réchauffent, les poissons se déplacent vers les profondeurs, pour se retrouver, à l'été, dans les eaux plus froides de l'hypolimnion (Scott et Crossman, 1974; Fondation de la faune du Québec, 1996; Bernatchez et Giroux, 2000; Dillon *et al.*, 2003).

Le touladi est un prédateur vorace, mais opportuniste qui se nourrit d'une grande variété de proies (Scott et Crossman, 1974; Fondation de la faune du Québec, 1996; Pêches et Océans

Canada, 2005a). Les éponges d'eau douce, crustacés, insectes aquatiques et terrestres, poissons, incluant ceux de sa propre espèce, et petits mammifères sont au nombre des items entrant dans la composition de leur régime alimentaire. Il existe plusieurs populations essentiellement planctonophages. Cependant, lorsque disponibles, les proies ichthyologiques pélagiques seront préférablement consommées. De façon générale les adultes de la plupart des populations semblent préférer le cisco de lac (*Coregonus artedii*). Les autres poissons consommés sont, entre autres, le grand corégone (*C. clupeaformis*), l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), la perchaude (*P. flavescens*), les chabots (Cottidés), le méné émeraude (*Notropis atherinoides*), l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*), l'omisco (*Percopsis omiscomaycus*) et le meunier rouge (*Catostomus catostomus*) (Scott et Crossman, 1974). Il est intéressant de noter que les touladis se nourrissant principalement de petites proies ont une croissance moindre que les poissons s'alimentant de proies de bonne taille (Fondation de la faune du Québec, 1996).

Les individus essentiellement planctonophages ont une croissance plus lente, n'atteignent pas une taille aussi importante et ont une longévité moindre que ceux qui ont un régime alimentaire composé principalement de poissons (Scott et Crossman, 1974; Pazzia *et al.*, 2002). En lac, lorsque les poissons proies pélagiques ne sont pas disponibles, les touladis peuvent se nourrir de cyprins et de d'autres petits poissons du littoral. Cependant, l'introduction de crapet de roche (*Ambloplites rupestris*) et d'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), dans certains plans d'eau, a réduit les densités de poissons proies du littoral, conduisant les touladis à se nourrir presque exclusivement de zooplancton et d'invertébrés benthiques (Vander Zanden *et al.*, 1999). Ceci peut expliquer la réduction abrupte et radicale dans la grosseur maximale, l'âge et la taille à maturité des touladis suivant l'introduction de crapet de roche et d'achigan à petite bouche dans plusieurs lacs de l'Amérique du Nord (Pazzia *et al.*, 2002).

Dans les conditions naturelles, le touladi a peu d'ennemis, la prédation ayant lieu principalement sur les œufs (Scott et Crossman, 1974). Par contre, il faut noter le cas des pêcheries des Grands Lacs dont les populations ont été décimées par la lamproie marine (*P. marinus*) et la pollution (Scott et Crossman, 1974; Pêches et Océans Canada, 2005a).

Également, Sellers *et al.* (1998) ont émis l'hypothèse que des prédateurs, tels le grand brochet (*Esox lucius*) et le doré jaune (*Sander vitreus*), pourraient limiter la distribution thermale du touladi dans certains lacs, en confinant ces derniers dans les eaux plus froides de l'hypolimnion (voir également Evans *et al.*, 1991a). De plus, la compétition et la prédation pourraient être assez fortes pour éliminer les populations de touladis des petits lacs aux assemblages ichtyologiques simples, au profit d'espèces tel le grand brochet.

Un taux d'oxygène élevé semble recherché par les touladis. Effectivement, dans leur étude réalisée dans trois petits lacs de l'Ontario, Sellers *et al.* (1998) ont remarqué que 75 à 90 % des poissons sont demeurés dans les eaux présentant une teneur en oxygène supérieure à 6 mg L⁻¹. De plus, les touladis semblaient éviter les régions dont la valeur en oxygène dissous était inférieure à 5 mg L⁻¹, et ce, même lorsqu'un habitat thermique approprié était présent. Une diminution de l'oxygène aura comme conséquence de restreindre l'habitat disponible pour l'espèce. Ainsi, une augmentation dans le niveau de nutriments (phosphore total), par exemple, augmentera le déficit en oxygène près du fond, résultant en un habitat optimal moindre (Dillon *et al.*, 2003).

3. MYRIOPHYLLE À ÉPIS (*Myriophyllum spicatum* L.)

Le myriophylle à épis, nom vernaculaire de *Myriophyllum spicatum* L., appartient à l'ordre des Hippuridales et à la famille des Haloragacées. Aiken *et al.* (1979) ont déterminé qu'il existe 13 espèces de *Myriophyllum* en Amérique du Nord dont neuf d'entre elles sont présentes au Québec (Couch et Nelson, 1985; Arsenault et Légaré, 2000). Ceska *et al.* (1985, in Couch et Nelson, 1985) ont découvert une quatorzième espèce, *M. ussuriense*, en Colombie-Britannique. Il existerait 45 espèces appartenant à ce genre (Couch et Nelson, 1985) distribuées dans le monde.

M. spicatum a été décrit pour la première fois par Linné en 1753 (Aiken *et al.*, 1979; Couch et Nelson, 1985). En 1919, Fernald (in Aiken *et al.*, 1979) déterminait que le myriophylle américain était suffisamment différent du type eurasiatique pour être déterminé comme une nouvelle espèce. Il a donc nommé cette nouvelle espèce myriophylle blanchissant, *M. exalbescens* (myriophylle de Sibérie ou *M. sibiricum* d'après Komarov). Malgré tout, les deux espèces ont longtemps été considérées comme une seule et même espèce, *M. exalbescens* étant désigné comme une sous-espèce ou une variété de *M. spicatum*. Aujourd'hui, *M. exalbescens* (*M. sibiricum*) et *M. spicatum* sont considérés comme deux espèces distinctes (Aiken *et al.*, 1979; Couch et Nelson, 1985).

Le myriophylle à épis est une plante aquatique submergée, persistante et à racines originaire d'Europe, d'Asie et de d'Afrique du Nord (Couch et Nelson, 1985). L'espèce est plus abondante dans un à quatre mètres d'eau, mais peut être retrouvée jusqu'à une profondeur de dix mètres d'eau (Smith et Barko, 1990). La tige est longue, avec des feuilles de plus de 35 mm de longueur semblables à des plumeaux, et attachées en groupes de trois à cinq. Au fur et à mesure que la plante croît, les feuilles basses meurent et tombent en raison de l'ombrage créé par les nouvelles pousses (élagage naturel). La tige est ramifiée, glabre et mesure de 0,5 à 7 m de longueur. La floraison a lieu lorsque la plante atteint la surface de l'eau. L'épi floral (inflorescence) est terminal et situé au-dessus de l'eau, puis se retrouve à nouveau sous l'eau après la maturation des fruits. La partie supérieure de la tige, c'est-à-dire sur une longueur de cinq à vingt nœuds sous

l'inflorescence, est environ le double de largeur du reste de la tige et s'avère très rigide et courbée. De façon générale, cette partie se retrouve donc parallèle à la surface de l'eau. Ainsi, lorsque les bancs de myriophylle à épis sont très denses, l'enchevêtrement des branches situées près de la surface de l'eau peut supporter le poids des grenouilles et des canards (Aiken *et al.*, 1979; Couch et Nelson, 1985).

3.1 Origine en Amérique du Nord

Le myriophylle à épis a fort probablement été introduit en Amérique du nord à partir de l'Europe (Couch et Nelson, 1985). Par contre, il existe peu d'indices pour déterminer l'endroit et le moment exacts de son introduction.

Redd (1977) mentionne que la première observation publiée d'un spécimen de *M. spicatum* en Amérique du Nord a été réalisée par Lester Ward en 1881 (in Redd, 1977). L'auteur avance que l'espèce aurait été introduite à la fin des années 1880. Par la suite, d'autres rapports font mention de la présence de myriophylle à épis aux États-Unis et au Canada. Cependant, la distribution non uniforme des mentions de la plante aquatique laisse supposer plusieurs endroits d'introduction. Redd (1977) suggère que des aquariophiles ont pu se débarrasser des plantes, permettant ainsi la dissémination de *M. spicatum* dans différents plans d'eau.

Couch et Nelson (1985) mettent en doute l'hypothèse d'une introduction aussi hâtive, affirmant que les spécimens identifiés par Redd (1977) appartiennent probablement tous à l'espèce *M. exalbescens*. Selon ces auteurs, la première récolte de *M. spicatum* en Amérique du Nord aurait été effectuée dans le Belch Spring Pond, situé dans le District de Columbia aux États-Unis, et daterait du 29 octobre 1942. Par contre, Couch et Nelson appuient l'hypothèse voulant que le myriophylle à épis ait d'abord été introduit, en Amérique du Nord, comme plante d'aquarium. Les pêcheurs, les plaisanciers et la sauvagine elle-même ont probablement aussi aidé à la dispersion de la plante.

Les premières observations de myriophylle à épis en Ontario et au Québec ont été rapportées dans les années 1960, tandis qu'en Colombie-Britannique, il aurait fait son apparition entre 1968 et 1970 (Aiken *et al.*, 1979; Newroth, 1985; Environnement Canada, 2005a). La première récolte aurait eu lieu dans le Parc Rondeau, en Ontario, en 1961 (Aiken *et al.*, 1979). En 1985, la présence du myriophylle à épi était devenu un problème majeur dans plusieurs régions des trois provinces canadiennes où sa présence était connue (Couch et Nelson, 1985).

En 2003, *M. spicatum* était présent dans tous les États américains, exception faite de cinq, soit le Maine, le Montana, le Wyoming, Hawaï et l'Alaska (U. S. Geological Survey, 2005). Puis, en 2004, une première mention de l'espèce fut faite dans le Maine (Gregory, 2005). Au Canada, la distribution du myriophylle à épis semble, pour le moment, être limitée à trois provinces, soit la Colombie-Britannique, l'Ontario et le Québec (Creed, 1998; Environnement Canada, 2005a). La figure 1 indique les États américains et les provinces canadiennes où il a y eu mention connue de myriophylle à épis.

3.2 Écologie

3.2.1 Habitat

Le myriophylle à épis colonise une vaste gamme d'habitats présentant des conditions physiques et chimiques très différentes. Ainsi, la plante peut croître à des profondeurs variant entre un et dix mètres, la profondeur maximale étant déterminée par la profondeur de pénétration de la lumière dans l'eau (Aiken *et al.*, 1979). *M. spicatum* croît donc à de plus grandes profondeurs lorsque les eaux sont claires, tandis que dans les eaux turbides, il est confiné dans les zones peu profondes (Smith et Barko, 1990).

La température optimale de croissance est relativement élevée, la photosynthèse maximale se produisant à des températures de 30 à 35 °C. Par contre, le myriophylle à épis est capable d'effectuer une photosynthèse appréciable à une température de 10 °C. D'ailleurs

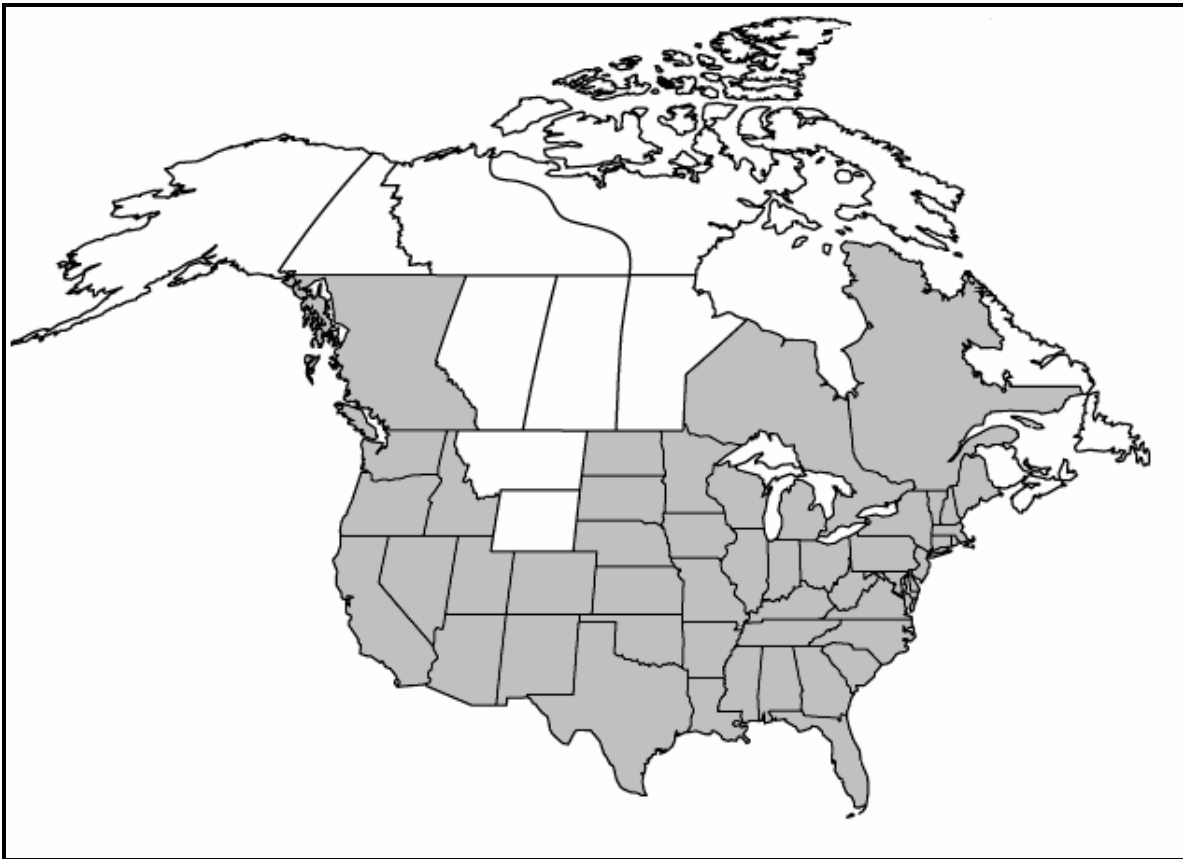


Figure 1 : États américains et les provinces canadiennes avec mention de myriophylle à épis (en gris).

la croissance débute au printemps lorsque la température de l'eau atteint environ 15 °C (Smith et Barko, 1990). Cependant, des températures près du point de congélation peuvent être fatales à la plante. D'ailleurs, cette sensibilité aux basses températures a été utilisée dans les réservoirs du Tennessee Valley Authority (TVA) pour contrôler la croissance de *M. spicatum*, le niveau d'eau des réservoirs étant abaissé quelques jours pendant la saison froide (Bates *et al.*, 1985).

Bien que le myriophylle à épis soit généralement retrouvé dans des plans d'eau mésotrophes à légèrement eutrophes, il n'est pas rare de l'observer dans des endroits où les concentrations en phosphore dans l'eau sont relativement basses. C'est le cas notamment de la Baie Georgienne (phosphore total de 3 µg L⁻¹) en Ontario (Aiken *et al.*, 1979), du lac ultra-oligotrophe Tahoe (phosphore total entre 2 et 5 µg L⁻¹) situé dans les États américains du Nevada et de la Californie (Goldman, 1988; Eiswerth *et al.*, 2000; Anderson, 2004; Walter *et al.*, 2005), de même que des lacs oligotrophes Cultus (phosphore total de 6 µg L⁻¹) en Colombie-Britannique (Truelson, 1985) et George (phosphore total entre 5 et 10 µg L⁻¹) dans l'État de New York (Madsen *et al.*, 1988; Boylen *et al.*, 1996; Boylen *et al.*, 1999). Ainsi, il semble que la croissance de *M. spicatum* ne s'effectue probablement pas en fonction directe de la concentration en phosphore dans l'eau. En effet, des études ont démontré que le myriophylle à épis est généralement limité par la disponibilité en azote (Anderson et Kalff, 1985, 1986; Madsen, 1999) et que le phosphore nécessaire à la plante est d'origine majoritairement sédimentaire (Bottomley et Bayly, 1984; Madsen, 1999). Ainsi, la croissance du myriophylle à épis peut être très rapide dans des lacs pauvres en nutriments lorsqu'il existe des zones où les sédiments sont enrichis (Smith et Barko, 1990). De plus, une réduction des apports en substances nutritives ne conduira pas nécessairement à une croissance moindre de la plante, puisque la charge interne des sédiments peut demeurer suffisante pour permettre une croissance excessive (Bostrom *et al.*, 1982, in Frodge *et al.*, 1991).

Le myriophylle à épis est retrouvé dans des tourbières acides (pH 5,4) aussi bien que dans des eaux au pH élevé (pH 9-10) (Aiken *et al.*, 1979). Il préfère les eaux alcalines, mais peut croître dans des plans d'eau avec une alcalinité variant de 12,0 à

102,5 mg CaCO₃ L⁻¹ (Arsenault et Légaré, 2000). De plus, il se développe bien dans des eaux présentant une salinité de 10 ‰, mais sa croissance est ralentie lorsque la salinité atteint 15 ‰ (Aiken *et al.*, 1979; Nichols et Shaw, 1986).

La granulométrie du substrat semble être un facteur limitant pour le myriophylle à épis. La croissance de la plante est plus élevée dans les sédiments de texture fine et dont la portion en matière organique se situe entre 10 et 25 % (Nichols et Shaw, 1986; Smith et Barko, 1990). Elle est moindre dans les sédiments fortement organiques. Bates *et al.* (1985) mentionnent que *M. spicatum* est fréquemment présent dans des substrats grossiers. De plus, la qualité du substrat, aussi bien pour le myriophylle à épis que pour d'autres plantes aquatiques, augmente avec la déposition du silt et les apports de matière organique. En général, le myriophylle à épis crée lui-même un habitat favorable à l'expansion de la colonie (Bates *et al.*, 1985; Barko et Smart, 1985).

3.2.2 Propagation et étalement

Il existe deux moyens de propagation pour le myriophylle à épis, soit par mode sexuel, par la formation de graines, soit végétatif, par la formation de bulbilles et de drageons ou par la fragmentation de la tige (Aiken *et al.*, 1979; Smith et Barko, 1990; Arsenault et Légaré, 2000). Par contre, plusieurs auteurs s'entendent pour dire que la reproduction sexuée ne joue pas un rôle prépondérant dans la multiplication de la plante (Aiken *et al.*, 1979; Madsen et Boylen, 1989; Smith et Barko, 1990). Néanmoins, l'observation récente d'hybrides entre le myriophylle à épis et les myriophylles indigènes (Moody et Les, 2002) suggère que la reproduction sexuée a bel et bien lieu, même si elle n'a pas une implication majeure dans la propagation de l'espèce.

La fragmentation semble être le principal moyen de propagation utilisé par le myriophylle à épis. Les fragments sont créés de façon artificielle, lors du sectionnement de la tige par des activités humaines, ou de façon naturelle, après la floraison, ou encore par l'action des vents, des vagues et des palmes des canards. Ce mode de reproduction semble être

responsable de la propagation rapide du myriophylle à épis dans un plan d'eau infesté, et même dans de nouveaux lacs, rivières et étangs (Aiken *et al.*, 1979; Smith et Barko, 1990; Arsenault et Légaré, 2000). Le passage d'une embarcation au travers d'une zone recouverte par le myriophylle à épis présente un risque élevé de fragmentation, que ce soit par les rames, la quille ou les hélices du moteur (Newroth, 1985; Smith et Barko, 1990; Arsenault et Légaré, 2000). De plus, les fragments ainsi créés et rejetés à l'eau peuvent être transportés par les vents et les courants, d'une partie à l'autre du lac, et même à un autre plan d'eau par les tributaires. Les morceaux peuvent aussi demeurer accrochés à l'embarcation et rester en vie pendant des semaines s'ils sont gardés humides. Ils présentent alors un potentiel élevé de propagation à l'intérieur d'autres bassins versants. L'utilisation d'embarcations dans des lacs infestés, lesquelles ont ensuite servi dans d'autres plans d'eau, fut probablement à l'origine de la colonisation rapide de la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique, par *M. spicatum*, dans les années 1980 (Newroth, 1985; Arsenault et Légaré, 2000). De plus, Howard-Williams (1993) a noté qu'en Nouvelle Zélande, où près de 20 % de la flore est composée d'espèces introduites, les mouvements interlacs des embarcations seraient presque exclusivement à l'origine du transfert des plantes aquatiques envahissantes.

Une fois établi dans la communauté aquatique, le myriophylle à épis se reproduit par la fragmentation des pousses et par des stolons (ramification rampante de la base de la tige d'une plante). Étant une espèce opportuniste, *M. spicatum* est adapté pour une croissance rapide et précoce au printemps. Les stolons, les pousses basses et les racines persistent tout l'hiver et emmagasinent des hydrates de carbones (Aiken *et al.*, 1979; Smith et Barko, 1990; Arsenault et Légaré, 2000). Ces derniers favorisent, entre autres, une croissance, une photosynthèse et une division accrue de la plante, d'où la formation hâtive d'une canopée au début du printemps. Il en résulte un ombrage plus important des plantes indigènes, réduisant ou empêchant leur croissance (Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999). Ces conditions permettent donc au myriophylle à épis de devenir l'espèce dominante, créant même des zones où elle devient la seule plante aquatique présente (Newroth, 1985; Gibbons et Gibbons, 1985; Smith et Barko, 1990; Boylen *et al.*, 1999).

3.2.3 Impacts sur les activités humaines et moyens de contrôle

Les changements de l'écosystème lacustre qui peuvent survenir suite à l'invasion d'un plan d'eau par le myriophylle à épis passent souvent inaperçus aux yeux des utilisateurs. Cependant, il en va autrement des problématiques engendrées par cette plante sur l'utilisation humaine du plan d'eau. Pourtant, les impacts sur les paramètres physico-chimiques, la flore et la faune ont lieu toute l'année durant, alors que les désagréments sur le plan humain ne se font sentir que lorsqu'il y a une surabondance de plante aquatique et/ou lorsque la biomasse maximale est atteinte, soit autours des mois de juillet – août. La croissance du myriophylle à épis en zone littorale, à la surface de l'eau, le rend souvent nuisible du point de vue des usagers du plan d'eau (Chambers *et al.*, 1999; Arsenault et Légaré, 2000; Sauvé, 2002). Cette section vise à faire un bref survol des problématiques rencontrées sur le plan humain suite à l'invasion par le myriophylle à épis de plans d'eau. De plus, une brève description des méthodes de gestion et de contrôle de cette plante exotique suivra.

De par sa biomasse importante, souvent concentrée juste sous la surface de l'eau, le myriophylle à épis altère bien souvent l'apparence visuelle des lacs qu'il envahit. Effectivement, rien n'est plus loin de l'image de saine nature recherchée par les amateurs de villégiature que la croissance demeurée de plantes aquatiques. De plus, la croissance dense de la plante peut entraver la circulation maritime. Dans certains cas, le passage des embarcations à moteurs, à quille et même à rames devient ardu, voire irréalisable (Gibbons et Gibbons, 1985; Arsenault et Légaré, 2000). Le ski nautique devient également impraticable dans les zones infestées. Également, les activités de canotage risquent fort d'abîmer ou de fragmenter les tiges de la plante, favorisant alors la dispersion de *M. spicatum* dans le plan d'eau (Newroth, 1985).

Après une tempête ou lors de la période de sénescence de la plante, les plages et les berges peuvent se trouver jonchées de débris végétaux en décomposition. Ceci rend ces emplacements peu attrayants aux yeux des utilisateurs du plan d'eau et augmentent les coûts d'entretien de ces endroits (Aiken *et al.*, 1979). De plus, la présence de bancs denses

de myriophylle à épis rend la baignade peu invitante et même à risque, les dangers de noyade se trouvant augmentés (Newroth, 1985; Arsenault et Légaré, 2000). En Colombie-Britannique, la croissance dense de populations de myriophylle à épis non traitées a été associée avec des problèmes de dermatites du baigneur (Newroth, 1985, voir également Eiswerth *et al.*, 2000).

Les activités de pêche récréative et commerciale peuvent être affectées négativement par la présence de *M. spicatum* (Gibbons et Gibbons, 1985; Petr, 2000). Effectivement, la pêche à partir des berges devient plus difficile, les tiges de myriophylle se prenant dans les lignes et les leurres. Les pêcheurs à la trolle doivent également affronter cette problématique. Bien que la croissance du myriophylle à épis soit limitée à la zone littorale, la production de fragments, peut être importante dans certains plans d'eau où la biomasse est élevée, conduisant à la formation de tapis en zone pélagique (Newroth, 1985).

Bien que les plantes aquatiques fassent partie intégrante de l'écosystème du plan d'eau, elles peuvent, dans certains cas, être perçues comme une nuisance par les utilisateurs. De façon générale, une croissance modérée de macrophytes immergés est souhaitable pour la qualité de l'eau et la faune aquatique. Malheureusement, le myriophylle à épis devient souvent surabondant dans les plans d'eau où il élit domicile, même dans les lacs peu productifs (Truelson, 1985; Newroth, 1985; Boylen *et al.*, 1996; Eiswerth *et al.*, 2000; Anderson, 2004), entraînant sur le plan humain les désagréments mentionnés ci-dessus. Ceci peut alors conduire, dans les pires cas, à une diminution de la valeur réelle des propriétés riveraines (Bates *et al.*, 1985).

Les bancs denses de myriophylle à épis ne posent pas que des difficultés au niveau des usages récréatifs de l'eau. Effectivement, plusieurs auteurs ont rapporté des problèmes avec les usages domestiques et industriels de l'eau. Ainsi, Newroth (1985) mentionne que le Peachland Irrigation District, en Colombie-Britannique, a dû procéder au contrôle d'une population de *M. spicatum*. Les citoyens avaient fait connaître leurs inquiétudes sur la qualité de l'eau fournie pour la consommation domestique et l'irrigation. Cette crainte était fondée sur le goût et l'odeur de l'eau distribuée. De plus, Aiken *et al.* (1979) font la

remarque de la possibilité d'obstruction des systèmes d'apport en eau potable par le myriophylle à épis. Il en va de même pour les systèmes d'apport en eau pour les industries (Aiken *et al.*, 1979; Bates *et al.*, 1985). Ainsi, Bates *et al.* (1985) mentionnent des incidents d'obstruction partielle aux prises des installations de la centrale électrique à la vapeur du Tennessee Valley Authority. Ceci a été attribué aux tapis flottants de myriophylles (*Myriophyllum sp.*), de naïade marine (*Najas marina*), de cornifle nageante (*Ceratophyllum demersum*) et d'autres macrophytes lors de la sénescence d'automne. De plus, Gibbons et Gibbons (1985), rapportent que la société qui possède et opère la centrale hydroélectrique de Box Canyon (Box Canyon Dam Hydroelectric Power Plant) a estimé des coûts de 1000 \$ par jour dus au retrait constant de la biomasse du myriophylle à épis de ces grilles à débris. Le coût estimé n'inclut pas la perte de production énergétique résultant de la diminution de la tête hydraulique au-dessus des turbines.

Le myriophylle à épis a démontré sa capacité de croître de façon luxuriante même dans les eaux au courant rapide (vitesse de plus de 2 m s⁻¹, Nichols et Shaw, 1986) et peut ainsi créer une résistance hydraulique. Dans le système de lacs de la rivière Okanagan, qui est régulé par des barrages, le myriophylle à épis a interféré à la régulation et au contrôle des décharges en faussant les mesures des stations de jaugeages, en plus d'être la cause d'inondations mineures à Vaseux Lake (Newroth, 1985).

Depuis les 20 dernières années, des programmes de contrôle des macrophytes aquatiques ont été développés à travers le Canada. Il arrive parfois que les régions ciblées par ces programmes visent à limiter les pressions négatives sur l'écosystème (ex. : frayères à saumon sockeye (*Oncorhynchus nerka*) du lac Cultus, COSEWIC, 2003; Pêches et Océans Canada, 2005c), mais de façon générale, ces programmes sont typiquement dirigés afin de bonifier les ressources en eau prisées par les humains (Chambers *et al.*, 1999). Le myriophylle à épis, étant considéré comme une espèce étrangère très envahissante au Canada (Environnement Canada, 2005a), plusieurs programmes de gestion des plans d'eau visent cette espèce (Newroth, 1985; Truelson *et al.*, 1985; Chambers *et al.*, 1999). De plus, il apparaît improbable, voire impossible, d'enrayer complètement cette plante aquatique d'un plan d'eau lorsqu'elle s'y est établie (Newroth, 1985; Sheldon et Creed, 1995; Parsons

et al., 2001). Les différentes opérations de contrôle arrivent occasionnellement à ralentir son expansion, mais parviennent rarement à prévenir sa dispersion. Les efforts sont alors concentrés sur le contrôle de la biomasse dans les zones à forte vocation de villégiature. Les mesures de contrôle existantes, bien que relativement diversifiées, sont généralement coûteuses et doivent être appliquées de façon récurrente.

Le myriophylle à épis couvre souvent de grandes étendues. Le traitement de la zone entière étant alors trop onéreux, les interventions sont alors ciblées à l'échelle locale (Aiken *et al.*, 1979; Newroth, 1985; Bates *et al.*, 1985; Environnement Canada, 2005a). Par exemple, les régions d'intérêts peuvent être des plages qui doivent être maintenues exemptes de matériel végétal, ou encore des rampes de mise à l'eau où des chenaux doivent être ouverts pour les bateaux jusqu'en zone pélagique. Les objectifs poursuivis détermineront le choix des techniques appropriées, ainsi que la nature et l'amplitude du mode de contrôle à instaurer (Newroth, 1985; Lesmerises, 1993; Environnement Canada, 2005a). Les moyens de contrôle du myriophylle à épis se divisent en trois catégories principales, à savoir les techniques physiques, chimiques et biologiques. Elles peuvent être utilisées seules ou en combinaison.

Les moyens physiques comprennent l'utilisation de récolteuses mécaniques, de motoculteurs, de cultivateurs sous-marins et de dragues commandées par plongeur. L'abaissement du niveau de l'eau visant à faire sécher ou geler la plante, ainsi que l'emploi de barrières empêchant la dissémination des fragments, font aussi partie de ces techniques de contrôle (Bates *et al.*, 1985; Newroth, 1985; Lesmerises, 1993; Environnement Canada, 2005a). Les récolteuses mécaniques permettent de réduire la biomasse initiale du myriophylle à épi assez rapidement, mais la plante repousse vite et la création artificielle d'une grande quantité de fragments peut favoriser sa dispersion (Aiken *et al.*, 1979; Bates *et al.*, 1985; Newroth, 1985; Environnement Canada, 2005a). La maîtrise de la propagation de *M. spicatum* nécessiterait entre trois et quatre récoltes par année. Dès que le processus est interrompu, la repousse s'effectue très rapidement (Truelson, 1985; Environnement Canada, 2005a). Les cultivateurs sous-marins sont plus efficaces que la récolte mécanisée (Environnement Canada, 2005a). Il s'agit toutefois d'un processus lent et coûteux qui

entraîne le largage de nombreux fragments (Truelson, 1985). Il en est de même pour les dragues commandées par plongeur. Par conséquent, ces méthodes ne conviennent qu'à la répression de peuplements restreints (Newroth, 1985; Truelson, 1985; Environnement Canada, 2005a).

Les techniques fondées sur la manipulation du niveau de l'eau, comme le rabattement et l'inondation, se sont montrées efficaces dans des réservoirs du Tennessee Valley Authority (Bates *et al.*, 1985). Le rabattement hivernal permet d'exposer la plante à des températures inférieures au point de congélation. D'après une étude, 96 heures d'exposition au froid glacial suffisent pour tuer le myriophylle à épi (Aiken *et al.*, 1979; Environnement Canada, 2005a). Cependant, cette méthode requiert la présence d'un ouvrage régulateur afin de contrôler le niveau de l'eau. De plus, avant d'appliquer cette méthode de gestion, les impacts éventuels sur l'écosystème (ex. : exposition des œufs de touladi à la sécheresse, aux glaces et au froid) doivent être évalués et pris en considération.

L'installation de barrières physiques au fond de l'eau (moustiquaire, polyéthylène, etc.) sur les colonies de myriophylle à épi empêcherait la dissémination par fragmentation. Cette méthode s'est révélée efficace pour pallier aux petites infestations, mais elle est coûteuse et exige un entretien régulier (Maxnuk, 1985; Newroth, 1985; Environnement Canada, 2005a).

Les techniques chimiques consistent en l'utilisation d'herbicides afin de contrôler les populations de myriophylle à épis. Le produit le plus couramment employé semble être l'acide 2,4-dichlorophenoxyacétique (2,4-D). Ce produit possède une certaine sélectivité envers *M. spicatum*, à petites doses et lorsque les temps d'exposition sont courts (Miller et Trout, 1985; Roshon *et al.*, 1999; Parsons *et al.*, 2001; Environnement Canada, 2005a). Cependant, bien que le 2,4-D réduise significativement la biomasse et la fréquence d'occurrence du myriophylle à épis dans un plan d'eau, du moins au cours de l'année suivant son application, ce produit n'empêche pas la reprise de la croissance de la plante lors des années subséquentes. Des activités de gestion continues sont alors nécessaires afin

de limiter au minimum la croissance des populations de myriophylle à épis (Parsons *et al.*, 2001).

Les programmes de lutte biologiques actuellement à l'étude comprennent une gamme d'organismes allant des bactéries aux poissons herbivores (Aiken *et al.*, 1979; Bates *et al.*, 1985; Arsenault et Légaré, 2000). L'utilisation d'un charançon, *Euhrychiopsis lecontei* semble, pour le moment, être la méthode la plus prometteuse pour le Québec. En effet, cet insecte est indigène dans quelques lacs de la province et ne nécessite donc pas l'introduction d'un organisme exotique (Arshoun, 2003). De plus, plusieurs auteurs ont relié le déclin des populations de myriophylle à épis dans des lacs américains, à la présence de cet insecte (Creed *et al.*, 1992; Creed et Sheldon, 1995; Sheldon et Creed, 1995; Creed, 1998; Creed, 2000; Tamayo *et al.*, 2000). Cependant, certaines populations de *M. spicatum* semblent résistantes à cet herbivore (Creed, 2000; Moody et Les, 2002; Roley et Newman, 2006). De plus, la présence d'hybrides du myriophylle à épis avec des myriophylles indigènes pourrait diminuer l'efficacité de *E. lecontei* envers les populations invasives (Moody et Les, 2002; Roley et Newman, 2006).

3.2.4 Déclin naturel

Il est commun pour *M. spicatum* de prendre rapidement de l'expansion lorsqu'il atteint un lac, de demeurer la plante la plus abondante de la zone littorale pendant un certain nombre d'années, puis de péricliter relativement rapidement (Trebitz *et al.*, 1993). Des observations répétées de croissance en « boom and bust » ont été faites, mais on ignore toujours ce qui précipite le déclin. Les hypothèses émises incluent la déplétion des nutriments, l'ombrage provoqué par les nuages de phytoplancton et le périphyton, l'attaque par des parasites ou des organismes pathogènes, les effets à long terme de la récolte et/ou des herbicides, l'accumulation de toxines, les fluctuations climatiques, la compétition avec les autres macrophytes et la présence d'insectes herbivores. Dans plusieurs plans d'eau, les populations de myriophylle à épis ont augmenté jusqu'à atteindre un niveau élevé, ont

maintenu leur dominance pendant cinq à vingt ans, dix ans étant typique, et puis ont décliné (Smith et Adams, 1986; Smith et Barko, 1990).

Au Lac Wingra (Wisconsin), comme ailleurs, le cycle naturel d'invasion par le myriophylle à épis semble avoir été une augmentation soudaine, jusqu'à devenir l'espèce dominante, suivi par un déclin prononcé. Cependant, cette diminution dans la population de *M. spicatum* était caractérisée par un patron largement aléatoire autour du lac, certains endroits semblant être plus affectés que d'autres. Aucune des hypothèses émises sur les mécanismes ne peut donc être supportée clairement. Ainsi, le myriophylle à épis continue toujours à croître dans l'ensemble de la zone littorale. Néanmoins, même s'il n'a pas disparu totalement, sa persistance demeure faible, l'espèce s'étant plutôt intégrée dans une communauté floristique davantage diversifiée, au lieu de la dominer (Trebitz *et al.*, 1993).

3.3 Distribution au Québec

Au Québec, à notre connaissance, il n'existe pas actuellement d'écrits faisant mention des lacs infestés par le myriophylle à épis. Pourtant, Lesmerises mentionnait en 1993 que *M. spicatum* était retrouvé dans les régions de l'Estrie et de l'Outaouais et qu'il était déjà devenu problématique pour certains lacs du Québec. Ainsi, des actions ont déjà dû être posées dans certains plans d'eau afin de contrer cette plante envahissante (Mireille Sager, Direction de la politique de l'eau, MDDEP, comm. pers.). La présente section vise à établir sommairement la distribution connue du myriophylle à épis au Québec (figure 2).

Depuis 2001, *M. spicatum* a commencé à envahir les lacs à touladi (*S. namaycush*) typiquement oligotrophes de la région de l'Outaouais (Fournier *et al.*, 2004). En 2004, cette plante était présente dans au moins 30 % de la superficie totale des eaux à touladi de cette région. Entre autres, les lacs de l'Argile, Blue Sea et des Trente-et-un-Milles sont touchés pour n'en citer que quelques-uns. Pourtant, il s'agit-là de lacs dont les eaux présentent de faibles concentrations en phosphore, soit 10,5, 8,0 et 4,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivement. Du myriophylle à épis a été trouvé, ou des mesures de gestion sur des

populations de *Myriophyllum sp.* ont dû être entreprises dans 19 autres lacs à touladi du Québec (Sauvé, 2002; Fournier *et al.*, 2004; RAPPEL, 2004; Memphrémagog Conservation Incorporé, 2005; Association des Propriétaires du Lac Pemichangan, 2005; Les Amis du Lac Supérieur, 2005; Association Lac St-Pierre, 2005; Centre Saint-Laurent – Environnement Canada, 2005; Association pour la protection de l’environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 2005).

Dans un bilan qui couvre la période de 1996 à 2003, le RAPPEL (2004) mentionne que le myriophylle à épis était présent dans 12 des 31 lacs étudiés. Cette plante aquatique compte donc pour 18 % des zones totales échantillonnées, soit la deuxième espèce d’importance en termes d’abondance relative après la vallisnérie américaine (*Vallisneria americana*).

Récemment, *M. spicatum* a étendu son aire de distribution, faisant son apparition dans les lacs Delage et Saint-Charles, situés non loin de la ville de Québec (Association pour la protection de l’environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 2005). La distribution géographique du myriophylle à épis au Québec pourrait donc être beaucoup plus étendue que nous pouvons le penser.

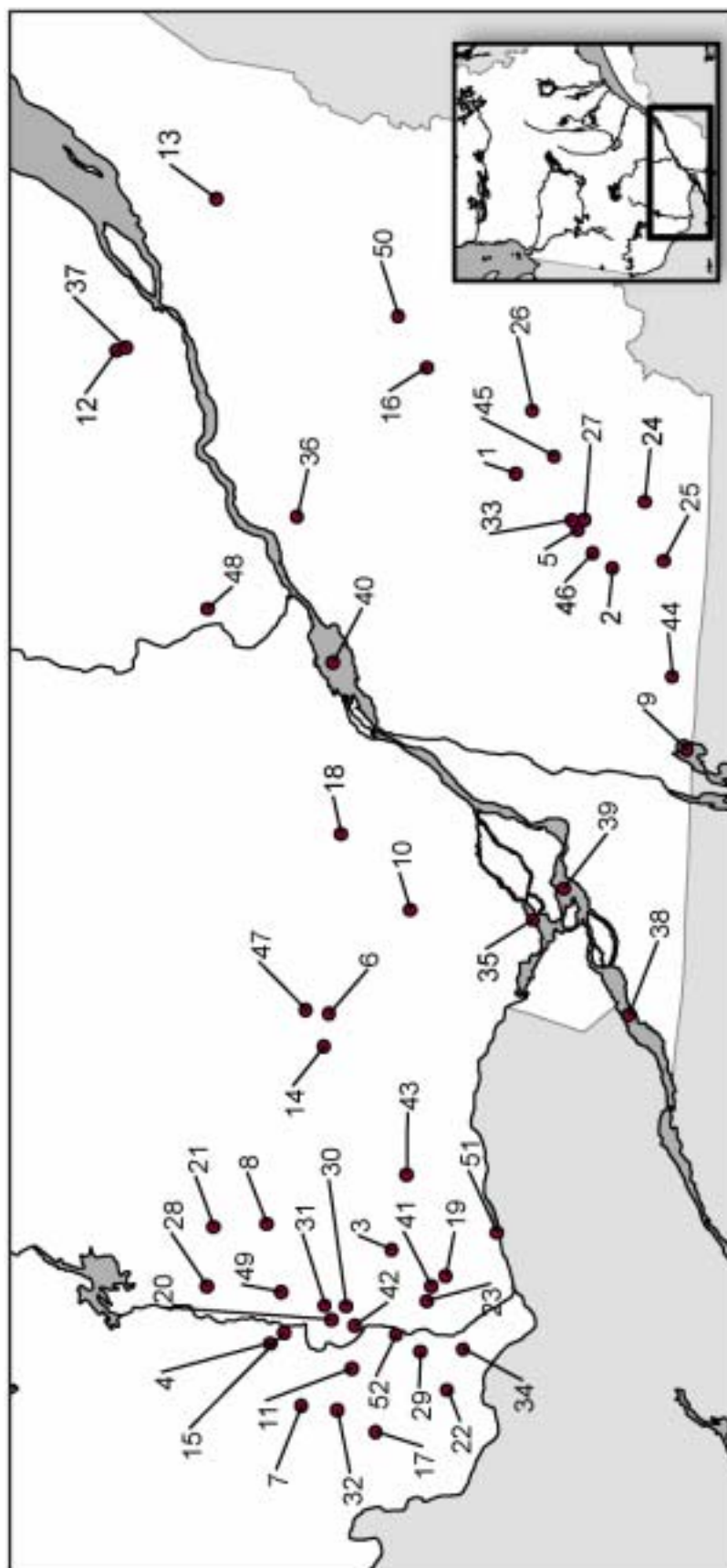


Figure 2 : Lacs du Québec où la présence de *Myriophyllum spicatum* a été rapportée ou lacs où il y a des opérations de contrôle de *Myriophyllum sp.*

Numéro de référence	Lac	No MDDEP	Lac à touladi	Numéro de référence	Lac	No MDDEP	Lac à touladi
1	Argent (Dudswell) (d')	01824		27	Montjoie	01798	
2	Argent (Eastman) (d')	01786		28	Murray	04534	X
3	Argile (de l')	00838	X	29	Notre-Dame	00361	
4	Blue Sea	00325	X	30	Oxbow	00384	
5	Brompton	01777	X	31	Pemichangan	00364	X
6	Carré	01361		32	Petit-Cayamant	00939	X
7	Cayamant	00938	X	33	Petit lac Brompton	01778	X
8	Cerf (du)	00451	X	34	Philippe	00367	
9	Champlain	23298	X	35	Pointe-Calumet (Baie)	02017	
10	Connelly	00754	X	36	Rose	03643	
11	Danford	00335	X	37	Saint-Charles	01067	
12	Delage	02411		38	Saint-François	02243	
13	Dion	02475		39	Saint-Louis	02244	
14	Duhamel	01375	X	40	Saint-Pierre	02142	
15	Edia	26879	X	41	Saint-Pierre	00897	X
16	Est (de l')	01817		42	Sainte-Marie	03963	
17	Ferne (de la)	00957		43	Schryer	00900	
18	Français (des)	00399	X	44	Selby	01755	
19	Grand	00621	X	45	Stoke	01782	
20	Heney	00345	X	46	Stukely	01789	X
21	Îles (des)	00494		47	Supérieur	01448	X
22	La pêche	00975		48	Tortue (à la)	01603	
23	Lucerne (de l'Écluse)	00350	X	49	Trente-et-un-Milles (des)	00581	X
24	Massawippi	01805	X	50	Truite (à la)	01530	
25	Memphrémagog	01480	X	51	rivière des Outaouais aval Gatineau	04060000	
26	Miroir	01814		52	rivière Gatineau municipalité de Low	04080000	

(Les Amis du Lac Supérieur; 2005; Sauvé, 2002; Association Lac St-Pierre, 2005; Centre Saint-Laurent – Environnement Canada, 2005; RAPPEL, 2004; Fournier *et al.*, 2004; Memphrémagog Conservation Incorporated, 2005; Association des Propriétaires du Lac Pemichangan, 2005; Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 2005; Mireille Sager., Direction de la politique de l'eau, MDDEP, comm. pers., 2005)

4. MODIFICATIONS DES PARAMÈTRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

La présence de plantes aquatiques dans un plan d'eau exerce une influence sur les paramètres physiques, chimiques et biologiques (Carpenter et Lodge, 1986). Un changement dans la communauté de macrophytes, de même qu'un rendement de croissance excessif des végétaux, risquent de modifier de façon non négligeable la valeur de ces descripteurs. Ainsi, l'envahissement d'un plan d'eau par le myriophylle à épis induirait d'abord des changements au niveau du patron de circulation de l'eau et de sédimentation des particules et, de ce fait, un changement au niveau du substrat, des gradients de pH, de température et d'oxygène, de même qu'un changement dans les concentrations en nutriments. L'altération des valeurs de ces paramètres pourrait ensuite entraîner des modifications au niveau des organismes planctoniques, des insectes aquatiques et des poissons (Chambers *et al.*, 1999).

4.1 Intensité lumineuse

La présence de macrophytes dans la zone littorale des plans d'eau résulte en l'interception de la lumière avant qu'elle n'atteigne le fond (Dale et Gillespie, 1978; Lillie et Budd, 1992). La localisation de la biomasse du myriophylle à épis dans la partie supérieure de la colonne d'eau, de même que la formation d'une canopée dense pourrait s'avérer être un avantage compétitif pour la plante. Ainsi, l'interception de la lumière, par cette espèce, s'effectue près de la surface de l'eau, ombrageant les espèces plus petites situées sous l'épais tapis de feuilles et de tiges (Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999). L'atténuation lumineuse créée par la canopée altère significativement le profil de profondeur de la photosynthèse dans les bancs de macrophytes. De plus, l'interception de la lumière par cette espèce, dans la partie supérieure de la colonne d'eau, de même que l'étalement de sa canopée induisent un ombrage important dans les zones plus profondes, et ce peu importe l'angle du soleil (Carpenter et Lodge, 1986).

4.2 Circulation de l'eau et substrat

De façon générale, on sait que le transport des sédiments fins à partir des zones littorales à énergie élevée se fait vers les zones de moindre énergie. Généralement, le triage des particules survient uniquement dans les milieux très profonds. Effectivement, les particules plus grosses, qui requiert plus d'énergie pour demeurer en suspension, auront tendance à sédimenter plus rapidement. À l'inverse, les particules plus fines demeureront plus longtemps en suspension dans la colonne d'eau et pourront être transportées sur de plus grandes distances. Elles seront donc transportées graduellement vers de plus grandes profondeurs, là où l'énergie disponible est insuffisante pour leur remise en suspension (Cyr, 1998). Cependant, il existe de plus en plus d'évidences à l'effet que les environnements littoraux à faible énergie, telles les régions de lits extensifs de macrophytes, retiennent les sédiments fins sur de longues périodes, allant de quelques années à quelques décennies (Petticrew et Kalff, 1991, 1992). La projection verticale de la canopée dans la colonne d'eau crée une barrière, atténuant les vagues et les mouvements horizontaux de l'eau dans les eaux peu profondes (Cyr, 1998; Chambers *et al.*, 1999). Avec une diminution de la circulation de l'eau, les particules en suspension dans la colonne d'eau se trouvent emprisonnées (Chambers *et al.*, 1999). Les bancs de plantes aquatiques submergées facilitent donc la sédimentation des particules fines, principalement à la lisière de ceux-ci (Cyr, 1998). Les sédiments sont alors stabilisés par les racines et les rhizomes. À ce chapitre, Weiler (1978, *in* Carpenter et Lodge, 1986) a démontré que les bancs de *M. spicatum* diminuent de 36 % le flux de l'eau dans la zone littorale du lac Wingra, Wisconsin.

L'emprisonnement des particules par les macrophytes produit des sédiments avec un contenu organique plus élevé et une taille plus petite à l'intérieur du banc en comparaison des régions adjacentes non colonisées (Chambers *et al.*, 1999). De plus, la sédimentation des particules fines à la lisière des bancs de macrophytes crée des habitats favorables à l'expansion des colonies de plantes aquatiques (Nichols et Keeney, 1973). Ainsi, les substrats de texture grossière sont fréquemment envahis par le myriophylle à épis et une « amélioration » du substrat suit la transformation des sédiments suivant la déposition du

silt, avec des additions supplémentaires de matière organique. En général, le myriophylle à épis crée un habitat non seulement convenable pour une expansion future de la colonie, mais aussi pour l'établissement d'autres groupements de macrophytes submergés (Bates *et al.*, 1985).

En lacs, la sénescence des macrophytes contribue à la matière organique réfractaire des sédiments (Carpenter et Lodge, 1986). De plus, la dégradation de la matière organique emprisonnée dans le substrat conduit à la formation de composés chimiques néfastes pour plusieurs organismes vivants (Sly, 1988). On observe, entre autres, un accroissement de la demande biologique en oxygène (DBO), une augmentation d'azote ammoniacal sous forme non ionisée ($\text{NH}_3\text{-N}$), du dioxyde de carbone (CO_2) et du sulfure d'hydrogène (H_2S). Ainsi, la chimie des eaux interstiellles du substrat sera fortement influencée par la dégradation du matériel organique présent. Par ailleurs, les caractéristiques physiques de la matière organique, présente dans les apports de détritus, sont également importantes. Conséquemment, pour un même contenu en carbone organique, les feuilles et le matériel filamenteux peuvent bloquer plus efficacement la circulation de l'eau au travers des espaces du substrat que ne le feraient d'autres formes de débris organiques, par exemple le phytoplancton. Ceci peut donc exacerber les effets de la décomposition de la matière organique (Sly, 1988).

4.3 Gradient de pH

Dans un lac, le pH de l'eau en zone littorale est influencé à la fois sur le plan horizontal et vertical, par la présence des macrophytes. La répartition horizontale du pH est associée à la distribution hétérogène des macrophytes aquatiques ainsi qu'à leur présence/absence (patchiness), tandis que la distribution verticale est fonction de la localisation de la biomasse dans la colonne d'eau (Frodge *et al.*, 1990).

Le myriophylle à épis possède un avantage compétitif sur les autres espèces de plantes aquatiques, il est capable d'utiliser le bicarbonate comme source de carbone inorganique

dissous (CID). Ceci suggère que *M. spicatum* peut croître dans les eaux douces à faible teneur en CID (Grace et Wetzel, 1978). Cette adaptation est avantageuse pour l'espèce, particulièrement dans les eaux au pH élevé, où les formes dominantes de carbone inorganique passent du dioxyde de carbone, au bicarbonate, puis au carbonate (Nichols et Shaw, 1986). De plus, cette utilisation du bicarbonate comme source CID contribue au pH élevé et à une plus grande alcalinité à la surface de la canopée formée par la plante. Ainsi, au lac Bull (Washington), Frodge *et al.* (1990) ont observé régulièrement des pH supérieurs à 10 au-dessus des espèces de macrophytes submergés, soit *C. demersum* et *M. exalbenscens*. Sous la canopée de ces plantes, le pH montrait une valeur de une à deux unités inférieures à la surface. Cette différence entre les pH observés au-dessus et au-dessous de la canopée s'explique par une plus grande biomasse près de la surface de l'eau, et par conséquent, une plus grande fixation du carbone, par la plante, à cet endroit (Grace et Wetzel, 1978).

4.4 Gradient de température

La présence de macrophytes dans la colonne d'eau résulte en l'interception de la lumière avant qu'elle n'atteigne le fond. Une petite fraction de l'énergie lumineuse captée par les plantes est utilisée dans le processus de photosynthèse, mais une plus grande proportion est convertie en chaleur à la surface des feuilles. Cela cause alors une augmentation localisée dans la température de l'eau (Dale et Gillespie, 1978). Le gradient de température est le résultat de la distribution de l'énergie dans la colonne d'eau. Celui-ci est renforcé lorsque les macrophytes exercent une influence sur la réduction de la circulation de l'eau (Dale et Gillespie, 1977; Carpenter et Lodge, 1986; Chambers *et al.*, 1999).

Dale et Gillespie (1977) ont observé, qu'en présence d'une biomasse élevée de *V. americana* flottant, des températures plus élevées étaient mesurées au niveau de la surface de l'eau, tandis que des températures plus basses étaient notées près de la surface du substrat. Ceci résultait en une différence de 7,1 °C pour 80 cm de profondeur. Lorsque la biomasse végétale était plus faible, le gradient était de < 1 °C par deux à trois mètres d'eau.

Dale et Gillespie (1978) ont aussi démontré que des différences dans l'arrangement des feuilles des macrophytes d'eau douce influencent les gradients de température dans la colonne d'eau. Par conséquent, l'amplitude des gradients verticaux de température serait fonction de l'arrangement et de la grosseur des feuilles dans une population de plantes aquatiques, de même que des radiations solaires et de la vitesse du vent. Ainsi, les auteurs ont établi des profils de température différents en conservant une biomasse végétale identique, mais en réorganisant l'emplacement des feuilles sur la plante. Le gradient de température le plus marqué a été obtenu lorsque les feuilles étaient distribuées uniformément dans la colonne d'eau.

Dans le cas de *M. spicatum*, la majeure partie de la biomasse se situe dans la partie supérieure de la colonne d'eau. Ceci correspond donc au gradient de température obtenu par Dale et Gillespie (1978) avec des plantes dont toutes les feuilles se trouvaient au sommet. Le gradient se trouvait alors situé principalement dans la moitié supérieure du tube, là où était retrouvée la biomasse de feuilles.

4.5 Nutriments

Les interactions entre les plantes aquatiques enracinées, les sédiments et l'eau peuvent mener à une nette augmentation ou diminution des teneurs en nutriments (Landers, 1982; Smith et Adams, 1986; Frodge *et al.*, 1991). Peu de macrophytes d'eau douce perdent des quantités significatives de phosphore à partir de leurs pousses intactes et en bonne santé (Carignan et Kalff, 1982). Cependant, dans les climats tempérés, plusieurs plantes aquatiques meurent à la fin de l'été ou à l'automne. Une partie ou la totalité de l'accumulation annuelle de la biomasse végétale est décomposée et les nutriments sont ainsi relâchés. Le largage du phosphore par ces plantes se fait par l'entremise de la décomposition, bien que le « turnover » des jeunes pousses durant la saison de croissance s'effectue de façon continue chez certaines espèces. Ainsi, Carpenter et Adams (1979 in Landers, 1982) rapportent que plus des deux tiers de la production annuelle de *M. spicatum* subit une sénescence pendant la saison de croissance. Bien que les sédiments aérobies

puissent adsorber de grandes portions de phosphore solubilisé lors de la décomposition de la plante (Frodge *et al.*, 1991), le potentiel pour une augmentation de nutriments dans les eaux environnantes demeure considérable (Landers, 1982).

Landers (1982), mentionne qu'en 1978, les apports en nutriments par les macrophytes en décomposition, au lac Monroe en Indiana, correspondaient à 18 % des apports totaux en phosphore et à 2,2 % de ceux en azote. Au lac Memphrémagog (Québec), les apports de phosphore par *M. spicatum* comptaient pour 9,9 % des apports totaux (Carignan et Kalff, 1982), tandis qu'au lac Wingra (Wisconsin), ces apports correspondaient à 47 % (Smith et Adams, 1986). Carignan et Kalff (1982) ont aussi observé des augmentations journalières de la concentration en phosphore de 2,2 % dans les bancs de myriophylle à épis. Même si cette hausse peut paraître négligeable, il faut savoir que plus de la moitié de ce nutriment est disponible immédiatement pour les communautés de périphyton et de phytoplancton (Nichols et Keeney, 1973; Carignan et Kalff, 1982). Ainsi, Landers (1982) signale une augmentation de la chlorophylle *a* dans les eaux avoisinantes des macrophytes en décomposition, tandis que Smith et Adams (1986) notent que la communauté d'algues du lac Wingra réagit vivement aux apports de phosphore par des fleurs d'eau de cyanophycées. Par ailleurs, le rôle joué par les sédiments sur le devenir des nutriments en provenance des plantes en décomposition est déterminé, jusqu'à un certain degré, par le type morphologique du macrophyte. Par exemple, les nutriments de *Vallisneria sp.*, qui croît près du fond, peuvent être adsorbés plus rapidement par les sédiments alors que ceux de *Myriophyllum sp.*, dont la biomasse est principalement localisée près de la surface de l'eau, peuvent être utilisés plus rapidement par le phytoplancton. Enfin, la tendance de la plante à flotter, cas du myriophylle à épis (Smith et Adams, 1986), ou à couler après la sénescence, aurait également son importance (Nichols et Keeney, 1973).

De façon générale, la quantité de phosphore relâchée par un macrophyte est fonction de sa productivité. Puisque *M. spicatum* devient habituellement très productif dans les plan d'eau qu'il envahit, en plus d'un important « turnover » tout au long de la période de croissance, cette espèce s'avère être une pompe inhabituellement importante de phosphore. Ainsi, lors de l'envahissement d'un plan d'eau par le myriophylle à épis, le transport du phosphore à

partir de la zone littorale augmente, probablement en raison du remplacement des plantes aquatiques indigènes. Puis, lorsque la période de dominance du milieu par *M. spicatum* prend fin, le flux de phosphore à partir du littoral diminue également (Smith et Adams, 1986).

Le cycle du phosphore peut également être modifié par l'altération des gradients d'oxygène dissous, de pH et le potentiel d'oxydo-réduction des sédiments et de l'eau et ce, sous et dans les canopées denses des plantes aquatiques (Frodge *et al.*, 1991). Les faibles concentrations en oxygène dissous observées sous la canopée créent des environnements réducteurs, entraînant des changements dans la qualité de l'eau. Ceci peut résulter en des concentrations plus élevées de phosphore dans la colonne d'eau dû au relargage par les sédiments (Frodge *et al.*, 1991; Chambers *et al.*, 1999). Des teneurs plus élevées en oxygène dissous près des sédiments seraient en mesure de maintenir une couche superficielle oxygène au niveau de ceux-ci. Également, puisque le phosphore adsorbé sur les complexes humiques-fer est plus difficilement relâché que celui adsorbé sur les complexes hydroxydes-fer, le phosphore présent dans les sédiments des lacs aux eaux foncées sera plus difficilement relâché dans la colonne d'eau (Frodge *et al.*, 1991).

Les macrophytes peuvent larguer d'autres composés susceptibles de causer une augmentation de la demande biologique en oxygène. Carpenter et Lodge (1986) mentionnent que, lors de leur phase de croissance, les plantes aquatiques perdent entre 1 % et 10 % de leur carbone fixé lors de l'activité photosynthétique en tant que composés organiques dissous.

L'apport de nutriments dans les eaux lacustres, à partir des macrophytes, ne se limite pas uniquement à la zone littorale. Ainsi, le transport horizontal du phosphore à partir de la zone littorale vers l'épilimnion pélagique, peut s'avérer un mécanisme important d'apport interne. James et Barko (1991) ont enregistré un flux net de phosphore total vers la zone pélagique plus marqué en juillet qu'en septembre, en raison d'une concentration plus élevée de ce nutriment à l'interface eau – sédiment au cours de ce mois. Les auteurs ont donc

conclu que l'existence de concentrations plus élevées dans la zone littorale que dans la zone pélagique résultait en un flux net journalier de phosphore total vers la zone pélagique.

Enfin, mentionnons que dans les plans d'eau montrant des populations bien développées de *M. spicatum*, la fonction de recyclage des nutriments par cette plante peut être très importante. Ainsi, il ne faut pas oublier que même dans les lacs où l'apport externe en phosphore en provenance du bassin versant est réduit, l'apport interne en phosphore à partir des sédiments et au travers des macrophytes est suffisant pour maintenir une concentration élevée de ce nutriment et générer des impacts potentiellement négatifs sur l'écosystème aquatique (Frodge *et al.*, 1991).

4.6 Gradient d'oxygène

Les concentrations en oxygène sont généralement plus basses dans les bancs denses de plantes aquatiques durant la nuit et plus élevées durant le jour que dans les eaux avoisinantes sans macrophytes (Kelly *et al.*, 1983; Ondok *et al.*, 1984; Chambers *et al.*, 1999). Tout comme pour le pH, la distribution horizontale de l'oxygène dissous dans les lacs est associée à la répartition des macrophytes aquatiques (patchiness), tandis que la distribution verticale de l'oxygène dissous est associée à la localisation de la canopée dans la colonne d'eau (Frodge *et al.*, 1990).

Frodge *et al.* (1990) ont observé peu de différence dans les caractéristiques de la qualité de l'eau du lac Bull (Washington), entre les parcelles de macrophytes et la zone pélagique, et ce, jusqu'à la formation de canopées de surface denses au début de l'été. Les plus faibles concentrations en oxygène dissous étaient notées au moment où la croissance des macrophytes, *C. demersum* et *M. exalbens*, était maximale et où la surface d'eau libre était réduite au minimum. Ainsi, des concentrations en oxygène dissous supérieures à 30 mg L⁻¹ étaient régulièrement observées au-dessus de ces espèces. Par contre, sous les canopées des plantes aquatiques, une concentration en oxygène dissous < 1 mg L⁻¹ était commune à des profondeurs de 0,25 à 0,50 m. En automne, la concentration en oxygène

dissous à la surface de l'eau n'était pas aussi élevée qu'à l'été, mais elle était uniformément basse au fond du lac (Frodge *et al.*, 1990).

Le même phénomène de déplétion de l'oxygène dissous sous la canopée formée par *M. spicatum* a été observé par Frodge *et al.* (1995). Ainsi, au lac Washington (Washington), les bancs de myriophylle à épis formaient un tapis morcelé à environ un mètre de la surface avec parfois de petites parcelles qui occupaient toute la hauteur de la colonne d'eau. Les auteurs ont observé, le jour, une concentration en oxygène dissous de la surface à un mètre de profondeur, plus élevée (12-16 mg L⁻¹) au-dessus des bancs de *M. spicatum* que dans les eaux libres avoisinantes. Néanmoins, des valeurs plus basses pour ce paramètre étaient observées la nuit (9-13 mg L⁻¹). Cependant, à deux mètres de profondeur, les concentrations en oxygène dissous étaient de l'ordre de 0,5 à 4,0 mg L⁻¹.

Finalement, plus l'étendue d'eau libre est vaste, plus grand est le fetch ce qui favorise le mélange vertical de l'oxygène dans la colonne d'eau. Également, plus la densité de macrophytes aquatiques présents est faible, moins les changements au niveau de la qualité des eaux littorales se font sentir (Frodge *et al.*, 1990).

5. MODIFICATIONS DES HABITATS

De façon générale, la productivité des lacs oligotrophes est limitée, et ce, malgré une bonne diversité de la flore et de la faune. Ainsi, les communautés de plantes aquatiques sont souvent représentées par de petites espèces formant des rosettes sur le fond dans un à trois mètres de profondeur d'eau (Fleurbec, 1987; Boylen *et al.*, 1996; Kelly et Hawes, 2005). Plusieurs espèces représentatives du phytoplancton, du zooplancton, des macro-invertébrés et des mollusques sont également présentes dans ce type de milieu, bien que leur abondance demeure relativement faible. Les assemblages ichthyologiques sont représentés, de façon générale, par quelques espèces caractéristiques des zones littorale et pélagique.

Le myriophylle à épis est une plante aquatique qui a tendance à dominer la zone littorale des plans d'eau qu'il envahit (Smith et Barko, 1990; Madsen *et al.* 1991; Whyte et Francko, 2001). La formation de bancs monotypiques qui suit l'invasion d'un plan d'eau par cette espèce, diminue la complexité des habitats en zone littorale. Ainsi, au lieu d'un assemblage complexe et riche en espèces de macrophytes de différentes hauteurs, formes de croissance et de feuilles, les bancs de myriophylle à épis forment des murs denses, pratiquement infranchissables, de hauteur et de forme de feuilles identiques les uns aux autres (Cyr et Downing, 1988a; Engel, 1995; Sheldon et Creed, 1995). Cette transformation, de même que les changements pouvant survenir dans les paramètres physico-chimiques des eaux avoisinantes à cette plante aquatique exotique, peuvent entraîner des modifications de la flore et de la faune (Chambers *et al.*, 1999).

5.1 Plantes aquatiques indigènes

Le myriophylle à épis se caractérise par sa croissance hâtive et rapide, son habilité à entrer en compétition efficacement avec les autres espèces de plantes submergées et sa dispersion par fragments végétatifs. Ceci permet à l'espèce d'envahir et de coloniser rapidement de nouveaux habitats (Smith et Barko 1990; Whyte et Francko, 2001). Le résultat est la formation de bancs monotypiques extensifs de cette plante et un déclin des populations de

plantes indigènes (Smith et Barko, 1990; Madsen *et al.*, 1991; Whyte et Francko, 2001). Plusieurs auteurs ont rapporté la diminution de la présence, ou carrément la suppression dans certaines zones d'espèces de plantes aquatiques suite à l'envahissement du plan d'eau par *M. spicatum* (Newroth, 1985; Gibbons et Gibbons, 1985; Smith et Barko, 1990; Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999; Whyte et Francko, 2001). De part sa présence, le myriophylle à épis peut donc diminuer la biodiversité en macrophytes aquatiques. Des études effectuées en Colombie-Britannique ont démontré que *M. spicatum* nécessite approximativement deux à trois ans pour dominer une région donnée de la zone littorale (Aiken *et al.*, 1979; Newroth, 1985; Madsen *et al.*, 1991). Par contre, il semblerait que ceci prenne un peu plus de temps dans les lacs oligotrophes, tels le Lake Georges, New York (Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999) et le lac Cultus, Colombie-Britannique (COSEWIC, 2003). Le myriophylle à épis ne fait pas que prendre possession de zones auparavant occupées par la végétation indigène, il occupe également des habitats qui auparavant ne supportaient pas la croissance d'autres macrophytes (Keast, 1984; Newroth, 1985; Gibbons et Gibbons, 1985). De plus, même les espèces « weedy », tel *Potamogeton crispus* peuvent être supprimées à l'intérieur d'une ou deux saisons de croissance. Par contre, certains auteurs ont mentionné que *V. americana* et *Potamogeton robbinsii* (Madsen *et al.*, 1991) pourraient compétitionner efficacement avec *M. spicatum*.

Boylen *et al.* (1999) ont établi que le nombre total de plantes aquatiques trouvées dans une grille de 36 m² avait diminué linéairement dans le temps, passant de 20 espèces en 1987 à 14 en 1988 et à neuf en 1989. Depuis 1990, le nombre d'espèces dans la grille s'est maintenu à sept. De plus, les auteurs notent que le long des transects, la présence des espèces indigènes, abondantes avant l'établissement de *M. spicatum*, a diminué considérablement. Les espèces qui étaient peu fréquentes dans la communauté de plantes indigènes de 1987 (*Myriophyllum alterniflorum*, *Najas guadalupensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pusillus*, *P. vaseyi*, *Ranunculus longirostris* et *Utricularia resupinata*) avaient toutes disparu en 1997.

Le mécanisme par lequel le myriophylle à épis domine les autres espèces a été le sujet de quelques discussions et plusieurs hypothèses ont été émises (Grace et Wetzel, 1978;

Nichols et Shaw, 1986; Madsen *et al.*, 1991). Ainsi, Grace et Wetzel (1978) ont suggéré une plus grande efficacité à fixer le carbone inorganique dissous, particulièrement par l'utilisation du bicarbonate (voir également Nichols et Shaw, 1986), donnant à l'espèce un avantage compétitif. Cependant, ce mécanisme n'est pas la seule explication, particulièrement dans les lacs d'eau douce. La distribution de la biomasse dans la partie supérieure de la colonne d'eau pourrait également être une explication. Effectivement, la création de cette canopée dense contribue à réduire substantiellement l'intensité lumineuse sous la plante, ombrageant les espèces plus basses. L'agrégat compact des racines formé par *M. spicatum* peut aussi contribuer à exclure certaines espèces par compétition. De plus, des caractéristiques additionnelles telles la formation prolifique de fragments de tige et son habilité à exploiter des habitats modifiés peuvent également être des éléments clés de son succès (Madsen *et al.*, 1991).

Le myriophylle à épis ne fait pas qu'entrer en compétition avec les plantes indigènes, il peut également s'hybrider avec d'autres espèces du même genre. Ainsi, Aiken *et al.* (1979) rapportent que le croisement entre *M. spicatum* et *M. exalbescens* a conduit à la formation de fruits, dont 30 % ont germé en laboratoire. En nature, le phénomène a été décrit par Moody et Les (2002). Ceux-ci ont démontré, par le séquençage d'ADN ribosomal, qu'il y avait bien eu hybridation naturelle entre *M. exalbescens* (*M. sibiricum*) et *M. spicatum*. De plus, les auteurs ont noté que les plantes hybrides semblaient encore plus invasives que leurs parents. Ceci concorde avec les observations de Saint-Laurent Vision 2000 (2005) qui rapporte que certaines espèces indigènes se propagent de façon beaucoup plus agressive depuis quelques années dû au croisement entre des espèces ou souches nord-américaines et des espèces ou souches européennes. De plus, *M. spicatum* est reconnu pour avoir recours principalement à la reproduction végétative. Ceci contribue donc au maintien de l'hétérogénéité (diminution de la possibilité de « backcross »). Cette dernière pouvant alors être transmise presque indéfiniment, les chances de recombinaison et de retour vers les caractères parentaux sont relativement plus faibles. Ainsi, si le croisement entre *M. spicatum* et d'autres espèces de myriophylles avait lieu au Québec, la biodiversité en macrophytes aquatiques indigènes, incluant les myriophylles, des plans d'eau pourrait se trouver grandement affectée.

5.2 Phytoplancton et périphyton

Les interactions entre les plantes aquatiques enracinées, les sédiments et l'eau peuvent entraîner une augmentation nette ou une diminution des nutriments présents (Landers, 1982). La prédominance de la prise du phosphore par les racines chez les macrophytes submergés (Bottomley et Bayly, 1984; Madsen, 1999) met en évidence que ceux-ci ne rivalisent pas avec le phytoplancton pour ce nutriment tel que suggéré par Fitzgerald (1969 in Smith et Adams, 1986), ou encore, agissent comme un filtre pour les apports allochtones, tel que suggéré par Wetzel et Allen (1972 in Smith et Adams, 1986). Ces plantes aquatiques représentent plutôt un chemin potentiel pour le mouvement du phosphore des sédiments vers l'eau. La productivité des plans d'eau nord-américains étant généralement limitée par le phosphore, la végétation littorale peut alors servir de source pour ce nutriment (Nichols et Keeney, 1973; Carignan et Kalff, 1982; Smith et Adams, 1986). Ce phénomène peut même être important dans les lacs oligotrophes. Ainsi, puisque les macrophytes ont accès à un grand réservoir de phosphore sédimentaire, le transfert de celui-ci des macrophytes vers l'épihyton, qui lui est associé, et le phytoplancton peut influencer significativement la production de ces communautés (Carignan et Kalff, 1979; Carignan et Kalff, 1982).

Smith et Adams (1986) ont remarqué que le « turnover » des pousses de *M. spicatum* est élevé durant la majorité de sa phase de croissance. À l'inverse, la sénescence des pousses de la majorité des espèces de macrophytes submergées est typiquement concentrée durant une période plus brève, soit en été ou en automne. À biomasse égale, l'effet sur les communautés de phytoplancton risque d'être plus prononcé pour les plantes aquatiques dont la sénescence a lieu à l'été, que celles où ceci se produit à l'automne. Dans le cas de *M. spicatum*, puisque le « turnover » des pousses est étendu sur une longue période de temps, l'effet sur les communautés de phytoplancton se ferait sentir tout au long de la période de croissance et de sénescence de la plante (Smith et Adams, 1986).

Landers (1982), qui a étudié les effets des bancs sénescents de *M. spicatum* sur la chimie de l'eau et la chlorophylle *a*, a observé des augmentations significatives de la biomasse du phytoplancton (Chl*a*) en réponse aux macrophytes sénescents. Ainsi, la sénescence survient lorsque les conditions sont favorables à une réponse du phytoplancton, soit à la fin de l'été ou au début de l'automne. De plus, l'auteur mentionne des apports significatifs d'azote et de phosphore dans les eaux avoisinantes des populations de myriophylle à épis sénescents. De ce fait, pour le lac Monroe, les apports autochtones de phosphore, à partir des bancs sénescents de *M. spicatum* (sans inclure les apports par « turnover »), se situaient entre 1,7 % (1978) et 24,6 % (1971) de la moyenne annuelle de phosphore importé au lac par des sources diffuses (Landers, 1982). De plus, les apports de nutriments par « turnover » ne sont pas à négliger. Effectivement, Godmaire et Planas (1986) ont noté des augmentations de la productivité du phytoplancton par unité de biomasse en présence de bancs de *M. spicatum*, lorsque comparé aux parcelles où ce dernier était absent.

La présence de *M. spicatum* semble non seulement avoir un impact sur la biomasse de phytoplancton présente, mais également sur les espèces retrouvées. Godmaire et Planas (1986) ont observé une dominance des phytoflagellés, et ce pour la saison de croissance entière, en présence de myriophylle à épis. Par contre, dans les parcelles où cette espèce était absente, les desmidés dominaient les communautés de phytoplancton. De plus, Smith et Adams (1986) mentionnent que *M. spicatum* est responsable en grande partie des apports de phosphore au Lake Wingra (760 kg P an^{-1}). La communauté de phytoplancton de ce lac étant particulièrement sensible aux apports de phosphore, elle répond par des fleurs d'eau nuisibles d'algues bleu-vert. Cependant, d'autres études ont démontré une activité allélopathique de *M. spicatum* envers les algues et les cyanobactéries. Effectivement, cette espèce contiendrait de 10 à 25 % de polyphénols sur la base du poids sec des feuilles et des méristèmes apicaux. Ceci est beaucoup plus élevé que les concentrations observées dans les macrophytes submergés des autres familles. De plus, *M. spicatum* relâche activement des composés allélochimiques dans son environnement. Toutefois, ceux-ci seraient métabolisés après l'exudation et un largage continu serait nécessaire pour observer une activité algicide (Gross, 2003).

Quant à l'influence des macrophytes aquatiques sur les communautés de périphyton, Cattaneo et Kalff (1979) ont remarqué que les épiphytes qui poussaient sur *Potamogeton richardsonii* et *V. americana* ne pouvaient pas être distingués des épiphytes qui poussaient sur des imitations en plastique en terme de biomasse ou de production primaire. Cependant, les mêmes auteurs ont trouvé une production spécifique significativement plus élevée d'épiphytes sur *M. spicatum*. Les auteurs ont suggéré que les feuilles finement découpées du myriophylle à épis pourraient permettre une meilleure utilisation de la lumière et des nutriments par les épiphytes présents, bien que d'autres facteurs inconnus pourraient aussi stimuler la production des algues.

5.3 Invertébrés aquatiques

La variété des ressources disponibles pour les organismes (e.g. nourriture, sites de nidification ou de fraie, refuges) est dictée par la structure physique et la complexité de leurs habitats. En comparaison des régions sans végétation des lacs, les sections de la zone littorale qui possèdent des macrophytes aquatiques sont plus complexes structurellement et supportent typiquement une plus grande abondance, biomasse et diversité de macro-invertébrés (Pardue et Webb, 1985). Le myriophylle à épis de par son habilité à coloniser des endroits auparavant dépourvus de macrophytes, de même que par la forte biomasse qu'il est susceptible d'atteindre, pourrait modifier considérablement les habitats des invertébrés aquatiques des milieux oligotrophes. Généralement, une plus grande productivité en plantes aquatiques, en phytoplancton et en périphyton devrait conduire à une augmentation de la productivité des invertébrés présents. Cependant, différentes études décrivent des résultats contradictoires, certains auteurs ayant noté un plus grand nombre d'invertébrés associés à cette espèce (Cyr et Downing, 1988 a, b; Lalonde et Downing, 1992) qu'avec les autres plantes submergées, alors que d'autres auteurs ont obtenu des évidences contraires (Lillie et Budd, 1992; Cheruvelil *et al.*, 2001, 2002).

Les résultats des différentes études peuvent être difficilement comparés. Effectivement, certains auteurs se sont contentés d'échantillonner uniquement les macro-invertébrés, alors

que d'autres ont inclus le zooplancton dans leur étude (Keast, 1984; Cyr et Downing, 1988 a, b; Cheruvelil, 2001, 2002). De plus, la productivité du lac, la biomasse et la densité de myriophylle à épis, la profondeur des échantillons (près de la surface versus au niveau des sédiments) et l'endroit où ils sont prélevés (lisières des bancs versus centre) sont tous des paramètres qui ont un rôle à jouer sur la densité des invertébrés (Lalonde et Downing, 1992; Sloey *et al.*, 1997). La période de l'année a aussi une influence. Effectivement, l'émergence de certaines espèces de macro-invertébrés peut contribuer significativement à une diminution de leur abondance (Keast, 1984; Cheruvelil *et al.*, 2002). De plus, l'expression des densités par unité de biomasse de macrophytes plutôt que par unité de surface de la zone littorale pourrait induire des erreurs lors des comparaisons entre les résultats obtenus dans les différentes études (voir Kelly et Hawes, 2005). La prédation des invertébrés par les poissons peut aussi expliquer certaines des différences observées. Ainsi, Rennie et Jackson (2005) ont échantillonné différents lacs de l'Alberta selon trois types de microhabitats littoraux, soit le centre des herbiers (très complexe), la lisière des herbiers (moyennement complexe) et les plantes isolées de tout herbier défini (le moins complexe). Les auteurs ont ainsi observé que les densités totales d'invertébrés dans les lacs sans poissons n'étaient pas différentes d'un microhabitat à l'autre, en plus de ne pas être corrélées à la biomasse des plantes aquatiques présentes. En revanche, la biomasse totale en invertébrés dans les lacs avec poissons augmentait en fonction de la complexité du microhabitat, en plus d'être en corrélation positive avec la biomasse des macrophytes. Ainsi, les auteurs suggèrent que les différences observées dans les densités totales en invertébrés entre les lacs sans poissons et ceux avec poissons, seraient dues à des mécanismes à action descendante (top-down control).

Quoiqu'il en soit, la présence de *M. spicatum* dans la zone littorale d'un plan d'eau entraîne vraisemblablement différents changements dans les paramètres physiques et chimiques de cette zone. À leur tour, ces modifications pourront être en mesure d'affecter les populations d'invertébrés aquatiques. Tout d'abord, l'altération de l'intensité lumineuse sous la canopée dense de *M. spicatum* pourrait entraîner une diminution de la photosynthèse, donc de l'oxygène présent. De plus, une diminution de la luminosité pourrait avoir un impact sur les invertébrés prédateurs qui chassent à vue, tels les Odonates

(Engel, 1995; Merritt et Cummins, 1996; Auger, 2004). La diminution des turbulences grâce à l'« effet barrière » des bancs de myriophylle à épis, pourrait avoir deux types d'impact sur les invertébrés, selon les habitudes de vie de ces derniers. Tout d'abord, une diminution du mouvement de l'eau à l'intérieur des bancs de macrophytes pourrait être favorable à la phytofaune en limitant le détachement des animaux de leur support (Lalonde et Downing, 1992). Par contre, pour les invertébrés vivant sur ou dans le substrat, la diminution de la circulation de l'eau facilite la sédimentation des particules fines en suspension dans l'eau entraînant des changements au niveau du substrat. De plus, l'ajout de matériel organique survenant lors du « turnover » des pousses basses pendant la croissance de la plante, ou lors de sa sénescence à l'automne, résulte en un substrat plus instable avec un contenu en matière organique plus élevé (Keast, 1984). Ceci est susceptible d'affecter la population d'invertébrés aquatiques de bien des façons. Tout d'abord, les sédiments lâches ne pourraient pas supporter autant d'invertébrés aquatiques qu'un substrat stable. Ensuite, ce type de sédiment risque d'être colonisé de façon prioritaire par les invertébrés fouisseurs, moins accessibles comme nourriture pour les poissons (Keast, 1984; Engel, 1995). Ainsi, le changement classique observé suite à un apport de sédiments est la modification d'une communauté composée principalement d'Éphémères, Plécoptères et Trichoptères vers une communauté d'oligochètes et de chironomidés fouisseurs (Waters, 1995; Auger, 2004). Néanmoins, l'enchevêtrement dense des racines de *M. spicatum* pourrait nuire au comportement fouisseur de certaines espèces (Pardue et Webb, 1985). Finalement, la présence de matériel organique en décomposition peut affecter les processus chimiques au niveau des sédiments et produire des composés nocifs pour les invertébrés aquatiques (Sly, 1988; Sloey *et al.*, 1997; Cheruvilil, 2002). Ceci pourrait être à l'origine des faibles niveaux d'oxygène observés par divers auteurs, à l'interface substrat – eau (Keast, 1984), ou tout simplement dans la colonne d'eau sous les bancs de myriophylle à épis (Frodge *et al.*, 1990; Frodge *et al.*, 1995). Ces changements dans le substrat et les eaux environnantes pourraient être en mesure d'affecter certaines espèces plus sensibles aux conditions du milieu, telles les mulettes (Paquet *et al.*, 2005). Cependant, il est important de noter que les lisières des bancs de myriophylle à épis ne sont pas sujettes aux mêmes changements dans les paramètres chimiques et physiques que l'intérieur des bancs. Elles semblent donc fournir des environnements plus favorables pour

les invertébrés aquatiques, en plus de leur procurer un refuge (Lillie et Budd, 1992; Sloey *et al.*, 1997).

La présence de végétation peut favoriser certaines espèces au profit d'autres. Ainsi, plusieurs composés phénoliques possédant une activité algicide ont été isolés de *M. spicatum* (Gross, 2003). Linden et Lehtiniemi (2005) ont émis l'hypothèse que ces polyphénols seraient à l'origine du haut taux de mortalité (73 % à 89 %) chez deux espèces de mysidacés (*Nemomysis integer* et *Praunus flexuosus*) dans des bancs denses de myriophylle à épis. Par contre, à faible biomasse de *M. spicatum*, *N. integer* évitait les bancs de macrophytes, et ce même en présence de signaux de prédateur, alors qu'aucun comportement semblable n'était observé chez *P. flexuosus*.

Les résultats obtenus dans les diverses études portant sur les effets de *M. spicatum* sur les invertébrés devraient être utilisés prudemment puisque l'accessibilité des insectes influence leur disponibilité en tant que nourriture pour les poissons et la sauvagine (Rader, 1997; Cyr et Downing, 1988b). Ainsi, Cyr et Downing (1988b) ont étudié les invertébrés associés avec plusieurs espèces de plantes aquatiques, dont le myriophylle à épis. Ils concluent que l'abondance la plus élevée de nourriture pour les poissons était retrouvée avec *Potamogeton amplifolius*, et celle pour la sauvagine avec *P. amplifolius* et *P. robbinsii*. Ainsi, une augmentation de l'abondance ou de la densité des invertébrés ne signifie pas nécessairement que les poissons seront avantagés en terme de qualité et de disponibilité de la nourriture.

5.4 Espèces piscicoles

La présence de plantes aquatiques en zone littorale influence de nombreux paramètres physiques et chimiques (voir chapitre 3). Les changements qui se produisent alors ont un impact sur les différentes communautés biologiques présentes dans le plan d'eau, incluant les espèces piscicoles. Le myriophylle à épis, de part sa biomasse souvent excessive, pourrait induire des changements chez les espèces ichtyologiques présentes. Les

changements en zone pélagique ne seront pas discutés dans cette section, puisqu'à ma connaissance, aucun auteur n'a encore publié sur le sujet.

Weaver *et al.* (1997) ont observé deux assemblages distincts de poissons près du littoral, soit ceux des zones sans végétation et ceux des zones avec végétation. Ainsi, le crapet de roche (*A. rupestris*) et l'achigan à petite bouche (*M. dolomieu*) formaient l'assemblage des espèces ichtyologiques retrouvées dans les zones sans végétation, tandis que diverses espèces piscicoles, tels la perchaude (*P. flavescens*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), la barbotte noire (*Ameiurus melas*), la barbotte brune (*A. nebulosus*) et des juvéniles du bar blanc (*Morone chrysops*) composaient celui retrouvé dans les régions où il y avait présence de plantes aquatiques. De plus, les auteurs ont noté que l'abondance en macrophytes seule ne suffit pas à déterminer les variations de la structure spécifique de l'assemblage de poissons. De ce fait, la richesse en espèces de macrophytes, de même que la présence d'îlots isolés de végétation semble permettre la ségrégation des diverses espèces piscicoles présentes. En dominant la communauté de plantes aquatiques, de même qu'en prenant possession de zones auparavant dépourvues de végétation, *M. spicatum* serait en mesure de favoriser certaines espèces piscicoles au détriment d'autres (French, 1988; Lyons, 1989; Unmuth *et al.*, 1999a, b; Valley et Bremigan, 2002; COSEWIC, 2003).

La présence de macrophytes crée des habitats favorables à certaines espèces piscicoles de la zone littorale. Les herbiers de différents types de macrophytes semblent former des microhabitats distincts (Chick et McIvor, 1994). Ainsi, Eadie et Keast (1984) dans leur étude portant sur divers lacs de l'Ontario, mentionnent que la diversité en espèces ichtyologiques était corrélée positivement avec la diversité de hauteurs des feuillages, mais non avec la diversité en espèces de macrophytes. Une augmentation du nombre de couches verticales de végétation permet l'addition de nouvelles espèces qui se spécialisent dans cette zone. Ainsi, les poissons peuvent utiliser les plantes aquatiques comme habitats d'alimentation, de reproduction et comme refuges contre les prédateurs. Hall et Werner (1977) ont observé une ségrégation des espèces moindre au printemps, alors que la nourriture était abondante et que les proies benthiques se trouvaient plus exposées à la prédation, vue la reprise de la végétation encore limitée. Cependant, à l'été lorsque les

proies se faisaient plus rares, la ségrégation des espèces piscicoles était importante. Toutefois, la disponibilité de la nourriture ne serait pas le seul facteur explicatif de la distribution des espèces piscicoles, la prédation étant aussi sans doute importante. Ainsi, Hinch et Collins (1993) concluent leur étude portant sur dix lacs de l'Ontario en mentionnant que les facteurs responsables des schémas d'abondance de *Lepomis* sp. parmi les lacs semblent s'expliquer grâce à la disponibilité de la nourriture et/ou l'abondance des refuges servant d'abris contre les prédateurs. Les habitats présentant une couverture végétale sont peuplés premièrement par les petits poissons fourrages et les juvéniles d'autres espèces (Chick et McIvor, 1994).

Les bancs de macrophytes rassemblent souvent des assemblages d'espèces piscicoles plus abondants et divers que les zones dépourvues de végétation (Weaver *et al.*, 1997; MacRae et Jackson, 2001). De plus, le refuge que procurent les bancs denses de myriophylle à épis peut permettre un taux de survie important des jeunes de certaines espèces ichthyologiques. Effectivement, la présence de macrophytes diminue la visibilité et la manoeuvrabilité de certaines espèces ichtyophages (Savino et Stein, 1989 a, b). La forme de croissance des macrophytes peut affecter l'habileté des prédateurs à capturer de petits poissons et l'habileté de ces petits poissons à capturer des proies invertébrées (Crowder et Cooper, 1982; Dionne et Folt, 1991; Lillie et Budd, 1992; Chick et McIvor, 1994). Ceci peut donc conduire des prédateurs généralistes à changer leurs habitudes alimentaires lors de la période de biomasse maximale des plantes aquatiques (Engel, 1995). Les poissons peuvent donc se nourrir de zooplancton pélagique au lieu de la phytofaune. Ceci pourrait donc conduire ces espèces piscicoles à entrer en compétition avec des planctivores du littoral, tels la perchaude (*P. flavescens*) ou les jeunes dorés jaunes de l'année (*S. vitreus*). De plus, une croissance étendue des macrophytes pourrait nuire aux planctonophages en limitant la zone d'eau libre, de même qu'en inhibant la migration de certains organismes du zooplancton, tels les larves de *Chaoborus*. De plus, une diminution de la pénétration de la lumière, sous la canopée, pourrait nuire aux prédateurs qui chassent à vue (Engel, 1995).

Les niveaux d'oxygène dissous présents sous la canopée des plantes aquatiques ont sans doute un rôle prépondérant à jouer dans la composition en espèces piscicoles présente

(Frodge *et al.*, 1995; Killgore et Hoover, 2001). Ainsi, les macrophytes aquatiques influencent les niveaux d'oxygène dissous par la photorespiration, l'ombrage et la stagnation (Carpenter et Lodge, 1986; Killgore et Hoover, 2001). La présence d'une biomasse élevée en macrophytes pourra donc induire des changements dans la composition des espèces ichthyologiques présentes, en plus de causer la mortalité de poissons si ceux-ci ne parviennent pas à s'échapper vers des eaux mieux oxygénées (Frodge *et al.*, 1995; Killgore et Hoover, 2001). Ainsi, dans leur étude portant sur deux lacs de l'État de Washington, Frodge *et al.* (1995) ont observé la mortalité de truites fardées (*Oncorhynchus mykiss*) et d'achigans à grande bouche (*Micropterus salmoides*) sous des bancs de macrophytes aquatiques, suite à des concentrations létales d'oxygène dissous. Dans cette étude, les poissons des cages situées à un ou deux mètres sous *M. spicatum*, *Nymphaea odorata* et *Brasenia schreberi* sont morts, probablement suite aux faibles taux d'oxygène.

L'excrétion de polyphénols ayant une action allélopathétique pourrait également nuire à certaines espèces plus sensibles fréquentant la zone littorale. Ainsi, Linden et Lehtiniemi (2005) ont observé que les larves d'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) évitaient les bancs de myriophylle à épis, et ce, même en présence de signaux de prédateurs. De plus, même à faible biomasse de *M. spicatum*, les activités de nage et d'alimentation de ces poissons étaient réduites.

Un changement dans la communauté diversifiée de macrophytes aquatiques, pour une communauté dominée par le myriophylle à épis risque donc d'avoir un impact sur les espèces piscicoles du littoral. Ainsi, Lyons (1989) attribue la disparition du menton noir (*Notropis heterodon*) et du fondule barré (*Fundulus diaphanus*), à l'envahissement du lac Mendota, Wisconsin, par cette plante aquatique exotique. De plus, *M. spicatum* en formant une canopée dense à la surface de l'eau, modifie l'aspect des diverses couches verticales, de végétation, présent dans une communauté diversifiée de macrophytes aquatiques. Ceci pourrait alors avoir un impact sur les espèces ichthyologiques dont la reproduction a lieu en présence de végétation, tels le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) et le méné camus (*Notropis anogenus*) (Environnement Canada, 2005 b, c). De plus, le myriophylle à épis a tendance à coloniser des zones auparavant dépourvues de végétation (Newroth, 1985;

Gibbons et Gibbons, 1985). Cette plante aquatique peut alors nuire à la reproduction de certains poissons en colonisant les frayères, entraînant un comportement d'évitement de la part des géniteurs (Truelson, 1985; COSEWIC, 2003). Également, *M. spicatum* peut nuire au développement des embryons de poissons, en altérant la circulation interstitielle au niveau du substrat de la frayère. De plus, la dégradation de la matière organique peut augmenter la demande biologique (DBO) et produire des composés chimiques néfastes tels l'azote ammoniacal sous forme non ionisée ($\text{NH}_3\text{-N}$), le dioxyde de carbone (CO_2) et le sulfure d'hydrogène (H_2S) (Sly, 1988).

La présence de macrophytes submergés influence les paramètres physiques, chimiques et biologiques de la zone littorale. Cependant, la biomasse des plantes aquatiques n'est généralement pas suffisante, dans un écosystème oligotrophe, pour avoir des impacts néfastes marqués. Le myriophylle à épis, lorsque dominant dans une communauté de macrophytes, a tendance à croître de façon excessive. De plus, il envahit souvent des zones auparavant dépourvues de végétation. Cette plante aquatique exotique, à cause de sa biomasse importante, pourra donc influencer les communautés biotiques présentes dans la zone littorale. De plus, en colonisant des régions sans végétation, *M. spicatum* risque de nuire aux assemblages d'espèces piscicoles typiques de ces zones.

6. DISCUSSION – RISQUE DE L'INTRODUCTION DU MYRIOPHYLLE À ÉPIS SUR L'OFFRE DE PÊCHE ET LA BIODIVERSITÉ DES EAUX À TOULADI

Le myriophylle à épis est généralement considéré comme étant une espèce représentative des milieux mésotrophes à légèrement eutrophes. Plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse que la présence de myriophylle à épis dans les plans d'eau serait en corrélation positive avec les niveaux de phosphore présents dans la colonne d'eau (Smith et Barko, 1990; Madsen, 1998; Madsen, 1999; Arsenault et Légaré, 2000; Sauvé 2002). Ainsi, Madsen (1998), dans son étude visant à établir un lien entre la dominance de la zone littorale par *M. spicatum* et différents paramètres limnologiques, a trouvé que la relation la plus prévisible était celle établie avec le phosphore total dans la colonne d'eau. Selon cette recherche, les lacs dont les eaux ont des teneurs en phosphore entre 20 et 60 $\mu\text{g L}^{-1}$ sont ceux qui sont les plus susceptibles de voir leur zone littorale dominée par le myriophylle à épis. Cependant, ceci est contredit par la recherche de Buchan et Padilla (2000) qui notaient que les teneurs en phosphore total n'influençaient pas la présence du myriophylle à épis dans divers plans d'eau du Wisconsin. De plus, la présence de cette plante aquatique est rapportée de plus en plus fréquemment dans des lacs oligotrophes (Aiken *et al.*, 1979; Truelson, 1985; Madsen *et al.*, 1988; Eiswerth *et al.*, 2000; Fournier *et al.*, 2004). Au Québec, les lacs d'Argent (Dudswell), d'Argent (Eastman), Blue Sea, Brompton, Montjoie, Petit Brompton, Stukely, des Trente-et-un-Milles et à-la-Truite ont tous des teneurs en phosphore total à la fosse de moins de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ et hébergent des populations de myriophylle à épis (RAPPEL, 2004; Fournier *et al.*, 2004). Bien que cette espèce ne semble pas encore dominante dans la majorité de ces lacs, elle est tout de même présente dans près de 55 % des parcelles échantillonnées au lac d'Argent (Dudswell) et dans près de 50 % de celles analysées au lac d'Argent (Eastman) (RAPPEL, 2004). D'autres auteurs ont aussi mentionné une croissance excessive de cette plante aquatique envahissante dans des lacs oligotrophes, tels le lac Cultus en Colombie-Britannique (Truelson, 1985; Newroth, 1985; COSEWIC, 2003) et le lac Georges dans l'état de New York (Madsen *et al.*, 1988; Boylen *et al.*, 1999), de même que dans un lac ultra-oligotrophe, soit le lac Tahoe situé dans les états de la Californie et du Nevada (Goldman, 1988; Eiswerth *et al.*, 2000; Anderson, 2004; Walter *et al.*, 2005).

Contrairement aux algues qui sont souvent limitées par les teneurs en phosphore, le myriophylle à épis serait plutôt limité par les teneurs en azote (Anderson et Kalff, 1985, 1986; Barko et Smart, 1985). De plus, le phytoplancton prend les nutriments nécessaires à sa croissance directement dans la colonne d'eau, alors que *M. spicatum* puise la majorité de ceux-ci dans les sédiments (Bottomley et Bayly, 1984; Smith et Barko, 1990; Frodge *et al.*, 1991; Madsen, 1999). D'autres paramètres servant au calcul de l'index trophique pourraient donc être utiles dans la détermination de la présence/absence du myriophylle à épis dans un plan d'eau, de même que du degré d'invasion attendu. Le phosphore total présent dans les sédiments, la transparence et l'accumulation sédimentaire en sont de bons exemples (voir RAPPEL, 2004). Le taux de renouvellement des eaux d'un lac peut également être un facteur à considérer. Effectivement, un séjour prolongé des eaux peut permettre une sédimentation des particules fines, ayant un effet d'enrichissement pour les sédiments, permettant une croissance luxuriante des plantes aquatiques à racines, tel le myriophylle à épis (RAPPEL, 2004).

Les lacs oligotrophes ayant une faible productivité, la croissance des algues et des plantes aquatiques est donc généralement limitée. L'envahissement de tels plans d'eau par le myriophylle à épis risque de compromettre le fragile équilibre de ces écosystèmes. Effectivement, la biomasse élevée, le « turnover » important, de même que la croissance de cette espèce dans des endroits autrefois dépourvus de macrophytes, peut contribuer à des apports importants en phosphore et autres nutriments (voir section 3.5). Plusieurs auteurs ont observé un apport important de phosphore dans les eaux environnantes des bancs de myriophylle à épis (Nichols et Keeney, 1973; Landers *et al.*, 1982; Carignan et Kalff, 1982; Smith et Adams, 1986; Walter *et al.*, 2005). De façon générale, les apports en nutriments des macrophytes vers les eaux avoisinantes peuvent être corrélés avec leurs productivités. Cependant, ce n'est pas le cas de *M. spicatum*. Celui-ci devient généralement très productif dans les plans d'eau qu'il colonise, en plus d'un « turnover » important des pousses inférieures, tout au long de la saison de croissance. Cette plante exotique devient alors une pompe inhabituellement importante de phosphore (Smith et Adams, 1986). Ainsi, Newroth (1985) mentionne que ce macrophyte a le potentiel de relâcher plus de phosphore dans

l'écosystème lacustre que des sources individuelles tels les égouts pluviaux, les sources industrielles et les fertilisants.

Lorsque le myriophylle à épis colonise un plan d'eau pauvre en nutriment, la période précédant celle de la dominance semble être relativement longue à atteindre (voir le cas du lac Georges dans l'état de New York : Smith et Barko, 1990; Madsen *et al.*, 1988; Boylen *et al.*, 1999). Cependant, ceci n'exclut pas l'absence d'impacts négatifs pour l'écosystème touché. Effectivement, même lorsque *M. spicatum* ne domine pas entièrement la zone littorale, la biomasse excessive rencontrée dans certaines zones peut être suffisante pour créer un déséquilibre de l'écosystème et nuire aux espèces plus sensibles.

L'impact du myriophylle à épis sur le touladi est difficile à évaluer, compte tenu du peu de publications scientifiques sur ce sujet. Une seule recherche, celle de Sly (1988) effectuée entre autres au lac Seneca (New York), permet de déduire des effets potentiellement nocifs de cette plante sur le développement des œufs et des alevins de cette espèce ichtyologique. Pourtant, le myriophylle à épis peut facilement, dans les lacs aux eaux claires, croître à des profondeurs dépassant les huit mètres. Or, la fraie du touladi s'effectue, de façon générale, dans 0,5 à 12 m d'eau. Au lac Cultus, en Colombie-Britannique, la population de saumon sockeye (*O. nerka*) de ce plan d'eau a vu plusieurs de ses frayères traditionnelles envahies par cette plante aquatique exotique. Cependant, la fraie de ce salmonidé, s'effectue sur un substrat composé de matériaux alluvionnaires argileux. Les frayères sont donc constituées de matériaux beaucoup plus fins que ceux habituellement retrouvés sur les frayères à touladi. Il est donc peu probable que le myriophylle à épis colonise les milieux utilisés lors de la reproduction par *S. namaycush*, le substrat étant vraisemblablement trop grossier pour permettre à ce macrophyte d'envahir de tels endroits. Toutefois, *M. spicatum* pourrait élire domicile dans les zones avoisinantes aux frayères à touladi. Ceci pourrait donc occasionner différents désagréments à cette espèce ichtyologique.

En premier lieu, une croissance dense de myriophylle à épis peut créer un « effet barrière » diminuant les vagues et les turbulences. Or, c'est l'action de ces dernières qui permet généralement de conserver le substrat de fraie exempt de vase, de sable, de détritus et de

végétation (Evans *et al.*, 1991a; Legault *et al.*, 2004). De plus, le « turnover » important des pousses basses de *M. spicatum*, de même que la sénescence de la plante à l'automne peuvent apporter une quantité non négligeable de matière organique sur l'habitat de reproduction de *S. namaycush*. La dégradation du myriophylle à épis entraîne une augmentation des nutriments dans les eaux avoisinantes à la plante, favorisant la croissance du phytoplancton. Ces algues pourraient alors sédimenter à leur tour, augmentant les apports en matière organique sur les frayères. N'étant plus nettoyée adéquatement, en plus du dépôt constant de débris organiques, un colmatage de la frayère peut survenir. De plus, Sly et Widmer (1984) ont observé au lac Seneca (New York), la persistance de matière organique en décomposition, composée majoritairement de myriophylle à épis, dans des régions pourtant soumises à l'action de forts courants. Une diminution de la circulation de l'eau près des bancs de *M. spicatum* ne serait donc pas nécessaire pour rendre un milieu impropre à la fraie du touladi. Ainsi, tous ces impacts sont en mesure de diminuer l'attrait des frayères aux yeux des géniteurs, en plus de les rendre non favorables à l'incubation des œufs et à la protection des alevins (Sly, 1988). Effectivement, la présence de matière organique en décomposition peut réduire considérablement la circulation interstielle de l'eau dans le substrat, réduisant l'apport en oxygène dissous et permettant l'accumulation de composés nocifs. Parmi ces derniers, notons un accroissement de la demande biologique en oxygène (DBO), une augmentation de l'azote ammoniacal sous forme non ionisée ($\text{NH}_3\text{-N}$), du dioxyde de carbone (CO_2) et du sulfure d'hydrogène (H_2S). Ainsi, Sly (1988) a émis l'hypothèse que les effets combinés d'un stress relié à la diminution de l' O_2 dissous et l'augmentation de $\text{NH}_3\text{-N}$ pourraient sérieusement limiter la survie et le développement des embryons de touladi.

Deuxièmement, l'augmentation de la couverture végétale en zone littorale pourrait favoriser certaines espèces qui se nourrissent d'œufs et d'alevins de touladi. Effectivement, le myriophylle à épis est souvent plus productif que les macrophytes indigènes des plans d'eau oligotrophes. De plus, cette espèce exotique supprime non seulement les plantes aquatiques présentes mais, colonise également des zones auparavant dépourvues de végétation. Ceci peut donc augmenter les habitats d'alimentation et les refuges disponibles pour certaines espèces susceptibles de devenir des prédateurs des œufs et alevins de touladi.

Bien que divers auteurs ne s'entendent pas sur les effets du myriophylle à épis sur les invertébrés, à savoir l'augmentation ou la diminution de la densité et de l'abondance de ceux-ci en présence de cette plante, plusieurs études rapportent une augmentation de l'abondance de certaines espèces piscicoles. Ainsi, les Centrarchidés seraient avantagés par un accroissement de la végétation littorale (French, 1988; Engel, 1995; Unmuth *et al.*, 1999 a, b). Les Percidés et les écrevisses pourraient également être favorisés par une biomasse accrue en macrophytes. De plus, Pratt et Fox (2001) ont noté que les jeunes dorés jaunes (*S. vitreus*) du lac Big Clear (Ontario) étaient, lors de leur phase démersale, retrouvés principalement dans les zones à forte couverture végétale et composées essentiellement de *M. spicatum*. Toutes ces espèces sont susceptibles de consommer les œufs ou les alevins de touladi sur les frayères situées en zone littorale. Ainsi, une augmentation des prédateurs des jeunes stades de *S. namaycush* pourrait avoir un impact négatif sur le recrutement, et ainsi sur la population entière de touladi. Le COSEWIC (2003) rapporte un phénomène semblable où l'augmentation de l'abondance des cyprinoïdes d'Orégon (*Ptychocheilus oregonensis*, aussi appelés sauvagesses du nord) diminue les taux de survie des jeunes saumons sockeye (*O. nerka*) du lac Cultus (Colombie-Britannique). Effectivement, cette population, distincte génétiquement, est l'une des rares à frayer en lac. L'apparition du myriophylle à épis a permis la création d'un refuge pour les *P. oregonensis* juvéniles, empêchant le cannibalisme par les adultes et augmentant ainsi le recrutement de l'espèce. L'accroissement de l'abondance de ces prédateurs voraces de saumons sockeye juvéniles a contribué au déclin de cette population unique (COSEWIC, 2003; Pêches et Océans Canada, 2005c).

Le touladi fréquente divers habitats selon les saisons, les caractéristiques des populations (piscivores ou planctonophages) et l'âge des individus. Les espèces compétitrices, principalement au niveau alimentaire, seront donc fonction de ces paramètres. Ainsi, au stade larvaire, les concurrents alimentaires seront principalement des organismes habitant le littoral à ce moment, tels les Cyprinidés ou le chabot visqueux d'âge 0+ (Hudson *et al.*, 1995). Puis, les juvéniles quittent la frayère pour l'hypolimnion profond. Se nourrissant majoritairement de zooplancton, le touladi sera alors en compétition avec d'autres espèces

piscicoles planctonophages tel le cisco de lac (*C. artedi*). Cependant, la prédation sur ces espèces par les touladis adultes permet une diminution de la pression de compétition pour les proies (Evans et Olver, 1995). Quant au touladi piscivore, il a peu de concurrent alimentaire. Effectivement, celui-ci est généralement retrouvé au sommet de la chaîne alimentaire. Seule la lotte (*Lota lota*) s'alimente, en zone pélagique, des mêmes proies ichtyologiques (Scott et Crossman, 1974). Cependant, il en est autrement lorsque les proies pélagiques préférées du touladi sont absentes. Les adultes doivent alors compter sur un régime alimentaire composé d'un mélange de zooplancton, zoobenthos et de poissons proies du littoral, tels les Cyprinidés (Vander Zanden *et al.*, 2004). La compétition alimentaire s'avère alors plus complexe. Effectivement, bien que les touladis n'aient, dans ce cas, pas de compétiteur pélagique, la structure de la communauté de poissons du littoral prend alors toute son importance. Ainsi, certaines espèces prédatrices du littoral peuvent diminuer l'abondance des petits poissons proies et contraindre le touladi à s'alimenter davantage de zooplancton. Ceci a notamment été observé en présence de crapet de roche (*A. rupestris*) et d'achigan à petite bouche (*M. dolomieu*) (Vander Zanden *et al.*, 1999). De plus, Sellers *et al.* (1998) ont observé que les touladis effectuaient des ascensions nocturnes, vraisemblablement en réponse à la migration verticale des proies ou aux mouvements vers la zone littorale des poissons fourrage. Cependant, les auteurs spéculent que la présence de prédateurs, tel le grand brochet (*E. lucius*), pourrait limiter la distribution thermique des touladis, en confinant ces derniers dans l'hypolimnion. Le doré jaune (*S. vitreus*) aurait un impact similaire (Evans *et al.*, 1991a).

Le myriophylle à épis peut coloniser des zones auparavant dépourvues de plantes aquatiques. Ceci pourrait diminuer la superficie d'habitat optimal pour le crapet de roche et l'achigan à petite bouche, qui ont une préférence pour les endroits rocheux. Cependant, Keast (1984) mentionne, dans son étude portant sur le lac Opinicon (Ontario), que le nombre de nids de crapet de roche n'a pas subi de changement notable suite à l'invasion de ce plan d'eau par *M. spicatum*. Par contre, la présence du myriophylle à épis pourrait avantager certains compétiteurs alimentaires (crapet-soleil, *Lepomis gibbosus*) ou prédateurs (grand brochet, *E. lucius*) qui affectionnent les zones à forte densité de végétation. Malgré tout, Bernatchez et Giroux (2000) indiquent que les zones chaudes et

calmes des cours d'eau à végétation dense peuvent abriter des populations de crapet de roche (*A. rupestris*). Il s'avère donc difficile de déterminer si la présence de *M. spicatum* a un effet positif, neutre ou négatif sur ces espèces.

Le grand brochet (*E. lucius*) a une prédilection pour les régions présentant une couverture dense de plantes aquatiques. Cependant, l'enchevêtrement des tiges de myriophylle à épis pourrait nuire à la manoeuvrabilité du poisson de grande taille. Ainsi, Savino et Stein (1989a, b) ont observé qu'un prédateur poursuivant sa proie serait défavorisé en présence d'une forte biomasse de macrophytes aquatiques. Toutefois, lorsque le prédateur chasse à l'affût, comme dans le cas du grand brochet, celui-ci serait avantagé puisque cette tactique nécessite une manoeuvrabilité et une dépense énergétique moindres. Cette espèce piscicole sera donc vraisemblablement favorisée en présence de myriophylle à épis.

Le doré jaune (*S. vitreus*) étant sensible à la lumière, la présence de myriophylle à épis pourrait être bénéfique pour l'espèce en atténuant l'intensité lumineuse sous sa canopée. De plus, Pratt et Fox (2001) ont observé les jeunes dorés d'âge 0+, du lac Big Clear en Ontario, dans des zones à forte couverture de macrophytes, composées majoritairement de myriophylle à épis. Ces régions semblaient abriter une forte densité de poissons proies. Cependant, les auteurs mentionnent que malgré une forte végétation, les bancs de plantes aquatiques demeuraient suffisamment clairsemé pour permettre aux poissons de se nourrir tout en leur fournissant un refuge contre les prédateurs. La présence de *M. spicatum* sera apparemment bénéfique pour cette espèce, et ce, malgré une augmentation potentielle des prédateurs, tels le grand brochet (*E. lucius*) et le maskinongé (*Esox masquinongy*).

Au niveau des juvéniles habitant l'hypolimnion profond, peu d'impacts sont appréhendés en lien avec le myriophylle à épis. Cependant, cette plante exotique est une pompe à phosphore particulièrement efficace, favorisant le transport de ce nutriment des sédiments vers les eaux environnantes. Or, dans certains plans d'eau, ces apports de phosphore peuvent être comparés à ceux des sources diffuses, tels les égoûts pluviaux et les fertilisants (Newroth, 1985). La présence de myriophylle à épis pourrait donc contribuer à la diminution de l'oxygène dans l'hypolimnion profond, diminuant l'habitat optimal

disponible pour les jeunes poissons et augmentant la pression sur les cohortes (Evans *et al.*, 1991 a, b).

Lorsque les touladis atteignent l'âge de trois à quatre ans, ils deviennent susceptibles à l'exploitation par la pêche. Ceci suggère un changement dans leur distribution ou leur diète, ou même dans les deux (Evans *et al.*, 1991a). Peu d'impacts sont appréhendés pour les adultes de *S. namaycush*, sauf si ce n'est au niveau des proies. Ainsi, les habitats de fraie des principales proies du touladi ichtyophage, à savoir le cisco de lac (*C. artedi*), le grand corégone (*C. clupeaformis*) et l'éperlan arc-en-ciel (*O. mordax*), pourraient également être affectés par la présence de myriophylle à épis. Le cisco de lac et le grand corégone fraient en lac sur des substrats similaires, généralement de granulométrie plus fine que ceux utilisés pour la fraie par le touladi (Scott et Crossman, 1974; Bernatchez et Giroux, 2000). Cependant, il semble peu probable que *M. spicatum* colonise les frayères de ces deux espèces de salmonidés, bien que Bates *et al.* (1985) mentionnent que cette plante aquatique peut coloniser des substrats grossiers. Les impacts décrits sur les frayères à touladi pourraient vraisemblablement s'appliquer pour ces deux espèces. De plus, une augmentation des prédateurs des embryons de *S. namaycush* devrait résulter en un accroissement de la pression de prédation sur les œufs et les alevins de *C. artedi* et *C. clupeaformis*. Ces deux espèces devraient donc subir des impacts similaires à ceux des populations de touladi suite à l'invasion de la zone littorale par le myriophylle à épis.

L'éperlan arc-en-ciel (*O. mordax*) fraie généralement en rivière, les populations des lacs remontant les petits tributaires au printemps. Cependant, la fraie peut également avoir lieu sur les hauts-fonds des plans d'eau (Scott et Crossman, 1974; Bernatchez et Giroux, 2000). En rivière, il apparaît peu probable que le myriophylle à épis colonise les frayères de *O. mordax*. Ce phénomène est toutefois difficile à prévoir, puisqu'une croissance luxuriante de cette plante a été observée dans des rivières aux courants rapides, dont les vitesses atteignaient 2 m s^{-1} (Gibbons et Gibbons, 1985; Nichols et Shaw, 1986). Les pressions de prédation sur les alevins d'éperlan arc-en-ciel, en zone littorale des lacs, devraient être les mêmes que celles décrites pour le cisco de lac (*C. artedi*) et le grand corégone (*C.*

clupeaformis). Effectivement, les juvéniles de ces espèces peuvent être retrouvés associés près des zones à pentes abruptes (Davis et Todd, 1998).

Une diminution des proies pélagiques du touladi, pourrait obliger cette espèce à se nourrir davantage de zooplancton et de petits poissons proies du littoral. Tranquillement, les populations ichtyophages pourraient donc adopter une alimentation davantage planctonophage. Or, une croissance plus lente, une diminution de la taille et de la longévité des individus devraient être observées en réponse à ce changement de l'alimentation (Scott et Crossman, 1974; Pazzia *et al.*, 2002).

Les impacts appréhendés pour les populations planctonophages de touladi seront différents de ceux anticipés pour les ichtyophages. Effectivement, ces premières se nourrissent principalement de zooplancton, ainsi que de petits poissons fourrages en provenance de la zone littorale (Sellers *et al.*, 1998; Vander Zanden *et al.*, 1999, 2004). Par contre, la présence de myriophylle à épis dans cette région pourrait induire des changements dans les assemblages de poissons de cette région. Ainsi, certaines petites espèces pourraient être défavorisées, au profit d'autres. Les Centrarchidés semblent profiter de l'augmentation de la biomasse végétale en zone littorale (French, 1988; Engel, 1995; Unmuth *et al.*, 1999a, b). Ceci pourrait accroître la pression de prédation sur les Cyprinidés, plus susceptibles de se retrouver dans la diète des touladis. Un changement dans la diète de ces derniers devrait alors survenir pour compenser la perte de nourriture en provenance du littoral. Ceci devrait s'exprimer par un accroissement de la consommation de zooplancton pélagique. Ce phénomène a été décrit par Vander Zanden *et al.* (1999, 2004), où l'introduction d'achigan à petite bouche (*M. dolomieu*) et de crapet de roche (*A. rupestris*) dans des lacs de l'Ontario ont entraîné un déclin dans les populations de petits poissons proies du littoral. Une diminution de la croissance et de la productivité des touladis a également été observée. La figure 3 présente les impacts appréhendés sur le touladi et son habitat.

Tous ces changements sont susceptibles d'affecter l'offre de pêche au touladi. Ainsi, une réduction du recrutement ou une diminution du taux de survie des juvéniles peut compromettre la pérenité de certaines populations, ajoutant une nouvelle pression sur

celles-ci (Evans *et al.*, 1991a; Sellers *et al.*, 1998). De plus, le changement dans l'alimentation des adultes pourrait diminuer leur attrait sur les pêcheurs sportifs. Effectivement, Vander Zanden *et al.* (2004) ont observé un déclin des prises suivant le changement dans l'alimentation des touladis. Certains pêcheurs ont modifié leurs appâts afin de simuler du plancton. Cependant, une diminution de la productivité des populations a entraîné une perte d'intérêt pour la pêche sportive à *S. namaycush* dans ces lacs. De plus, la présence de myriophylle à épis en zone littorale, qui pourrait diminuer l'attrait visuel du plan d'eau et limiter les activités de canotage (Newroth, 1985; Chambers *et al.*, 1999; Arsenault et Légaré, 2000; Sauvé, 2002), ne devrait pas encourager l'attrait des pêcheurs sportifs pour ces plans d'eau.

L'apparition du myriophylle à épis dans un écosystème oligotrophe peut avoir des impacts négatifs sur la biodiversité de ces plans d'eau. Tout d'abord, *M. spicatum* est reconnu comme étant un compétiteur particulièrement agressif pour les plantes aquatiques indigènes (Madsen *et al.*, 1991; Boylen *et al.*, 1999). Or, bien que leur productivité soit faible, plusieurs petites espèces de plantes aquatiques peuvent élire domicile dans ce type de milieu (Fleurbec, 1987; Boylen *et al.*, 1996; Kelly et Hawes, 2005). En éliminant les espèces dans les zones où il croît, *M. spicatum* peut diminuer la biodiversité en macrophytes du plan d'eau affecté. De plus, des études récentes ont démontré que le myriophylle à épis est capable de s'hybrider avec des myriophylles indigènes (Aiken *et al.*, 1979; Moody et Les, 2002). La diversité écologique pourrait donc être sérieusement compromise en présence de cette plante exotique envahissante. Également, la préférence de l'espèce pour la multiplication végétative au lieu de la reproduction sexuée limite les chances qu'il y ait « backcross » et retour vers les caractères parentaux. L'hybride obtenu peut donc se perpétuer presque indéfiniment sans qu'il y ait altération de son hétérogénéité (Moody et Les, 2002; Roley et Newman, 2006).

Au Québec, il existerait 23 espèces de mulettes. Or, celles-ci pourraient être affectées par l'apparition du myriophylle à épis dans leur habitat. Les Unionidés et les Margaritiféridés sont sensibles à presque toutes les perturbations touchant les milieux aquatiques et leur

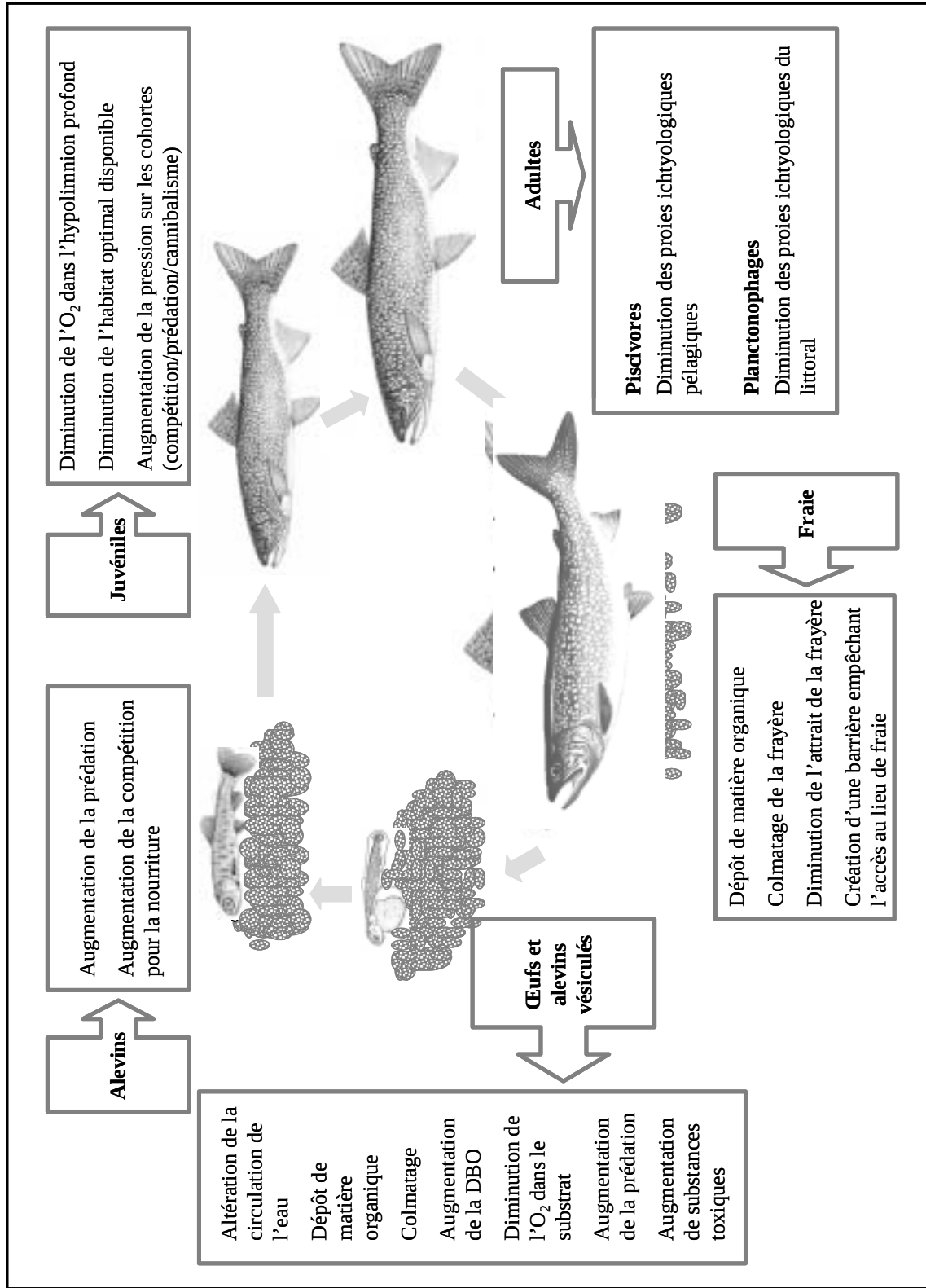


Figure 3 : Impacts anticipés du myriophylle à épis sur *Salvelinus namaycush*

bassin versant (Paquet *et al.*, 2005). En colonisant la zone littorale, le myriophylle à épis risque d'affecter négativement les populations de moules d'eau douce présentes. Ainsi, en réduisant la circulation de l'eau, les bancs de *M. spicatum* permettent la sédimentation de particules fines à leur lisière et à l'intérieur de ceux-ci (Petticrew et Kalff, 1991, 1992; Cyr, 1998; Chambers *et al.*, 1999). De plus, le « turnover » important et la sénescence de cette plante aquatique augmentent la quantité de matière organique présente dans le substrat (Nichols et Keeney, 1973; Keast, 1984; Carpenter et Lodge, 1986). Or, les mulettes ne peuvent généralement pas survivre dans un milieu trop argileux ou trop organique qui provoque leur suffocation rapide (Bogan, 1993; Paquet *et al.*, 2005). De plus, Cherry *et al.* (2005) et Cooper *et al.* (2005) notent que les Unionidés seraient particulièrement sensibles à la présence d'azote ammoniacal sous forme non ionisée ($\text{NH}_3\text{-N}$). Or, ce produit chimique est relâché lors de la décomposition du myriophylle à épis (Sly, 1988). La présence d'un enchevêtrement dense de racines pourrait également nuire à la migration verticale des mulettes dans le substrat, en plus de les empêcher de s'enfouir, les exposant ainsi à la prédation (Pardue et Webb, 1985). Également, le myriophylle à épis peut favoriser certaines espèces de poissons au détriment d'autres (COSEWIC, 2003), pouvant même causer la disparition de certaines (Lyons, 1989). Les mulettes ont un stade parasitaire obligatoire sous forme de glochidium. Cependant, chaque espèce d'Unionidé n'est compatible qu'avec une ou quelques espèces de poissons (Haag et Warren, 1999; Paquet *et al.*, 2005). De plus, moins de 0,007 % des glochidiums réussissent à parasiter avec succès leur poisson hôte (Jansen et Hansen, 1991). Une diminution de l'abondance des poissons hôtes pourrait nuire au maintien des populations de mulettes. En cas de disparition de l'espèce ichtyologique compatible, la reproduction des moules d'eau douce n'est plus possible et la population de cette dernière disparaîtra à son tour. L'inverse est également possible, à savoir le myriophylle à épis pourrait contribuer à augmenter certaines espèces ichtyologiques hôtes, tel qu'observé pour le cyprinoïde d'Orégon, en leur fournissant des habitats d'alimentation plus favorables et des refuges (COSEWIC, 2003). De plus, une augmentation du phytoplancton, du moins dans les eaux environnantes des bancs de *M. spicatum*, est prévisible, provoquant par la même occasion un accroissement de la nourriture disponible pour les mulettes qui se nourrissent de ces algues (Landers, 1982; Godmaire et Planas, 1986; Smith et Adams, 1986).

La sauvagine se nourrit principalement d'invertébrés et de plantes aquatiques (McKnight et Hepp, 1995). Le myriophylle à épis, en dominant la végétation submergée peut changer négativement l'habitat d'alimentation des canards et des oies. D'abord, *M. spicatum* est un aliment de qualité moindre puisqu'il possède un contenu plus élevé en fibres que les espèces indigènes habituellement consommées par la sauvagine (Aiken *et al.*, 1979; Paulus, 1982; McKnight et Hepp, 1995). Le contenu en fibres de l'aliment ingéré est important puisque la plupart des canards et des oies ont une habilité limitée à digérer et à assimiler les fibres (McKnight et Hepp, 1995). De plus Cyr et Downing (1988 a, b) mentionnent que malgré une plus grande abondance d'insectes aquatiques retrouvée en présence de myriophylle à épis, les espèces retrouvées seraient moins accessibles, donc moins disponibles en tant que nourriture pour la sauvagine. Également, Dick *et al.* (2004) ont démontré que la sauvagine choisissait de façon préférentielle les étangs dominés par la végétation indigène plutôt que par *M. spicatum*. Lorsque les animaux étaient présents dans des étangs de myriophylle à épis, ils étaient associés à de petites colonies de végétation indigène ou encore à celle des berges.

Plusieurs études ont décrit les effets adverses de la présence de myriophylle à épis sur différentes espèces ichtyologiques. En 1989, Lyons mentionnait qu'il s'était produit des modifications très importantes dans la communauté de petits poissons (longueur totale maximale de < 150 mm) de la zone littorale du Lake Mendota, Wisconsin. L'auteur rapporte que la communauté autrefois diversifiée se trouvait alors dominée par une seule espèce, soit le crayon d'argent (*Labidesthes sicculus*). Ce changement se serait produit suite à l'envahissement du lac par le myriophylle à épis, entres autres. D'ailleurs, l'auteur attribue la disparition de deux espèces, soit le menton noir (*N. heterodon*) et le fondule barré (*F. diaphanus*) à la productivité explosive de cette plante aquatique.

Environnement Canada (2005b, c) suspecte le myriophylle à épis de nuire à deux espèces de ménés. Selon la Loi sur les espèces en péril (LEP), le statut du méné d'herbe serait considéré comme préoccupant, tandis que celui du méné camus serait considéré comme étant en voie de disparition au Canada. Le méné d'herbe (*N. bifrenatus*) est un petit

poisson atteignant rarement plus de cinq centimètres de longueur (Bernatchez et Giroux, 2000). Au Canada, il a vraisemblablement connu un déclin dans de nombreux plans d'eau où il était auparavant abondant, particulièrement dans les rivières du Québec. Le méné d'herbe vit dans les zones calmes des ruisseaux et parfois dans les lacs, en présence d'une végétation aquatique abondante. Il se nourrit de matériel végétal (Environnement Canada, 2005b) et de divers animaux planctoniques (Scott et Crossman, 1974). L'invasion du myriophylle à épis peut créer des habitats inadéquats pour la reproduction en réduisant le volume d'eau claire, au-dessus des plantes, nécessaires à l'accouplement (Environnement Canada, 2005b). Le méné camus (*N. anogenus*) requiert des eaux claires à faible courant avec une végétation abondante et un substrat composé de sable, de limon ou d'argile. Le déclin de l'espèce semble relié à l'augmentation de la turbidité des eaux, à la destruction des grosses plantes aquatiques près des rivages, de même qu'à la perte de l'habitat. Les facteurs limitatifs éventuels semblent être les modifications à l'habitat causées par l'introduction du myriophylle à épi et un accroissement en nombre et en diversité des prédateurs (Environnement Canada, 2005c).

En Colombie-Britannique, l'habitat de fraie d'une population piscicole anadrome se trouve menacé par la présence du myriophylle à épis. La population de saumons sockeye (*O. nerka*) du lac Cultus est unique en ce sens que toutes tentatives de transplanter celle-ci dans d'autres lacs, se sont avérées vaines. Il s'agit de l'une des rares populations de saumons sockeye à se reproduire presque exclusivement en lac. Les saumons migrent de l'océan Pacifique dans le Détroit de Georgie et patientent environ huit semaines avant de poursuivre leur montaison vers le lac Cultus. Cette population a la fraie la plus tardive de toutes les populations de saumons sockeye de la rivière Fraser, soit de la fin novembre jusqu'en décembre. Tout juste après leur émergence, les alevins quittent vers les profondeurs de la zone pélagique. Ceci serait vraisemblablement dû à une adaptation propre à cette population, causée par la densité élevée de prédateurs en zone littorale. Depuis octobre 2002, le saumon sockeye du lac Cultus est désigné en voie de disparition par le COSEPAC. Aujourd'hui la zone littorale du lac Cultus est très affectée par le myriophylle en épis (COSEWIC, 2003). Truelsen (1985) mentionnait déjà qu'en 1983 le myriophylle à épis avait envahi les frayères de cette espèce, entraînant une réponse

d'évitement de la part des géniteurs. Bien que la première observation de la plante aquatique ait eu lieu en 1977 (COSEWIC, 2003), l'envahissement s'est étendu sur une très longue période. Ainsi, *M. spicatum* a changé l'habitat, favorisant certaines espèces (cyprinoïdes d'Orégon adultes, *P. oregonensis*) au détriment d'autres (saumon sockeye). De ce fait, la croissance dense du myriophylle à épis empêche la prédation des jeunes *P. oregonensis* par les adultes de la même espèce. Ceci accroît le recrutement de cette espèce, augmentant alors la prédation sur les saumons sockeye juvéniles. De plus, les masses compactes de tiges empêchent les géniteurs de cette population de Salmonidés d'accéder aux sites de frai. Ainsi, la présence de *M. spicatum* dans le lac Cultus est probablement une grande menace à la population de saumon sockeye de ce lac, puisqu'il empiète sur les sites de frai de l'espèce et fournit un habitat pour les espèces prédatrices (COSEWIC, 2003).

Les impacts négatifs du myriophylle à épis sur la flore et la faune ont été abondamment discutés. Cependant, jusqu'à tout récemment, les scientifiques pensaient que les écosystèmes oligotrophes ne permettraient pas la croissance de ce macrophyte exotique. Or, de plus en plus d'études rapportent des évidences contraires. Ces environnements fragiles doivent être, autant que possible, protégés des effets potentiellement adverses causés par la présence de cette plante aquatique envahissante.

7. CONCLUSION

L'expansion de la distribution du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* L.) a été très rapide en Amérique du Nord. Effectivement, bien que la première mention de cette espèce exotique envahissante sur le continent américain ne date que du début des années 1940, de nos jours c'est 47 États américains et trois provinces canadiennes – le Québec, l'Ontario et la Colombie-Britannique – qui sont aux prises avec ce fléau. Au Québec, la distribution du myriophylle semble s'étendre de la région de l'Outaouais à l'ouest jusqu'à la région de la Capitale-Nationale à l'est. Cependant, puisqu'aucun inventaire spécifique à cette plante n'a encore eu lieu, il est difficile de déterminer les lacs et rivières touchés.

Le myriophylle à épis est une plante exotique envahissante qui colonise rapidement de nouveaux milieux et dont la dispersion se fait aisément d'un plan d'eau à un autre, de même que d'un bassin versant à un autre. Contrairement à certaines croyances, l'eutrophisation des plans d'eau n'apparaît pas être le seul facteur déterminant la présence de ce macrophyte et une réduction des apports en nutriments n'empêchera vraisemblablement pas une croissance excessive de cette plante aquatique. De plus, il apparaît improbable, voire impossible, d'enrayer complètement cette plante aquatique d'un plan d'eau lorsqu'elle s'y est établie. Les différentes opérations de contrôle arrivent occasionnellement à ralentir son expansion, mais parviennent rarement à prévenir sa dispersion. Les efforts sont alors concentrés sur le contrôle de la biomasse dans les zones à forte vocation de villégiature. Les mesures de contrôle existantes, bien que relativement diversifiées, sont généralement coûteuses et doivent être appliquées de façon récurrentes.

Lorsqu'il envahit la zone littorale d'un lac, le myriophylle à épis déplace les plantes aquatiques indigènes, en plus de coloniser des régions auparavant dépourvues de couverture végétale. Ceci crée donc des changements au niveau des paramètres chimiques et physiques, telles l'intensité lumineuse, la circulation de l'eau et la sédimentation des particules. Les gradients de pH, de température et d'oxygène, de même que les teneurs en nutriments peuvent également être modifiés, à l'intérieur ou près des bancs de cette plante exotique. En réponse à ces modifications des changements dans la productivité ou la

richesse en espèces des macrophytes aquatiques, du phytoplancton et du périphyton, des insectes aquatiques et des espèces piscicoles devraient avoir lieu.

Certaines recherches effectuées au Canada ont démontré les effets néfastes de cette plante sur certaines populations ichtyologiques, tels le saumon sockeye du lac Cultus, le méné d'herbe et le méné camus. Les impacts sur les populations de touladi (*Salvelinus namaycush*) sont cependant plus difficiles à déterminer puisqu'il n'existe, à notre connaissance, qu'une seule publication scientifique faisant mention de ces effets. De plus, le touladi est généralement considéré comme une espèce pélagique et qui, par conséquent, devrait être moins affecté par les changements en zone littorale. Cependant, le dépôt de débris de plante aquatique en décomposition, de même que la sédimentation de particules fines pourraient contribuer de façon non négligeable au colmatage des frayères. De plus, une augmentation des prédateurs potentiels, en zone littorale, des jeunes stades de vie de *S. namaycush* et de ses proies pélagiques ou littorales, devrait avoir lieu en corrélation avec l'accroissement de la couverture végétale. Tous ces impacts devraient nuire non seulement au recrutement de l'espèce, mais également à la croissance, à la taille et à la longévité des individus.

Un déclin des prises de touladi pourrait être alors observé suite aux changements dans l'habitat de celui-ci. Également, une diminution de la productivité des populations pourrait engendrer une perte d'intérêt pour la pêche sportive à *S. namaycush* dans les lacs touchés. De plus, la présence de myriophylle à épis en zone littorale, qui pourrait diminuer l'attrait visuel du lac et limiter les activités de canotage, ne devrait pas encourager l'attrait des pêcheurs sportifs pour ces plans d'eau.

Autant que possible, les écosystèmes abritant des populations de touladis devraient être protégés des effets potentiellement adverses causés par la présence de cette plante aquatique exotique envahissante.

REMERCIEMENTS

L'auteure remercie messieurs Henri Fournier et Pierre Bérubé pour leur étroite collaboration ainsi que monsieur Michel Legault et madame Annie Paquet pour leurs commentaires judicieux lors de la révision du document.

Mes remerciements s'adressent également à messieurs Alain Demers, Pierre Pettigrew, Pierre Levasseur, Guy Trencia, Jean-François Bourque et Jean Morneau, ainsi qu'à mesdames Anne-Marie St-Laurent T. et Mireille Sager pour leur contribution à différentes sections de ce rapport.

Je tiens également à remercier messieurs Roland Turmel et Louis-Philippe Lapointe pour leur aide à la recherche documentaire, de même que mesdames Jacinthe Bouchard et Doris Cooper pour la révision linguistique et la mise en page du document.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AIKEN, S. G., P. R. NEWROTH et I. WILE. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. Canadian Journal of Plant Science, 59 : 201-215.
- ANDERSON, L. W. J. 2004. The invasion of Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and Curlyleaf Pondweed (*Potamogeton crispus*) in Lake Tahoe : the risks of benign neglect. Abstract. In 13th International Conference on Aquatic Invasive Species, County Clare, Ireland. September, 20 to 24, 2004. p. 102
http://www.icaais.org/pdf/Abstracts_2004.pdf
- ANDERSON, M. R. et J. KALFF. 1985. Nutrient limitation of *Myriophyllum spicatum* grown in situ. In Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 95-103.
- ANDERSON, M. R. et J. KALFF. 1986. Nutrient limitation of *Myriophyllum spicatum* grown in situ. Freshwater Biology, 16 : 735-743.
- ARSENAULT, S. et S. LÉGARÉ. 2000. L'envahissement de nos lacs par une espèce exotique : le cas du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). Le Naturaliste Canadien, 124 (1) : 39-43.
- ARSHOUN, I. 2003. Aquatic weevils (*Euhrychiopsis lecontei*) as a possible biological control agent of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) in Quebec Lakes. Vanier College, Québec. 51 p.
- ASSOCIATION DES PROPRIÉTAIRES DU LAC PEMICHANGAN. 2005. Réunion - 6 Mai, 2003 : Qualité de l'eau. Site internet visité le 14 juillet 2005.
http://www.pemich.com/about/francais/meetingmay6_2003.html
- ASSOCIATION LAC ST-PIERRE. 2005. Le myriophylle à épis. Site internet visité le 3 octobre 2005.
<http://www.lacstpierre.ca/enviro/milfoilfr.shtml>
- ASSOCIATION POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DU LAC SAINT-CHARLES ET DES MARAIS DU NORD (APPEL LAC SAINT-CHARLES). 2005. Attention ! Le myriophylle à épi envahit nos lacs ! Site internet visité le 14 juillet 2005.
http://apel.ccapcable.com/Capsules.htm#On_envahit_nos_lacs!
- AUGER, I. 2004. Effets des interventions forestières sur les communautés de macroinvertébrés benthiques dans les lacs du Bouclier Canadien (Québec) : Rétrospective de la littérature. Rapport de stage. INRS – Eau, Terre et Environnement et Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 104 p.

- BAIRD, O. E. et C. C. KRUEGER. 2000. Behavior of lake trout sac fry : vertical movement at different developmental stages. *Journal of Great Lakes Research*, 26 (2) : 141-151.
- BARKO, J. W. et R. M. SMART. 1985. Sediment composition : effects on growth of submersed aquatic vegetation. In Anderson, L. W. J. (ed). *Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species*. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 72-78.
- BATES, A. L., E. R. BURNS et D. H. WEBB. 1985. Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) in the Tennessee-Valley : an update on biology and control. In Anderson, L. W. J. (ed). *Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species*. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 104-115.
- BERNATCHEZ, L. et M. GIROUX. 2000. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada, deuxième édition. Broquet, Saint-Constant, Québec. 350 p.
- BÉRUBÉ, P., Y. GRÉGOIRE et J. SCROSATI. Management of water level in a reservoir to prevent sediment accumulation over a man-made lake trout spawning. *En préparation*.
- BOGAN, A. E. 1993. Freshwater Bivalve extinction (Mollusca : Unionoida) : a search for causes. *American Zoologist*, 33 : 599-609.
- BOTTOMLEY, E. Z. et I. L. BAYLEY. 1984. A sediment porewater sampler used in root zones studies of the submerged macrophyte, *Myriophyllum spicatum*. *Limnology and Oceanography*, 29 : 671-673.
- BOYLEN, C. W., L. W. EICHLER et J. W. SUTHERLAND. 1996. Physical control of Eurasian watermilfoil in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 340 : 213-218.
- BOYLEN, C. W., L. W. EICHLER et J. D. MADSEN. 1999. Loss of native aquatic plant species in a community dominated by Eurasian watermilfoil. *Hydrobiologia*, 415 : 207-211.
- BUCHAN, L. A. J. et D. K. PADILLA. 2000. Predicting the likelihood of Eurasian watermilfoil presence in lakes, a macrophyte monitoring tool. *Ecological Applications*, 10 (5) : 1442-1455.
- CARIGNAN, R. et J. KALFF. 1979. Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36 : 1002-1005.

- CARIGNAN, R. et J. KALFF. 1982. Phosphorus release by submerged macrophytes : significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 27 (3) : 419-427.
- CARL, L., M.-F. BERNIER, W. CHRISTIE, L. DEACON, P. HULSMAN, D. LOFTUS, D. MARALDO, T. MARSHALL et P. RYAN. 1990. Fish community and environmental effects on lake trout. *Lake Trout Synthesis*, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto. 47 p.
- CARLSON, A. R. et R. E. SIEFERT. 1974. Effects of reduced oxygen on the embryos and larvae of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and largemouth bass (*Micropterus salmonides*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31 : 1393-1396.
- CARPENTER, S. R. et D. M. LODGE. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26 : 341-370.
- CATTANEO, A. et J. KALFF. 1979. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants : A study of interactions between epiphytes and their substrate. *Limnology and Oceanography*, 24 (6) : 1031-1037.
- CENTRE SAINT-LAURENT - ENVIRONNEMENT CANADA. 2005. Le myriophylle à épis, *Myriophyllum spicatum*. Site internet visité le 3 octobre 2005. http://lavoieverte.qc.ec.gc.ca/CSL/inf/inf037_f.html
- CHAMBERS, P. A., R. E. DEWREEDE, E. A. IRLANDI et H. VANDERMEULEN. 1999. Management issues in aquatic macrophyte ecology : a Canadian perspective. *Canadian Journal of Botany*, 77 : 471-487.
- CHERRY, D. S., J. L. SCHELLER, N. L. COOPER et J. R. BIDWELL. 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) I : water-column ammonia levels and ammonia toxicity. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (2) : 369-380.
- CHERUVELIL, K. S., P. A. SORANNO et J. D. MADSEN. 2001. Epiphytic macroinvertebrates along a gradient of Eurasian watermilfoil cover. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39 : 67-72.
- CHERUVELIL, K. S., P. A. SORANNO, J. D. MADSEN et M. J. ROBERSON. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities : the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society*, 21 (2) : 261-277.
- CHICK, J. H. et C. C. MCIVOR. 1994. Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes : viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 : 2873-2882.

- COOPER, N. L., J. R. BIDWELL et D. S. CHERRY. 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) II : porewater ammonia. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (2) : 381-394.
- COUCH, R. et E. NELSON. 1985. *Myriophyllum spicatum* in North America. In : Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 8-18.
- COSEWIC. 2003. COSEWIC assessment and status report on the sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* (Cultus population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. site internet visité le 17 juin 2005. 57 p.
http://www.sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/cosewic/sr_cultus_sockeye_salmon_e.pdf
- CREED, R. P., JR. 1998. A Biogeographic Perspective on Eurasian Watermilfoil Declines: Additional Evidence for the Role of Herbivorous Weevils in Promoting Declines? *Journal of Aquatic Plant Management*, 36 : 16-22.
- CREED, R. P., JR. 2000. The weevil-watermilfoil interaction at different spatial scales : what we know and what we need to know. *Journal of Aquatic Plant Management*, 38 : 78-81.
- CREED, R. P., JR., S. P. SHELDON et D. M. CHEEK. 1992. The effect of herbivore feeding on the buoyancy of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 30 : 75-76.
- CREED, R. P., JR., et S. P. SHELDON. 1995. Weevils and watermilfoil : Did a North American herbivore cause the decline of an exotic plant?. *Ecological Applications*, 5 (4) : 1113-1121.
- CROWDER, L. B. et W. E. COOPER. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63 : 1802-1813.
- CYR, H. 1998. Effects of wave disturbance and substrate slope on sediment characteristics in the littoral zone of small lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 967-976.
- CYR, H. et DOWNING J. A. 1988a. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 20 : 365-374.
- CYR, H. et J. A. DOWNING. 1988b. Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 976-984.

- DALE, H. M. et T. J. GILLESPIE. 1977. The influence of submerged aquatic plants on temperature gradients in shallow water bodies. *Canadian Journal of Botany*, 55 : 2215-2225.
- DALE, H. M. et T. J. GILLESPIE. 1978. Diurnal temperature gradients in shallow water produced by artificial aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Botany*, 56 : 1099-1106.
- DAVIS, B. M. et T. N. TODD. 1998. Competition between larval lake herring (*Coregonus artedii*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) for zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 1140-1148.
- DICK, G. O., J. K. SMITH, et R. M. SMART. 2004. Migratory waterfowl habitat selection in relation to aquatic vegetation. APCRP Technical Notes Collection (ERDC/TN APCRP-EA-09). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. 13 p.
<http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/apcea-09.pdf>
- DILLON, P. J., B. J. CLARK, L. A. MOLOT et H. E. EVANS. 2003. Predicting the location of optimal habitat boundaries for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 : 959-970.
- DIONNE, M. et C. L. FOLT. 1991. An experimental analysis of macrophyte growth form as fish foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 : 123-131.
- EADIE, J. MCA. et A. KEAST. 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Canadian Journal of Zoology*, 62 : 1689-1695.
- EISWERTH, M. E., S. G. DONALDSON et W. S. JOHNSON. 2000. Potential environmental impacts and economic damages of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) in Western Nevada and Northeastern California. *Weed Technology*, 14 (3) : 511-518.
- ENGEL, S. 1995. Eurasian watermilfoil as a fishery management tool. *Fisheries*, 20 (3) : 20-27.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2005a. Plantes envahissantes des habitats naturels du Canada : aperçu global des espèces vivant en milieu humide et en milieu sec et la législation visant leur élimination. Site internet visité le 8 juillet 2005.
http://www.cws-scf.ec.gc.ca/publications/inv/index_f.cfm
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2005b. Espèces en péril : Méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*). Site internet visité le 14 juin 2005.

http://www.speciesatrisk.gc.ca/search/speciesDetails_f.cfm?SpeciesID=546)

ENVIRONNEMENT CANADA. 2005c. Espèces en péril : Méné camus (*Notropis anogenus*). Site internet visité le 14 juin 2005.

http://www.speciesatrisk.gc.ca/search/speciesDetails_f.cfm?SpeciesID=108)

EVANS, D. O., J. BRISBANE, J. M. CASSELMAN, K. E. COLEMAN, C. A. LEWIS, P. G. SLY, D. L. WALES et C. C. WILLOX. 1991a. Anthropogenic stressors and diagnosis of their effects on lake trout populations in Ontario lakes. Lake Trout Synthesis, Response to Stress Working Group, 1991. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto. 115 p.

EVANS, D. O., J. M. CASSELMAN et C. C. WILLOX. 1991b. Effects of exploitation, loss of nursery habitat, and stocking on the dynamics and productivity of lake trout in Ontario lakes. Lake Trout Synthesis, Response to Stress Working Group, 1991. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto. 193 p.

EVANS, D. O. et C. H. OLVER. 1995. Introduction of lake trout (*Salvelinus namaycush*) to inland lakes of Ontario, Canada : factors contributing to successful colonization. Journal of Great Lakes research, 21 (supp. 1) : 30-53.

FLEURBEC. 1987. Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières. Fleurbec, Saint-Augustin, Québec. 399 p.

FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC. 1996. Habitat du poisson : le touladi. Guide d'aménagement d'habitats. Québec. 20 p.

FOURNIER, H., P. HOUDE, M. LALANCETTE, et J.-R. MOREAU. 2004. L'envahissement des lacs à touladi par le myriophylle à épis : Faire ou laisser faire ? In Groleau, C et S. Tremblay. Compte rendu de l'atelier sur la faune aquatique 2004. Société de la faune et des parcs du Québec. Avril 2004. p. 11-12.

FRANCE, R. et R. STEEDMAN. 1996. Energy provenance for juvenile lake trout in small Canadian Shield lakes as shown by stable isotopes. Transactions of the American Fisheries Society, 125 : 512-518.

FRENCH, J. R. P. III. 1988. Effect of submersed aquatic macrophytes on resource partitioning in yearling rock bass (*Ambloplites rupestris*) and pumpkinseeds (*Lepomis gibbosus*) in Lake St. Clair. Journal of Great Lakes research, 14 (3) : 291-300.

FRODGE, J. D., G. L. THOMAS et G. B. PAULEY. 1990. Effects of canopy formation by floating and submergent aquatic macrophytes on water quality of two shallow Pacific Northwest lakes. Aquatic Botany, 38 : 231-248.

- FRODGE, J. D., G. L. THOMAS et G. B. PAULEY. 1991. Sediment phosphorus loading beneath dense canopies of aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management*, 7 : 61-71.
- FRODGE, J. D., D. A. MARINO, G. B. PAULEY et G. L. THOMAS. 1995. Mortality of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) in densely vegetated littoral areas tested using an in situ bioassay. *Lake and Reservoir Management*, 11 : 343-358.
- GIBBONS, H. L., JR. et M. V. GIBBONS. 1985. Control and management of Eurasian water milfoil in the Pend Oreille River, Washington. In Anderson, L. W. J. (ed). *Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (Myriophyllum spicatum) and related Haloragaceae species*. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 116-125.
- GODMAIRE, H. et D. PLANAS. 1986. Influence of *Myriophyllum spicatum* L. on the species composition, biomass and primary productivity of phytoplankton. *Aquatic Botany*, 23 : 299-308.
- GOLDMAN, C. R. 1988. Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnology and Oceanography*, 33 (6) : 1321-1333.
- GRACE, J. B. et R. G. WETZEL. 1978. The production biology of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) : A review. *Journal of Aquatic Plant Management*, 16 : 1-11.
- GREGORY, P. 2005. Maine Department of Environmental Protection. Maine Takes Immediate Action to Address Eurasian Watermilfoil. Site internet visité le 3 novembre 2005.
<http://www.maine.gov/tools/whatsnew/index.php?topic=DEP+News&id=4678&v=Article>
- GROSS, E. M. 2003. Allelopathy of aquatic autotrophs. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23 (3-4) : 313-339.
- HAAG, W. R. et M. L. WARREN JR. 1999. Mantle displays of freshwater mussels elicit attacks from fish. *Freshwater Biology*, 42 : 35-40.
- HALL, D. J. et E.E WERNER. 1977. Seasonal distribution and abundance of fishes in the littoral zone of a Michigan lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106 : 545-555.
- HINCH, S. G. et N. C. COLLINS. 1993. Relationships of littoral fish abundance to water chemistry and macrophytes variables in Central Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 1870-1878.

- HOWARD-WILLIAMS, C. 1993. Processes of aquatic weed invasions : the New Zealand Example. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31 : 17-23.
- HUDSON, P. L., J. F. SAVINO et C. R. BRONTE. 1995. Predator-prey relations and competition for food between age-0 lake trout and slimy sculpins in the Apostle Island Region of Lake Superior. *Journal of Great Lakes research*, 21 (supp. 1) : 445-457.
- JAMES, W. F. et J. W. BARKO. 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Limnology and Oceanography*, 36 (1) : 179-187.
- JAMES, W. F. et J. W. BARKO. 1994. Macrophyte influences on sediment resuspension and export in a shallow impoundment. *Lake and Reservoir Management*, 10 : 95-102.
- JANSEN, W. A. et J. M. HANSON. 1991. Estimates of the number of glochidia produced by clams (*Anodonta grandis simpsoniana* Lea), attaching to yellow perch (*Perca flavescens*), and surviving to various ages in Narrow Lake, Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 69 : 973-977.
- KEAST, A. 1984. The introduced aquatic macrophytes, *Myriophyllum spicatum*, as habitat for fish and their macroinvertebrate prey. *Canadian Journal of Zoology*, 62 : 1289-1303.
- KELLY, M. G., N. THYSSEN et B. MOESLUND. 1983. Light and the annual variation of oxygen and carbon-based measurements of productivity in a macrophyte-dominated river. *Limnology and Oceanography*, 28 : 503-515.
- KELLY, D. J. et I. HAWES. 2005. Effects of invasive macrophytes on littoral-zone productivity and foodweb dynamics in a New Zealand high-country lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (2) : 300-320.
- KILLGORE, K. J. et J. J. HOOVER. 2001. Effects of hypoxia on fish assemblages in a vegetated waterbody. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39 : 40-44.
- LALONDE, S. et J. A. DOWNING. 1992. Phytofauna of eleven macrophyte beds of differing trophic status, depth, and composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 : 992-1000.
- LANDERS, D. H. 1982. Effects of naturally senescing aquatic macrophytes on nutrient chemistry and chlorophyll a of surrounding waters. *Limnology and Oceanography*, 27 : 428-439.

- LEGAULT, M., J. BENOÎT et R. BÉRUBÉ. 2004. Impact of new reservoirs. In Gunn, J. M., R. J. Steedman et R. A. Ryder. Boreal shield watersheds : lake trout ecosystems in a changing environment. CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 87-109.
- LES AMIS DU LAC SUPÉRIEUR. 2005. Dossier myriophylle. Site internet visité le 3 octobre 2005.
<http://lesamisdulacsuperieur.com/>
- LESMERISES, L. 1993. Le Myriophylle. Menviq, Sainte-Foy, Québec. 8 p.
- LILLIE, R. A. et J. BUDD. 1992. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* as an index to habitat quality for fish and macroinvertebrates. Journal of Freshwater Ecology, 7 : 113-125.
- LINDÉN, E. et M. LEHTINIEMI. 2005. The lethal and sublethal effects of the aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* on Baltic littoral planktivores. Limnology and Oceanography, 50 (2) : 405-411.
- LYONS, J. 1989. Changes in the abundance of small littoral-zone fishes in Lake Mendota, Wisconsin. Canadian Journal of Zoology, 67 : 2910-2916.
- MACRAE, P. S. D. et D. A. JACKSON. 2001. The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58 : 342-351.
- MADSEN, J. D. 1998. Predicting invasion success of Eurasian watermilfoil. Journal of Aquatic Plant Management, 36 : 28-32.
- MADSEN, J. D. 1999. Predicting the Invasion of Eurasian Watermilfoil into Northern Lakes. Technical Report A-99-2 U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC. 36 p.
- MADSEN, J. D., L. W. EICHLER et C. W. BOYLEN. 1988. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil in Lake George, New York. Journal of Aquatic Plant Management, 26 : 47-50.
- MADSEN, J. D. et C. W. BOYLEN. 1989. Eurasian watermilfoil seed ecology from an oligotrophic and eutrophic lake. Journal of Aquatic Plant Management, 27 : 119-121.
- MADSEN, J. D., J. W. SUTHERLAND, J. A. BLOOMFIELD, L. W. EICHLER et C. W. BOYLEN. 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. Journal of Aquatic Plant Management, 29 : 94-99.

- MARTIN, N. V. et C. H. OLVER. 1980. Chapter 4 : The lake charr. *In* Balon, E. K (ed). Charrs : salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. The Hague, Netherlands. p. 205-277.
- MAXNUK, M. D. 1985. Bottom tillage treatments for Eurasian water milfoil control. *In* Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 163-172.
- MCKNIGHT, S. K. et G. R. HEPP. 1995. Potential effect of grass carp herbivory on waterfowl foods. *Journal of Wildlife Management*, 59 (4) : 720-727.
- MEMPHRÉMAGOG CONSERVATION INCORPORÉ. 2005. Opération santé du lac Memphrémagog (phase 1) : synthèse des résultats. Site internet visité le 14 juillet 2005.
http://www.memphremagog.org/article.php3?id_article=66&lang=fr
- MERRITT, R. W. et K. W. CUMMINS. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America, Third Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, USA. 862 p.
- MILLER, G. L. et M. A. TROUT. 1985. Changes in the aquatic plant community following treatment with the herbicide 2,4-D in Cayuga Lake, New York. *In* Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 126-138.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC. 2005. Situation du touladi au Québec. Site internet visité le 22 juin 2005.
http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/etu_rec/touladi.htm
- MOODY, M. L. et D. H. LES. 2002. Evidence of hybridity in invasive watermilfoil (*Myriophyllum*) populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99 (23) : 14867-14871.
- NEWROTH, P. R.. 1985. A review of Eurasian water milfoil impacts and management in British Columbia. *In* Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 139-153.
- NICHOLS, D. S. et D. R. KEENEY. 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying watermilfoil. *Hydrobiologia*, 42 : 509-525.
- NICHOLS, S. A. et B. H. SHAW. 1986. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia*, 131 : 3-21.

- ONDOK, J. P., K. POKORNY et J. KVET. 1984. Model of diurnal changes in oxygen, carbon dioxide and bicarbonate concentrations in a stand of *Elodea canadensis* Michx. Aquatic Botany, 19 : 293-305.
- PAQUET, A., I. PICARD, F. CARON et S. ROUX. 2005. Les mulettes au Québec. Le Naturaliste Canadien, 129 (1) : 78-85.
- PARDUE, W. J. et D. H. WEBB. 1985. A comparison of aquatic macroinvertebrates occurring in association with Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) with those found in the open littoral zone. Journal of Freshwater Ecology, 3 : 69-79.
- PARSONS, J. K., K. S. HAMEL, J. D. MADSEN et K. D. GETSINGER. 2001. The use of 2,4-D for selective control of an early infestation of Eurasian watermilfoil in Loon Lake, Washington. Journal of Aquatic Plant Management, 39 : 117-125.
- PAULUS, S. L. 1982. Feeding ecology of gadwalls in Louisiana in winter. Journal of Wildlife Management, 46 (1) : 71-79.
- PAZZIA, I., M. TRUDEL, M. RIDGWAY et J. B. RASMUSSEN. 2002. Influence of food web structure on the growth and bioenergetics of lake trout (*Salvelinus namaycush*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59 : 1593-1605.
- PÊCHES ET OCÉANS CANADA. 2005a. Feuillelet d'information : le touladi. Site internet visité le 22 juin 2005.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/canwaters-eauxcan/infocentre/guidelines-conseils/factsheets-feuillets/national/laketrout_f.asp
- PÊCHES ET OCÉANS CANADA. 2005b. Le monde sous-marin : le touladi. Site internet visité le 22 juin 2005.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/zone/underwater_sous-marin/touladi/laketrout-touladi_f.htm
- PÊCHES ET OCÉANS CANADA. 2005c. Espèces aquatiques en péril : Saumon sockeye (saumon rouge), population Cultus. Site internet visité le 14 juin 2005.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/species/species_sockeyeSalmon_Cultus_f.asp
- PETR, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters: a review. FAO Fisheries Technical Paper 396, FAO, Rome. 185 p.
- PETTICREW, E. L. et J. KALFF. 1991. Predictions of surficial sediment composition in the littoral zone of lakes. Limnology and Oceanography, 36 (2) : 384-392.
- PETTICREW, E. L. et J. KALFF. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophytes beds. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49 : 2483-2489.

- PRATT, T. C. et M. G. FOX. 2001. Biotic influences on habitat selection by young-of-year walleye (*Stizostedion vitreum*) in the demersal stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 1058–1069.
- PRATT, T. C. et K. E. SMOKOROWSKI. 2003. Fish habitat management implications of the summer habitat use by littoral fishes in a north temperate, mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 : 286–300.
- RADER, B. R. 1997. A functional classification of the drift : traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 1211–1234.
- RAPPEL (REGROUPEMENT DES ASSOCIATIONS POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DES LACS ET DES COURS D'EAU DE L'ESTRIE ET DU HAUT BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS). 2004. Un portrait alarmant de l'état des lacs et des limitations d'usages reliées aux plantes aquatiques et aux sédiments; Bilan (1996-2003). CD-ROM. Disponible auprès du RAPPEL : www.rappel.qc.ca
- REED, C. F. 1977. History and distribution of Eurasian watermilfoil in United States and Canada. *Phytologia*, 36 : 417–436.
- RENNIE, M. D. et L. J. JACKSON. 2005. The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions : patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 : 2088–2099.
- ROLEY, S. S. et R. M. NEWMAN. 2006. Developmental performance of the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei* (Coleoptera : Curculionidae), on Northern watermilfoil, Eurasian watermilfoil, and hybrid (Northern Δ Eurasian) watermilfoil. *Environmental Entomology*, 35 (1) : 121–126.
- ROSHON, R. D., J. H. MCCANN, D. G. THOMPSON et G. R. STEPHENSON. 1999. Effects of seven forestry management herbicides on *Myriophyllum sibiricum*, as compared with other nontarget aquatic organisms. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 : 1158–1169.
- SAINT-LAURENT VISION 2000. 2005. Suivi de l'état du Saint-Laurent : Les milieux humides et les plantes exotiques en eau douce. Site internet visité le 28 juillet 2005. http://www.slv2000.qc.ca/plan_action/phase3/biodiversite/suivi_ecosysteme/fiches/Milieux_humides_f.pdf
- SAUVÉ, M.-R. 2002. Le dossier noir des lacs. *Québec Science*, Juillet/août : 16–21.
- SAVINO, J. F. et R. A. STEIN. 1989a. Behavioural interactions between fish predators and their prey : effects of plant density. *Animal behaviour*, 37 : 311–321.

- SAVINO, J. F. et R. A. STEIN. 1989b. Behavior of fish predators and their prey : habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental Biology of Fishes*, 24 : 287-293.
- SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, bulletin 184. Ottawa, Ontario. 1026 p.
- SELLERS, T. J., B. R. PARKER, D. W. SCHINDLER et W. M. TONN. 1998. Pelagic distribution of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in small Canadian Shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and light. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 170-179.
- SHELDON, S. P. et R. P. CREED, JR. 1995. Use of a native insect as a biological control for an introduced weed. *Ecological Applications*, 5 (4) : 1122-1132.
- SLOEY, D. T. SCHENCK et R. NARF. 1997. Distribution of aquatic invertebrates within a dense bed of Eurasian milfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Journal of Freshwater Ecology*, 12 : 303-313.
- SLY, P. G. 1988. Interstitial water quality of lake trout spawning habitat. *Journal of Great Lakes research*, 14 (3) : 301-315.
- SLY, P. G. et C. C. WIDMER. 1984. Lake trout (*Salvelinus namaycush*) spawning habitat in Seneca Lake, New York. *Journal of Great Lakes research*, 10 : 168-189.
- SMITH, C. S. et M. S. ADAMS. 1986. Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnology and Oceanography*, 31 (6) : 1312-1321.
- SMITH, C. S. et J. W. BARKO. 1990. Ecology of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 28 : 55-64.
- SWEDBERG, D. V. et J. W. PECK. 1984. Food of young-of-the-year lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Presque Isle Harbor, Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research*, 10 (3) : 280-285.
- TAMAYO, M., C. E. GRUE et K. HAMEL. 2000. The relationship between water quality, watermilfoil frequency, and weevil distribution in the State of Washington. *Journal of Aquatic Plant Management*, 38 : 112-116.
- TREBITZ, A. S., S. A. NICHOLS, S. R. CARPENTER et R. C. LATHROP. 1993. Patterns of vegetation change in Lake Wingra following a *Myriophyllum spicatum* decline. *Aquatic Botany*, 46 : 325-340.

- TRUELSON, R. L. 1985. Community and government cooperation in control of Eurasian water milfoil in Cultus Lake, B. C. In Anderson, L. W. J. (ed). Proceedings of the first international symposium on watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society, Vicksburg, Mississippi. p. 154-162.
- UNMUTH, J. M. L., M. J. HANSEN et T. D. PELLETT. 1999a. Effects of mechanical harvesting of Eurasian watermilfoil on largemouth bass and bluegill populations in Fish Lake, Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management, 19 : 1089-1098.
- UNMUTH, J. M. L., M. J. HANSEN, P. W. RASMUSSEN et T. D. PELLETT. 1999b. Effects of mechanical harvesting of Eurasian watermilfoil on angling for bluegill in Fish Lake, Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management, 21 : 448-454.
- U. S. GEOLOGICAL SURVEY. 2005. Nonindigenous Aquatic Species : *Myriophyllum spicatum* L. Site internet visité le 14 juillet 2005.
http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/plants/docs/my_spica.html
- VALLEY, R. D. et M. T. BREMIGAN. 2002. Effects of macrophyte bed architecture on largemouth bass foraging : Implications of exotic macrophyte invasions. Transactions of the American Fisheries Society, 131 : 234-244.
- VANDER ZANDEN, M. J., J. M. CASSELMAN et J. B. RASMUSSEN. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. Nature, 401 : 464-467.
- VANDER ZANDEN, M. J., K. A. WILSON, J. M. CASSELMAN et N. D. YAN. 2004. Species introductions and their impacts in North American Shield lakes. In Gunn, J. M., R. J. Steedman et R. A. Ryder. Boreal shield watersheds : lake trout ecosystems in a changing environment. CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 239-263.
- WALTER, K. M., L. W. ANDERSON et C. R. GOLDMAN. 2005. Assessing potential for spread and impacts of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) in Lake Tahoe using in situ transplants, microcosms, and bioassays. Site internet visité le 23 novembre 2005.
<http://trg.ucdavis.edu/research/annualreport/contents/lake/article10.html>
- WATERS, T. F. 1995. Sediment in streams : sources, biological effects, and control. American Fisheries Society, Maryland, USA. 251 p.
- WEAVER, M. J., J. J. MAGNUSON et M. K. CLAYTON. 1997. Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54 : 2277-2289.

WHYTE, R. S. et D. A. FRANCKO. 2001. Dynamics of a pioneer population of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) in a shallow Lake Erie wetland. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39 : 136-139.

ANNEXE A : LISTE DES ABBRÉVIATIONS

<u>Abbréviation</u>	<u>Nom latin</u>	<u>Nom verniculaire</u>	<u>Nom anglais</u>
<u>Plantes aquatiques</u>			
<i>B. schreberi</i>	<i>Brasenia schreberi</i>	Brasénie de Schreber	Water-Shield
<i>C. demersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cornifle nageante	Coontail
<i>M. alterniflorum</i>	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Myriophylle à fleurs alternes	Alternate Flowered Milfoil
<i>M. exalbescens</i>	<i>Myriophyllum exalbescens / sibiricum</i>	Myriophylle blanchissant / de Sibérie	Northern Watermilfoil
<i>M. spicatum</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Myriophylle à épis	Eurasian Watermilfoil
<i>N. guadalupensis</i>	<i>Najas guadalupensis</i>	Naïade de la Guadeloupe	Southern naiad
<i>N. marina</i>	<i>Najas marina</i>	Naïade marine	Spiny naiad
<i>N. odorata</i>	<i>Nymphaea odorata</i>	Nymphéa odorant	Fragrant Waterlily
<i>P. amplifolius</i>	<i>Potamogeton amplifolius</i>	Potamot à larges feuilles	Largeleaf pondweed
<i>P. crispus</i>	<i>Potamogeton crispus</i>	Potamot crispé	Curly Pondweed
<i>P. perfoliatus</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Potamot perfolié	Claspingleaf Pondweed
<i>P. pusillus</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	Potamot fluet	Small Pondweed
<i>P. richardsonii</i>	<i>Potamogeton richardsonii</i>	Potamot de Richardson	Richardson's Pondweed

<i>P. robbinsii</i>	<i>Potamogeton robbinsii</i>	Potamot de Robbins	Robbins's Pondweed
<i>P. vaseyi</i>	<i>Potamogeton vaseyi</i>	Potamot de Vasey	Vasey's Pondweed
<i>R. longirostris</i>	<i>Ranunculus longirostris</i>	Renoncule à long bec	Longbeak Buttercup
<i>U. resupinata</i>	<i>Utricularia resupinata</i>	Utriculaire résupinée	Lavender Bladderwort
<i>V. americana</i>	<i>Vallisneria americana</i>	Vallisnérie américaine	Wild Celery

Invertébrés

<i>E. lecontei</i>	<i>Euhrychiopsis lecontei</i>	Charançon	Aquatic weevil
<i>N. integer</i>	<i>Nemomysis integer</i>	Mysis	Mysis
<i>O. rusticus</i>	<i>Orconectes rusticus</i>	Écrevisse	Crayfish
<i>P. flexuosus</i>	<i>Praunus flexuosus</i>	Mysis	Mysis

Poissons

<i>A. rupestris</i>	<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche	Rock Bass
<i>A. melas</i>	<i>Ameiurus melas</i>	Barbotte noire	Black Bullhead
<i>A. nebulosus</i>	<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	Brown Bullhead

<i>C. catostomus</i>	<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	Longnose Sucker
<i>C. artedi</i>	<i>Coregonus artedi</i>	Cisco de lac	Cisco/Lake Herring
<i>C. clupeaformis</i>	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	Lake Whitefish
<i>C. cognatus</i>	<i>Cottus cognatus</i>	Chabot visqueux	Slimy Sculpin
<i>E. lucius</i>	<i>Esox lucius</i>	Grand brochet	Northern Pike
<i>E. masquinongy</i>	<i>Esox masquinongy</i>	Maskinongé	Muskellunge
<i>F. diaphanus</i>	<i>Fundulus diaphanus</i>	Fondule barré	Banded Killifish
<i>G. aculeatus</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Épinoche à trois épines	Threespine Stickleback
<i>L. sicculus</i>	<i>Labidesthes sicculus</i>	Crayon d'argent	Brook silverside
<i>L. gibbosus</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>	Crapet-soleil	Pumpkinseed
<i>L. macrochirus</i>	<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	Bluegill
<i>L. lota</i>	<i>Lota lota</i>	Lotte	Burbot
<i>M. dolomieu</i>	<i>Micropterus dolomieu</i>	Achigan à petite bouche	Smallmouth Bass
<i>M. salmoides</i>	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	Largemouth Bass
<i>M. chrysops</i>	<i>Morone chrysops</i>	Bar blanc	White Bass
<i>N. anogenus</i>	<i>Notropis anogenus</i>	Méné camus	Pugnose Shiner
<i>N. atherinoides</i>	<i>Notropis atherinoides</i>	Méné émeraude	Emerald Shiner

<i>N. bifrenatus</i>	<i>Notropis bifrenatus</i>	Méné d'herbe	Bridle Shiner
<i>N. heterodon</i>	<i>Notropis heterodon</i>	Menton noir	Blackchin Shiner
<i>O. mordax</i>	<i>Osmerus mordax</i>	Éperlan arc-en-ciel	Rainbow Smelt
<i>O. mykiss</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Rainbow Trout / Steelhead Trout
<i>O. nerka</i>	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Saumon sockeye / saumon rouge	Sockeye
<i>P. flavescens</i>	<i>Perca flavescens</i>	Perchaude	Yellow Perch
<i>P. omiscomaycus</i>	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Omisco	Trout-Perch
<i>P. marinus</i>	<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	Sea Lamprey
<i>P. cylindraceum</i>	<i>Prosopium cylindraceum</i>	Ménomini rond	Round Whitefish
<i>P. oregonensis</i>	<i>Ptychocheilus oregonensis</i>	Cyprinoïde d'Orégon / sauvagesse du nord	Pikeminnow / Squawfish
<i>P. pungitius</i>	<i>Pungitius pungitius</i>	Épinoche à neuf épines	Ninespine Stickleback
<i>S. namaycush</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	Lake Charr
<i>S. vitreus</i>	<i>Sander vitreus</i>	Doré jaune	Walleye
<i>S. corporalis</i>	<i>Semotilus corporalis</i>	Ouitouche	Fallfish