



Planification d'une stratégie de lutte contre le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*)

Mémoire

Vincent Gagné

**Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional - avec
mémoire**

Maître en aménagement du territoire et développement régional (M.ATDR)

Québec, Canada

Planification d'une stratégie de lutte contre le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*)

Mémoire

Vincent Gagné

Sous la direction de :

Claude Lavoie, directeur de recherche
Martin Lavoie, codirecteur de recherche

Résumé

Le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) est une plante aquatique exotique envahissante présente dans près de 200 plans d'eau au Québec et ailleurs en Amérique du Nord. Cette plante aquatique submergée a des effets sur la biodiversité et nuit aux usages des lacs. Les objectifs d'une lutte contre le myriophylle ne visent pas l'éradication de la plante, mais plutôt la réduction de sa biomasse. J'ai émis l'hypothèse que dans le cas d'un lac de dimensions modestes, il est possible de réduire de 95 % la superficie couverte par le myriophylle en déployant une stratégie mettant à profit les techniques de bâchage et d'arrachage manuel. J'ai testé cette hypothèse en 2020 et en 2021 au lac des Abénaquis (région de Chaudière-Appalaches, Québec) où on trouvait (2019) près d'un hectare d'herbiers de myriophylle. Au lac des Abénaquis, un bâchage avec toiles en fibre de verre a éliminé la presque totalité des tiges de myriophylle (–99 %) et a favorisé le retour rapide des plantes vasculaires indigènes. L'arrachage a réduit également la densité des tiges de myriophylle (–88 %) et a permis de maintenir un couvert en plantes vasculaires indigènes qui, autrement, disparaîtrait au profit de l'envahisseur. Le choix d'une méthode de lutte (bâchage, arrachage avec sacs-filets ou arrachage avec système de remontée par succion) dépend de la densité et de la superficie des herbiers, mais aussi de la présence d'obstacles (roches, troncs d'arbre, etc.), de plantes aquatiques indigènes et de la distance à parcourir entre les plants à arracher. Des règles de décision sont proposées dans ce mémoire. Le myriophylle colonise de nouveaux sites dans un lac grâce à sa propagation végétative par élagage naturel. Même en très faible abondance, il peut produire des milliers de fragments. Au lac des Abénaquis, près de 30 % des fragments de tiges développent des racines avant ou après s'être détachés d'un plant – les possibilités de réenvahissement sont donc élevées. La lutte nécessite un investissement important lors des premières années (lutte intensive), ainsi qu'un investissement plus modeste, quoique récurrent, lors d'une deuxième phase de travaux (lutte de maintenance). La lutte efficace contre le myriophylle est possible, mais elle est coûteuse et doit être minutieusement planifiée pour se voir couronnée de succès.

Tables des matières

Résumé	ii
Tables des matières	iii
Liste des figures	v
Liste des tableaux.....	vii
Remerciements.....	viii
Introduction générale	1
La gestion des espèces exotiques envahissantes	1
Stratégies de lutte contre les espèces exotiques envahissantes	2
Stratégies de lutte contre les plantes aquatiques exotiques envahissantes	6
1. Lutte stratégique contre une invasion de myriophylle à épis	8
1.1. Écologie du myriophylle à épis	8
1.2. Effets connus d'une invasion de myriophylle à épis	10
1.3. La lutte contre le myriophylle à épis	12
1.3.1. Lutte chimique.....	12
1.3.2. Lutte biologique	13
1.3.3. Lutte mécanique	13
1.3.4. Lutte physique	14
1.4. Les stratégies de lutte contre le myriophylle à épis.....	15
1.5. Objectifs de l'étude	17
2. Planification de la stratégie et méthodes de suivi.....	20
2.1. Aire d'étude.....	20
2.2. Historique de l'envahissement par le myriophylle à épis.....	23
2.3. Stratégie de lutte et techniques utilisées.....	24
2.4. Suivi de l'efficacité de la lutte.....	30
2.4.1. Quadrats d'échantillonnage (densité du myriophylle à épis)	30
2.4.2. Cartographie des herbiers (superficie du myriophylle à épis).....	32
2.4.3. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives	32
3. Mise en œuvre de la stratégie et résultats.....	34
3.1. Campagne 2020.....	34
3.1.1. Densité du myriophylle à épis	34
3.1.2. Mise en œuvre de la stratégie de lutte	36
3.1.3. Bâchage	39
3.1.4. Arrachage	39

3.1.5. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives	42
3.1.6. Cartographie des herbiers et des plants isolés de myriophylle à épis.....	44
3.2. Campagne 2021.....	47
3.2.1. Densité du myriophylle à épis	48
3.2.2. Mise en œuvre de la stratégie de lutte	50
3.2.3. Bâchage	50
3.2.4. Arrachage	51
3.2.5. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives	51
3.2.6. Cartographie des herbiers et des plants isolés de myriophylle à épis.....	52
4. Discussion	54
4.1. Les paramètres d'une lutte efficace contre le myriophylle à épis	54
4.1.1. Densité des tiges de myriophylle à épis	54
4.1.2. Effort pour bâcher	57
4.1.3. Effort pour arracher	57
4.1.4. Propagation végétative du myriophylle à épis.....	58
4.1.5. Lutte de maintenance	59
4.2. Les coûts de la lutte contre le myriophylle à épis	60
Conclusion.....	64
Bibliographie.....	65

Liste des figures

Figure 1. Localisation du site d'étude, le lac des Abénaquis, dans la municipalité de Sainte-Aurélie, région de Chaudière-Appalaches (Québec, Canada).....	21
Figure 2. Un plant de myriophylle à épis soulevant une toile de fibre de verre. Ces plants sont arrachés lors de l'arrachage d'appoint (photographie : Vincent Gagné).....	28
Figure 3. Plant isolé de myriophylle à épis identifié à l'aide d'une bouée lors d'une tournée de repérage et qui sera arraché par un plongeur, puis remonté à la surface à l'aide d'un sac-filet (photographie : Vincent Gagné).....	29
Figure 4. Plant de myriophylle à épis à plusieurs tiges. Il faut compter celles qui partent des sédiments et non les embranchements. Le plant ci-dessus a été arraché (on voit bien les racines) par un plongeur et il comporte plus d'une vingtaine de tiges (photographie : Vincent Gagné).....	31
Figure 5. Les sept segments de rives qui ont été parcourus en entier pour la récolte des fragments de tiges de myriophylle à épis au lac des Abénaquis en 2020 et 2021.	33
Figure 6. Vue aérienne du sud du lac des Abénaquis et de la rivière Baillairgé, principale tributaire du lac, où il n'a pas été possible de recueillir les fragments de tiges de myriophylle à épis (photographie : Claude Parent).	33
Figure 7. Densité des tiges de myriophylle à épis dans 180 quadrats au lac des Abénaquis en juin 2020. Les valeurs nulles (aucune tige de myriophylle) sont en noir, les quadrats avec faible densité (1–19 tiges/m ²) en vert et les quadrats avec forte densité (≥ 20 tiges/m ²) en rouge.....	35
Figure 8. Distribution de la densité des tiges de plantes aquatiques dans chacun des quadrats inventoriés en juin 2020 au lac des Abénaquis. Les quadrats sont ordonnés (axe des x) par ordre décroissant de densité de myriophylle à épis, puis par ordre décroissant de densité de potamot de Robbins, et ainsi de suite pour les autres espèces.	36
Figure 9. Herbiers et plants isolés de myriophylle à épis au lac des Abénaquis en 2019 (A) avec agrandissement pour le voisinage des herbiers A, B et C (B) et des herbiers G, H, I et J (C). L'herbier H est le plus vaste, suivi des herbiers B, G, A et C qui ont tous une superficie > 500 m ² . Les autres herbiers (D, E, F, I, J, K et L) ont une superficie < 500 m ²	37
Figure 10. Les six grandes zones où l'arrachage s'est déroulé au lac des Abénaquis durant la saison estivale 2020. Les herbiers de myriophylle à épis bâchés sont verts et quadrillés noirs, tandis que ceux qui n'ont pas été bâchés sont verts. Chaque point noir représente un plant de myriophylle géolocalisé durant l'inventaire cartographique de 2019. L'arrachage fut moins intensif dans les zones 2 (1 heure-personne de plongée (h-pp) : 10 kg) et 6 (9 h-pp : 34 kg). L'arrachage a été plus intensif dans la zone 1 (33 h-pp : 470 kg), la zone 3 (25 h-pp : 170 kg), la zone 4 (21 h-pp : 227 kg) et la zone 5 (13 h-pp : 105 kg).	40
Figure 11. Cadence de l'arrachage (biomasse de myriophylle à épis arrachée par heure-personne) au lac des Abénaquis selon la date de l'arrachage pour les zones 1 (A) et 3 (B). Les bandes bleues représentent le plongeur qui utilisait le SRS et les bandes oranges le plongeur utilisant des sacs-filets. Les bandes vertes représentent les plongées où le plongeur a décidé de délaissier le SRS au profit des sacs-filets, ayant jugé de manière subjective que cette option était plus profitable. Le seuil de biomasse arrachée de 10 kg/heure-personne de plongée à partir duquel le passage du SRS aux sacs-filets (où inversement) est préférable est indiqué sur les figures.	41
Figure 12. Cadence de l'arrachage du myriophylle à épis au lac des Abénaquis selon la date de l'arrachage pour les zones 4 (A) et 5 (B). Voir figure 11 pour explications.....	42
Figure 13. Fragment de myriophylle à épis ayant développé des racines et flottant à la surface du lac des Abénaquis (A). Fragment de myriophylle toujours attaché à son plant mère, mais ayant déjà développé des racines (B) (photographies : Vincent Gagné).	44

Figure 14. Herbiers et plants isolés de myriophylle à épis au lac des Abénaquis en 2020, après la campagne de lutte estivale (A), avec agrandissement pour le voisinage des herbiers B et C (B) et M (C).	45
Figure 15. Les unités de gestion utilisées en 2021 lors de la campagne de lutte contre le myriophylle à épis au lac des Abénaquis.	47
Figure 16. Nombre cumulatif des degrés-jours (> 0 °C) enregistrés à la station météorologique de Saint-Prosper (Québec) en 2020 et en 2021. Les bandes de couleurs indiquent les périodes de travaux de lutte contre le myriophylle à épis au lac des Abénaquis, selon qu'ils ont été effectués en 2020 ou en 2021. Les bandes bleues indiquent les travaux sur les toiles (installation puis retrait) et les bandes vertes indiquent les périodes d'arrachage. Les des bandes foncées (superposition des bandes bleus et vertes) représente la période où les travaux de bâchage et ceux d'arrachage se chevauchaient.	48
Figure 17. Distribution de la densité des tiges de plantes aquatiques dans chacun des quadrats inventoriés en juin 2021 au lac des Abénaquis. Les quadrats sont ordonnés (axe des x) par ordre décroissant de densité de myriophylle à épis, puis par ordre décroissant de densité de potamot de Robbins, et ainsi de suite pour les autres espèces.	49
Figure 18. Plants (560) de myriophylle à épis localisés au lac des Abénaquis lors de la cartographie d'août 2021	53
Figure 19. Évolution des herbiers de myriophylle à épis au lac des Abénaquis entre 2014 et 2021.	55

Liste des tableaux

Tableau 1. Données physicochimiques de l'eau du lac des Abénaquis (source : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec 2021b).....	22
Tableau 2. Plantes vasculaires aquatiques recensées au lac des Abénaquis en 2015 (source : Thériault 2015).	23
Tableau 3. Résumé des efforts de lutte contre le myriophylle à épis effectués au lac des Abénaquis de 2015 à 2019, donc avant le début de ce mémoire (sources : Association des riverains du lac des Abénaquis et V. Gagné, données non publiées).....	24
Tableau 4. Caractéristiques des herbiers de myriophylle à épis cartographiés au lac des Abénaquis en 2020.....	38
Tableau 5. Nombre de fragments de myriophylle à épis trouvés en 2020 le long de segments de rives du lac des Abénaquis et selon la date de la récolte. La variation correspond à la différence entre la fin juillet et la fin août.	43
Tableau 6. Évolution de la superficie occupée par le myriophylle à épis au lac des Abénaquis (fin août).....	46
Tableau 7. Biomasse totale de myriophylle à épis arrachée au lac des Abénaquis, les heures-personnes de plongée (h-pp) ainsi que la cadence d'arrachage pour chacune des zones selon l'année des activités.	51
Tableau 8. Nombre de fragments de myriophylle à épis trouvés en 2021 le long des segments de rives du lac des Abénaquis et selon la date de la récolte. La variation correspond à la différence entre la fin juillet et la fin août.	52
Tableau 9. Effort d'arrachage de la biomasse du myriophylle à épis au lac des Abénaquis de 2018 à 2021 (V. Gagné, données non publiées).	58
Tableau 10. Règles de décision pour le choix d'une méthode de lutte contre le myriophylle à épis, en supposant que l'on possède un système de remontée par succion (SRS) et qu'on utilise des toiles de fibres de verre pour le bâchage.	59
Tableau 11. Estimation des coûts d'une lutte contre le myriophylle à épis (1 ha) sur une période de trois ans (scénario 1).	61
Tableau 12. Estimation des coûts d'une lutte contre le myriophylle à épis (1 ha) sur une période de trois ans (scénario 2).	62

Remerciements

Un tel ouvrage ne peut se faire sans la collaboration de nombreuses personnes. Il est donc important de prendre un moment pour remercier tous ces gens qui m'ont aidé à la réalisation de ce mémoire.

D'abord, un merci particulier à l'Association des riverains du lac des Abénaquis et, plus particulièrement, à sa présidente Claire Maranda, qui m'ont offert un stage sur un projet de lutte contre le myriophylle à épis à l'été 2017 et 2018. Ce premier contact avec cette espèce exotique envahissante fût un élément précurseur.

C'est aussi durant l'été 2018 que j'ai croisé pour la première fois celui qui allait avoir un rôle déterminant dans la poursuite de mes études, en la personne de Claude Lavoie, professeur-chercheur à l'Université Laval. Non seulement m'a-t-il aidé à faire ce choix, mais il m'a aussi donné l'opportunité de travailler sur ce projet particulier. Ma reconnaissance envers Claude est à tout jamais gravée dans ma mémoire. Ses larges connaissances, ses conseils de qualité et sa confiance ont été grandement appréciés. Malgré la distance et la pandémie qui a prévalu, Claude a toujours été d'une grande disponibilité et je n'aurais pu espérer un meilleur directeur de recherche. Pour toutes ces raisons, Claude, je te remercie du plus profond de mon cœur et j'en profite aussi pour remercier les membres de mon comité d'évaluation pour leurs précieux conseils : Claire Maranda, Jacques Brisson (Université de Montréal), Martin Lavoie (Université Laval) et Jean-François Martel (RAPPEL).

Par ailleurs, il est impossible de passer sous silence, le travail et l'aide de ceux qui ont été impliqués dans les activités terrain au lac des Abénaquis : Danick Landry, Maxim Gagné, Étienne Fortin, Jacob Bouchard, Charlotte Bergeron et en particulier Théodore Paquet. Théodore a été un excellent assistant de recherche lors des deux campagnes de lutte. Travailler avec lui fut un grand plaisir et je le remercie pour ses bonnes idées, sa bonne humeur et son grand sens de l'humour. Une pensée particulière à Rébecca Matte qui était toujours disponible pour répondre à mes questionnements en début de parcours à la maîtrise. Bref un gros merci à tous.

Un gros merci à mes parents, Lynda et Jean-Claude et ma copine, Maryka qui me soutiennent depuis le premier jour. Leur support tout au long de mes études fut grandement apprécié.

Ce projet a été financé par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention à Claude Lavoie), ainsi que par l'Association des riverains du lac des Abénaquis, la municipalité de Sainte-Aurélie, la Fondation de la faune du Québec et la Caisse Desjardins du Sud de la Beauce.

Introduction générale

La gestion des espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) ont des impacts environnementaux et économiques importants (Pimentel et al. 2005). Empêcher leur introduction est bien sûr considéré comme l'option la plus sûre et la moins chère pour éviter les problèmes (Leung et al. 2002, Simberloff 2008, 2013, Hussner et al. 2014, Epanchin-Niell et Liebhold 2015, Epanchin-Niell 2017, Hussner et al. 2017, Muller et al. 2021, Poland et al. 2021), même si ce n'est pas toujours facile à faire (Epanchin-Niell et Hastings 2010). Lorsque la présence d'un envahisseur est malgré tout détectée, on doit choisir l'option la plus réaliste entre éradiquer, lutter (réduction de la biomasse de la nuisance), confiner ou tout simplement ne rien faire (Epanchin-Niell et Wilen 2012, Epanchin-Niell 2017, Hussner et al. 2017, Poland et al. 2021).

Les directives des spécialistes concernant l'approche à adopter prennent souvent la forme d'une gamme d'options avec leurs avantages et inconvénients plutôt qu'une solution unique ; les gestionnaires peuvent ainsi prendre une décision en fonction de leur budget et de la situation qui les concerne (Lavoie et Brisson 2015). Ces décisions doivent prendre en compte les aspects biologiques (caractéristiques de l'espèce, niveau d'infestation) et socioéconomiques (dommages causés par l'envahisseur, coûts de la lutte, bénéfices escomptés, budget disponible, etc.), ce qui est souvent complexe (Baxter et al. 2007, Epanchin-Niell et Hastings 2010). Estimer la valeur monétaire de l'impact d'une invasion, ce qui sert souvent à justifier la lutte, est problématique. Il n'est pas aisé d'accorder une valeur monétaire à des activités récréatives, culturelles ou sociales affectées par un envahisseur. Il est aussi très difficile d'évaluer, en termes économiques, la valeur de la biodiversité et celle des services écosystémiques rendus par un écosystème envahi (Epanchin-Niell 2017).

Les facteurs les plus déterminants dans le succès d'une campagne de lutte contre un envahisseur sont l'étendue de la surface envahie et le nombre d'individus en présence (Pluess et al. 2012a). Les mesures de lutte doivent donc être appliquées le plus rapidement possible après la découverte d'un envahisseur si on veut qu'elles réussissent (Simberloff 2008, Pluess et al. 2012b). En analysant 53 campagnes d'éradication de plantes envahissantes en Californie, Rejmànek et Pitcairn (2002) ont constaté que les tentatives d'éradication qui ciblent des infestations de moins de 1 ha sont généralement couronnées de succès, tandis que celles qui ciblent des infestations de plus de 1 000 ha n'ont presque aucune chance de réussite. La période qui s'écoule avant la détection du premier individu, la détectabilité, la longévité des diaspores, notamment dans le réservoir de semences chez

les plantes, et le temps qui s'écoule jusqu'à l'atteinte de la maturité reproductive des individus sont d'autres facteurs influençant le succès d'une campagne de lutte (Parkes et Panetta 2009, Dodd et al. 2015).

Une partie du pessimisme concernant la lutte aux invasions s'explique, selon Simberloff (2008), par l'échec de tentatives d'éradication (élimination complète) largement médiatisées, alors que de nombreux cas de lutte efficace (réduction de la biomasse de la nuisance) ne seraient pas publiés ou à peine mentionnés dans la presse ou la littérature scientifique. En fait, plusieurs bons exemples de campagnes de lutte réussies se trouvent dans la littérature dite « grise », non évaluée par la communauté scientifique, puisque gérés par des agences ou des organisations pour lesquelles la publication de travaux dans des revues scientifiques ne figure pas au sommet des priorités.

L'éradication totale d'un envahisseur est souhaitable, mais demeure la plupart du temps un objectif peu réaliste, sauf au tout début d'une invasion (Baxter et al. 2007). En effet, elle implique de trouver chacun des individus (jusqu'au tout dernier), alors que la possibilité de nouveaux arrivants demeure élevée dans bien des cas. Entreprendre un programme d'éradication, alors que ce n'est pas réalisable, se traduit par un échec et entraîne souvent l'abandon complet des procédures. Au contraire, une campagne de lutte bien planifiée et avec un objectif plus réaliste peut sinon résoudre le problème, du moins en atténuer les conséquences les plus manifestes (Parkes et Panetta 2009).

Arrêter la progression d'une EEE (contenir) ou encore réduire le nombre d'individus à un niveau acceptable (lutter sans éradiquer) demeurent des objectifs ambitieux (Lavoie et Brisson 2015). Ne rien faire et apprendre à vivre avec l'envahisseur est également une option valable dans certains cas, notamment lorsque les coûts de la lutte surpassent largement les bénéfices qu'elle engendre. Ne pas intervenir demeure néanmoins une décision risquée dans un contexte où le devenir d'une invasion et de ses effets est souvent largement imprévisible. La décision (lutter ou pas) doit être prise au cas par cas, selon l'espèce et l'envergure de l'invasion et de ses conséquences, et doit bien évidemment prendre en considération non seulement les moyens disponibles pour effectuer le travail, mais aussi les chances de succès de la lutte. Chose certaine, si on va de l'avant, il faut bien planifier la stratégie de lutte, car autrement, les opérations se solderont probablement par un échec.

Stratégies de lutte contre les espèces exotiques envahissantes

L'une des principales préoccupations des gestionnaires d'EEE est de savoir comment répartir au mieux les efforts de lutte et de surveillance dans l'espace et le temps (Epanchin-Niell et Wilen 2012, Rout et al. 2017, Baker et al. 2018a). Les fonds à la disposition des gestionnaires permettent rarement de s'attaquer à toutes les populations d'un envahisseur sur une très courte période, de sorte qu'ils

doivent élaborer une stratégie mettant de l'avant des priorités (Hohmann et al. 2013, Meier et al. 2014, Baker et al. 2017) qui permettront d'investir à bon escient des ressources limitées (Poland et al. 2021). Meier et al. (2014) suggèrent que la priorisation spatiale augmente l'efficacité des campagnes de lutte contre les EEE, et que cette stratégie est encore plus efficace lorsque les campagnes ne disposent que de petits budgets. Baker et al. (2018b) ont montré pour leur part que d'ajuster la stratégie de manière optimale peut largement surpasser l'avantage de simplement investir plus d'argent.

Compte tenu de la difficulté à résoudre des problèmes qui ont à la fois des dimensions spatiales et temporelles, de nombreux chercheurs fondent leurs hypothèses de lutte sur des modèles d'intervention simplifiés qui n'abordent que la question spatiale et qui occultent la question temporelle (Baker 2017). Les travaux suggérant une priorisation des efforts de lutte en fonction de considérations strictement spatiales simplifient souvent les invasions à des grilles de cellules envahies ou pas, négligeant ainsi le nombre d'individus ou la densité de l'envahisseur (Epanchin-Niell et Wilen 2012). C'est une erreur, car des populations plus denses auront un taux de reproduction plus élevé et risquent de se propager plus rapidement sur de plus grands territoires (Baker 2017). Aussi, ces modèles fondent souvent leurs actions sur une seule période d'intervention (Moody et Mack 1988, Giljohann et al. 2011), alors qu'en réalité, les campagnes de lutte sont récurrentes (Whittle et al. 2007).

Les études sur la priorisation spatiale arrivent à des conclusions divergentes qui dépendent souvent du mode de reproduction de l'espèce (Eppinga et al. 2021). La propagation des plantes envahissantes commence généralement à partir d'un foyer d'infestation unique qui génère des populations périphériques au fil du temps (Whittle et al. 2007). En général, si l'invasion est déjà bien avancée, on propose de cibler en priorité les populations périphériques qui sont celles qui, selon la perspective de la dynamique des populations (Hulme 2003), contribuent le plus à l'expansion de l'aire de répartition (Moody et Mack 1988, Eppinga et al. 2021). D'autres chercheurs suggèrent au contraire de prioriser la lutte au cœur même du territoire envahi (Pichancourt et al. 2012) ou dans les sites qui génèrent le plus de diaspores, peu importe leur localisation, pour réduire le plus possible le nombre d'individus et donc les probabilités d'envahissement de nouveaux sites (Hulme 2003, Pichancourt et al. 2012, Marbuah et al. 2014, Baker 2017). Taylor et Hastings (2004) sont aussi d'avis de débiter le travail au cœur de l'invasion, mais jugent cette stratégie tout de même risquée, étant donné qu'elle nécessite un plus gros investissement ; si on ne dispose que d'un petit budget, alors une stratégie visant à éliminer les populations périphériques serait préférable. Évidemment, si on peut, grâce à un budget conséquent, cibler à la fois le foyer d'une infestation et les populations satellites, on augmente les chances de succès de la lutte et on réduit ses coûts sur le long terme (Whittle et al. 2007).

Meier et al. (2014) ont analysé les stratégies de gestion de trois espèces de plantes envahissantes, c'est-à-dire la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), l'impaticie glanduleuse (*Impatiens glandulifera*) et la renouée du Japon (*Reynoutria japonica*). Pour la berce et la renouée, ils proposent de cibler d'abord les grandes populations. C'est, à leur avis, la stratégie la plus efficace pour réduire la propagation de ces plantes. En effet, les grandes populations (plus âgées) d'espèces qui se propagent essentiellement de manière végétative (renouée) ou qui sont monocarpes (berce) contiennent une proportion plus élevée de plants reproducteurs matures que les petites populations ; plus on réduit le nombre de plants matures, plus on diminue les probabilités d'envahissement. Pour l'impaticie, ils proposent plutôt de se concentrer au départ sur les petites populations avant qu'elles ne se propagent dans le voisinage. En effet, chez l'impaticie, qui est une plante annuelle qui se dissémine uniquement grâce à ses semences, éliminer plusieurs petites colonies risque d'avoir plus d'effets que d'en éliminer une seule, aussi grosse soit-elle. Les petites colonies participent plus rapidement à augmenter l'aire de répartition de l'espèce qu'une grosse (Moody et Mack 1988, Eppinga et al. 2021).

Pour leur part, Eppinga et al. (2021) ont trouvé que la meilleure stratégie à adopter pour réduire l'aire de répartition d'un envahisseur, dans le cas des espèces qui produisent des graines, est d'éliminer les petites populations ou les populations isolées. Eux aussi estiment que les petites populations participent plus activement à l'expansion de l'aire de répartition. Les populations isolées, allongées (avec un grand ratio périmètre-superficie), ou de forme très irrégulière au regard de leur superficie, devraient être ciblées en priorité. Cette stratégie est efficace pour les espèces produisant des semences, mais l'effet est plus important pour les espèces à propagation végétative. Cela s'explique en partie par le fait que les populations de forme tentaculaire ou allongée participent plus à l'expansion que les autres, puisqu'une plus grande proportion des individus sont adjacents au territoire non envahi. Cibler les populations uniquement en fonction de leur grosseur ne serait pas efficace pour les espèces à reproduction sexuée ni pour celles à propagation végétative.

Enfin, Taylor et Hastings (2004) ont, de leur côté, déterminé que pour ce qui concerne la lutte contre la spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*), cibler en priorité les sites de forte densité réduit le risque de propagation grâce à l'effet d'Allee : les petites populations ou les populations de forte densité ont un taux de reproduction plus élevé et produisent donc plus de diaspores que celles de faible densité. Cette stratégie est avantageuse d'un point de vue économique, car elle permet de concentrer l'effort de lutte à l'élimination plutôt qu'à la recherche d'individus (Hastings et al. 2006, Baxter et al. 2007, Blackwood et al. 2010, Epanchin-Niell et Hastings 2010, Kelting et Laxson 2010, Hester et Cacho 2012). D'ailleurs, Giljohann et al. (2011) ont déterminé que pour la lutte contre le

saule cendré (*Salix cinerea*) en Australie, cibler les individus évidents (facile à trouver) dans un site, puis passer ensuite à de nouveaux sites, est plus rentable économiquement parlant que de tenter d'éliminer systématiquement tous les individus sur un seul site. Le problème avec ce modèle est qu'il ne prend pas en considération l'effet multiplicateur d'un individu isolé qui peut, si on ne l'élimine pas, être à l'origine d'une nouvelle invasion qui rendra caduc l'investissement initial.

Une stratégie de lutte qui tient compte non seulement de la dimension spatiale d'une invasion, mais aussi de sa dimension temporelle, est plus susceptible de réussir. Le moment du début de la lutte demeure un élément crucial de toute stratégie. Un retard dans la prise en charge d'une invasion permet à l'envahisseur de se multiplier. Les dommages sont plus importants, tout comme le coût de la lutte qui s'ensuivra (Epanchin-Niell et Wilen 2012, Epanchin-Niell 2017). Une stratégie souvent préconisée est d'intervenir massivement au départ d'une campagne de lutte, c'est-à-dire dans les quatre ans qui suivent la première détection ou l'arrivée d'un envahisseur (Pluess et al. 2012b). Ce coup de massue permet de réduire considérablement la biomasse de l'envahisseur. Une fois ce résultat obtenu, on effectue ensuite, sur une base régulière, de la surveillance et des opérations de lutte plus ciblées, à moindre coût, pour préserver l'investissement initial dans le temps et l'espace (Odom et al. 2003, Kaiser et Burnett 2010, Larson et al. 2011, Marbuah et al. 2014, Baker et Bode 2016). C'est ce que l'on appelle la lutte de maintenance. Les campagnes de lutte impliquent donc un engagement à long terme et des coûts récurrents (Vuilleumier et al. 2011).

Pour déterminer où et quand allouer les efforts en priorité, il faut également savoir où se trouve l'envahisseur et à quelle vitesse l'expansion de ses populations progresse (Epanchin-Niell et Hastings 2010, Hester et Cacho 2012, Dodd et al. 2015). La surveillance ou la recherche d'individus est un aspect important, mais souvent négligé dans un programme de lutte, alors qu'il représente parfois jusqu'à 50 % des coûts (Parkes et Panetta 2009). Même après une éradication réussie, il faut maintenir une certaine forme de surveillance au cas où il y aurait réintroduction de l'envahisseur (Simberloff 2008).

En définitive, il n'existe pas de solution unique de priorisation ou une stratégie optimale généralisable. Les généralisations sur les stratégies optimales devraient être considérées avec prudence, car elles dépendent grandement du mode de reproduction de l'espèce, du milieu envahi, du budget des gestionnaires, du support sociopolitique, des objectifs poursuivis (ambitieux ou pas) et du stade de développement de l'invasion (Hulme 2003, Taylor et Hastings 2004, Baxter et al. 2007, Epanchin-Niell et Hastings 2010, Vuilleumier et al. 2011, Epanchin-Niell et Wilen 2012, Hohmann et al. 2013, Meier et al. 2014, Baker 2017, Baker et al. 2018a, 2018b, Eppinga et al. 2021).

Stratégies de lutte contre les plantes aquatiques exotiques envahissantes

La lutte contre les plantes aquatiques exotiques envahissantes (PAEE) est difficile en raison du fait que les techniques appliquées sur terre peuvent moins facilement être utilisées ou déployées sous l'eau. La détection sous l'eau est aussi plus problématique, d'autant plus que l'eau agit comme vecteur de dissémination important (Januchowski-Hartley et al. 2011, Heidbüchel et al. 2020), ce qui nuit aux efforts de lutte (Hussner et al. 2017, Simberloff 2020). La complexité des campagnes de lutte en milieu aquatique engendre donc souvent des coûts plus élevés qu'en milieu terrestre. Par contre, les coûts de gestion de la lutte contre les PAEE sont souvent considérés faibles par rapport aux avantages que la lutte procure, surtout si l'on tient compte de la valeur écologique des écosystèmes ainsi protégés (Van Nes et al. 1999, Adams et Lee 2007, Hussner et al. 2017, Hofstra et al. 2018). Par exemple, Muller et al. (2021) ont déterminé que la lutte contre la cornifle nageante (*Ceratophyllum demersum*) en Nouvelle-Zélande coûte annuellement 240 USD/ha pour le maintien de la population sous un seuil acceptable, mais qu'elle représente un bénéfice (économique, social, culturel et environnemental) annuel de 4 000 USD/ha. À plus grande échelle, la campagne de lutte contre la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) en Louisiane (États-Unis), dont le coût a été évalué à 124 millions USD sur une période de 38 ans (1975 à 2013), a généré des bénéfices estimés à environ 4,2 milliards USD pour les pêcheurs, les chasseurs de sauvagine, les entreprises qui font de la navigation et les installations de traitements des eaux (Wainger et al. 2018).

Pour le cas particulier des PAEE, une bonne stratégie de lutte doit toujours débiter avec un aspect préventif, soit simplement empêcher l'introduction de l'envahisseur dans le plan d'eau (Hussner et al. 2014). Les chances d'introduction d'organismes aquatiques peuvent être grandement réduites par un nettoyage de l'équipement et des embarcations nautiques, même si cela n'est pas infaillible (Mohit et al. 2021). Ensuite, il faut mettre en place un programme de surveillance qui doit cibler les sites propices à l'introduction des PAEE, de manière à intervenir rapidement pour éradiquer l'envahisseur si on le détecte. Il s'agit notamment de visiter sur une base régulière les rampes de mise à l'eau d'embarcations et les marinas, mais aussi les endroits où les semences ou les fragments de l'envahisseur ont des chances de se retrouver à cause des vents et du courant (Champion et Wells 2008, Champion 2018). La période idéale pour détecter une PAEE est généralement à la fin de l'été, lorsque les plantes aquatiques sont à leur apogée (Champion et Wells 2008), du moins aux latitudes canadiennes.

Si la PAEE est déjà bien établie dans un plan d'eau, une cartographie précise des populations (ou herbiers) permettra de bien planifier la lutte. Cela dit, la lutte contre les plantes aquatiques submergées – l'objet de ce mémoire – est particulièrement difficile (Simberloff 2020). L'éradication n'est

généralement pas considérée possible pour ces plantes (Johnson et March 2012). Les campagnes de lutte qui sont des réussites sont surtout celles qui parviennent à réduire fortement la biomasse de l'envahisseur au point qu'il ne constitue plus un grave problème (Simberloff 2008). Aux États-Unis, la lutte chimique (herbicides) est souvent celle qui est privilégiée pour atteindre cet objectif (Madsen et al. 2015, Marko et White 2018, New Hampshire Department of Environmental Services 2018, 2020, Jurek et al. 2019, Jurek et Hauck Jacobs 2019, 2020a, 2020b). La lutte physique, comme le bâchage, ou mécanique, comme l'arrachage, donne aussi à l'occasion de très bons résultats (Mayer 1978, Nicholson 1981, Engel 1983, Eichler et al. 1993b, 1995, Helsel et al. 1996, Boylen et al. 1996, New York State Department of Environmental Conservation 2005, Bailey et Calhoun 2008, Caffrey et al. 2010, Kelting et Laxson 2010, Hofstra et Clayton 2012, Laitala et al. 2012, Hoffman et al. 2013, Shaw et al. 2016, Hussner et al. 2017).

Pour les campagnes de lutte en milieu lacustre, une intervention rapide avec un investissement initial massif est celle qui a le plus de chances de donner de bons résultats. Tout comme en milieu terrestre, plus l'infestation est petite et plus le stade de l'invasion est précoce, plus la lutte sera efficace (Poland et al. 2021). Les campagnes de lutte contre les PAEE requièrent des efforts qui s'étendent parfois sur des décennies. Une bonne stratégie inclut donc nécessairement une lutte de maintenance qui peut être particulièrement longue, pour ne pas dire perpétuelle (Kelting et Laxson 2010, Shaw et al. 2016, Hofstra et al. 2018, Muller et al. 2021).

1. Lutte stratégique contre une invasion de myriophylle à épis

Le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* ; Haloragaceae) est une plante aquatique submergée d'origine eurasiatique introduite aux États-Unis dans les années 1940 de manière accidentelle ou comme plante d'aquarium (Lavoie 2019). Il a rapidement colonisé l'Amérique du Nord et sa première mention connue au Québec remonte à 1958 (Jacob-Racine et Lavoie 2018). Le caractère envahissant du myriophylle s'est manifesté dans la province dans les années 2000 et sa présence est authentifiée dans au moins 171 lacs et 23 cours d'eau de la province (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec 2021a). Les citoyens riverains des lacs envahis sont directement concernés par le problème et ce sont eux qui entreprennent dans presque tous les cas la lutte, faute d'organisation provinciale pouvant la prendre en charge. Les objectifs de la lutte ne visent pas l'éradication de la plante, mais plutôt une réduction substantielle de sa biomasse, de manière à limiter ses effets. Le contexte réglementaire québécois restreignant l'usage de pesticides dans les plans d'eau force les gestionnaires à entreprendre des campagnes de lutte mécanique ou physique, tandis que la lutte biologique nécessite quant à elle un agencement de conditions peu réaliste au Québec (Lavoie 2010). Ainsi, les organismes qui prennent en charge la lutte adoptent la plupart du temps comme pratiques la fauche des tiges, l'arrachage à la main des tiges et des racines et le bâchage au fond de l'eau des herbiers. Dans les faits, seuls l'arrachage et le bâchage fonctionnent.

1.1. Écologie du myriophylle à épis

Le myriophylle à épis est une plante vasculaire aquatique vivace qui s'enracine peu profondément dans des sédiments inorganiques à texture fine (Smith et Barko 1990, Hussner et al. 2017). Il croît généralement à des profondeurs de 1 à 4 m et forme des herbiers denses. Un herbier peut avoir un couvert constitué de myriophylle sur plus de 50 % de sa surface (Madsen et al. 1991b). Au Wisconsin, Lillie et al. (1997) ont analysé la densité d'herbiers de myriophylle dans le lac Fish. La densité des tiges dans ce lac se situe entre 25 et 710 tiges par m², avec une moyenne d'environ 160 tiges par m². Au lac Tahoe (Californie), les herbiers ont une densité d'environ 150 à 300 tiges par m² (Shaw et al. 2016). Reeves et al. (2008) ont aussi observé, dans 30 lacs du Michigan et du Wisconsin, des densités d'une centaine de tiges par m² et jusqu'à plus de 500 tiges par m².

Le myriophylle affectionne les plans d'eau mésotrophes et eutrophes, mais ne s'y limite pas (Aiken et al. 1979, Boylen et al. 1996, Madsen 1998, Shaw et al. 2016). En milieu oligotrophe, il peut croître jusqu'à 10 m de profondeur (Aiken et al. 1979, Smith et Barko 1990). Le myriophylle puise dans les sédiments la majorité de l'azote et du phosphore nécessaire à sa croissance (Carignan et Kalff 1980, Smith et Adams 1986), mais peut aussi en capter dans la colonne d'eau (Best et Mantai 1978, Bole et

Allan 1978, Grace et Wetzel 1978, Aiken et al. 1979). Sa croissance est limitée davantage par la quantité d'azote disponible que par celle du phosphore, du moins dans les régions où les sols sont naturellement pauvres en azote, comme c'est le cas dans la région de l'Estrie, au Québec (Anderson et Kalff 1986, Smith et Barko 1990).

Les tiges ramifiées peuvent atteindre jusqu'à 7 m de longueur et rejoignent la surface de l'eau pour y former un tapis dense qui empêche la lumière de pénétrer (Aiken et al. 1979). Les feuilles sont verticillées en groupes de quatre à cinq et possèdent 5 à 24 paires de folioles filiformes qui lui confèrent l'apparence d'une plume (Aiken et al. 1979). L'inflorescence est un racème qui s'élève au-dessus de la surface de l'eau (4 à 10 cm) et dont les fleurs sont pollinisées par le vent de juillet à septembre (Grace et Wetzel 1978, Aiken et al. 1979, Smith et Barko 1990).

La croissance des tiges débute tôt au printemps (Grace et Wetzel 1978) et s'accélère lorsque la température de l'eau atteint 15 °C (Smith et Barko 1990). Le succès du myriophylle en Amérique du Nord s'explique par sa croissance rapide, ses faibles besoins en azote et en phosphore et sa forte capacité de propagation végétative (Grace et Wetzel 1978). En effet, si le myriophylle se reproduit de façon sexuée, la propagation végétative est probablement le principal moyen par lequel la plante se multiplie en Amérique du Nord (Aiken et al. 1979). Le myriophylle colonise rapidement de nouveaux sites grâce aux fragments de tiges qui se détachent des plants de la mi-juillet au début d'octobre (Grace et Wetzel 1978, Aiken et al. 1979, Madsen et al. 1988). Les fragments qui coulent au fond de l'eau peuvent s'enraciner, puis être à l'origine de nouveaux herbiers (Madsen et Smith 1997, Heidbüchel et Hussner 2019). Les fragments se disséminent généralement sur de courtes distances (moins de 70 m) au gré du courant dans les rivières de faible débit (Heidbüchel et al. 2020), mais on dispose de très peu de données sur ce sujet.

Les humains propagent le myriophylle en transportant, de lac en lac, des fragments sur leurs embarcations ou remorques (Boylen et al. 2006, Bruckerhoff et al. 2014). Ce phénomène est très peu fréquent (Rothlisberger et Lodge 2011, Zipp et al. 2019), mais il suffirait peut-être d'un seul fragment pour créer plus tard des herbiers denses dans un lac. L'existence d'une rampe de mise à l'eau a d'ailleurs été identifiée comme l'un des principaux facteurs prédictifs de la présence du myriophylle dans un lac (Tamayo et Olden 2014). L'urbanisation, la densité des routes, la proximité d'un lac envahi, la taille du lac et les caractéristiques chimiques de l'eau sont d'autres facteurs pouvant expliquer la présence du myriophylle dans un plan d'eau (Madsen 1998, Buchan et Padilla 2000, Roley et Newman 2008, June-Wells et al. 2013, Tamayo et Olden 2014, Stewart-Koster et al. 2015, Shaker et al. 2017). Certains de ces facteurs, tels que la densité des routes, la taille ou la profondeur

d'un lac, sont associés à la valeur récréative d'un lac et donc à un plus grand nombre d'embarcations de plaisance (Mikulyuk et al. 2020a).

Le myriophylle, comme d'autres plantes aquatiques, pourrait aussi être disséminé par la faune aviaire (Clausen et al. 2002, Figuerola et Green 2002). Brochet et al. (2009) ont montré, en analysant le contenu du système digestif de 42 canards en Camargue (France), que la sauvagine peut propager ces plantes par endozoochorie. Parmi les graines intactes trouvées, 284 étaient de myriophylle à épis, quoique seulement deux avaient franchi le gésier et l'estomac.

1.2. Effets connus d'une invasion de myriophylle à épis

Le myriophylle à épis est connu comme l'une des PAEE les plus problématiques en Amérique du Nord (Grace et Wetzel 1978, Smith et Barko 1990). Les herbiers denses de macrophytes peuvent réduire la concentration en oxygène dissous en profondeur (Kistritz 1978, Carpenter et al. 1979, Unmuth et al. 2000, Kauffman et al. 2018, Ortiz et al. 2019). Les faibles taux d'oxygène sont causés par le processus de décomposition se produisant à l'interface sédiments-eau. La croissance horizontale du myriophylle en surface forme aussi un couvert dense qui ombrage le sous-étage. Enfin, les herbiers de plantes aquatiques vasculaires peuvent agir comme trappes à sédiments (Rooney et al. 2003). Le taux de sédimentation augmente avec la densité et la biomasse des herbiers. En raison de la densité de ses tiges, un herbier de myriophylle pourrait accumuler les sédiments jusqu'à 20 fois plus rapidement qu'un herbier de plantes indigènes (Benoy et Kalff 1999).

L'automne, les tiges de myriophylle se déposent au fond de l'eau où elles se décomposent. Le phosphore incorporé dans les tissus est rapidement relargué dans la colonne d'eau (Nichols et Keeney 1973, Kistritz 1978, Carpenter 1980a, Landers 1982). Le rejet de phosphore dans l'eau peut favoriser la prolifération de cyanobactéries (Engel 1995). Par contre, en laboratoire, il a été démontré que le myriophylle peut aussi rejeter des acides gras et des polyphénols toxiques pour certaines cyanobactéries (Gross et al. 1996, Nakai et al. 1996, 1999, 2000, 2005, Leu et al. 2002, Zhu et al. 2010). La biomasse requise pour qu'il y ait un effet létal est de 1 à 3,5 g de myriophylle frais par L d'eau.

La formation d'un tapis à la surface de l'eau qui bloque la lumière peut potentiellement engendrer une diminution locale dans la diversité et l'abondance des espèces indigènes de plantes (Aiken et al. 1979, Madsen et al. 1991b, Boylen et al. 1996, 1999). Madsen et al. (1991a) suggèrent que les espèces indigènes ont des bilans de carbone considérablement réduits sous un tapis flottant de myriophylle, ce qui entraînerait une diminution de leur taux de survie. Comme les études sur le phénomène

d'exclusion par compétition ont presque toutes été menées dans un quadrat de 36 m² au lac George dans l'état de New York (Madsen et al. 1991b, Boylen et al. 1996, 1999), les effets présumés du myriophylle sur les autres plantes demeurent encore à l'état d'hypothèses. Muthukrishnan et al. (2018) appuient pour leur part l'hypothèse d'exclusion par compétition à l'échelle locale en se fondant sur des données de végétation en provenance de 1 102 lacs du Minnesota, mais ces données concernent toutes les plantes aquatiques et de milieux humides, pas seulement le myriophylle dont l'effet n'a pas été évalué de manière spécifique. Une étude récente effectuée au Minnesota a montré que le myriophylle a plus de chance d'entrer en compétition avec les plantes indigènes que d'autres envahisseurs aquatiques, car il partage à peu près leur niche écologique (Verhoeven et al. 2020). Smith et al. (2021) ont pour leur part déterminé, en analysant 78 quadrats de 1 m² dans deux petits lacs du Connecticut, que le myriophylle a des effets négatifs sur la richesse en espèces (plantes) lorsqu'il représente 50 % ou plus du couvert de plantes. Toutefois, certaines espèces indigènes seraient moins susceptibles que d'autres d'être délogées par le myriophylle, comme l'utriculaire pourpre (*Utricularia purpurea*), parce qu'elles forment des herbiers denses avec une richesse en espèces élevée ; de tels herbiers semblent plus résistants aux invasions. Le grand nénuphar jaune (*Nuphar variegata*) et la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*) sont elles aussi des plantes aquatiques souvent associées à une faible présence de myriophylle, peut-être parce qu'elles forment des tapis denses en surface qui empêchent l'établissement de nouveaux plants plus en profondeur.

Les assemblages d'invertébrés hébergés par les herbiers de myriophylle ne sont pas les mêmes que ceux des herbiers de plantes indigènes, ce qui pourrait avoir un effet sur les réseaux trophiques (Wilson et Ricciardi 2009, Strimaitis et Sheldon 2011). Les herbiers de myriophylle supportent des communautés de plus faible diversité, densité et biomasse que ceux de plantes indigènes (Keast 1984, Cheruvilil et al. 2001, 2002, Wilson et Ricciardi 2009, Strimaitis et Sheldon 2011). Les résultats des travaux de Van Goethem et al. (2020) suggèrent toutefois que les effets du myriophylle sur les autres producteurs primaires peuvent être spécifiques au lac et dépendent probablement de la densité et des espèces qu'il remplace. Dans une baie de la Louisiane, Alford et Rosas (2019) ont pour leur part démontré que le myriophylle peut fournir un habitat viable pour une crevette à valeur commerciale et que par ailleurs, un herbier de myriophylle supporte probablement une plus grande diversité animale qu'un sol sans végétation (Raduege 2020).

Il existe plusieurs hypothèses concernant les effets du myriophylle sur la faune vertébrée, mais très peu d'études pour les supporter. Il semble que certains poissons l'évitent tandis que d'autres l'utilisent pour s'y réfugier ou se nourrir (Keast 1984, Lyons 1989, Frodge et al. 1995, Maezo 2008). Dick et al. (2004) ont trouvé que la sauvagine préfère les environnements aquatiques avec espèces végétales

indigènes plutôt que ceux où le myriophylle prolifère, mais le myriophylle peut aussi faire partie de l'alimentation de certains oiseaux (Perry et Deller 1996, Gross et al. 2020, Marco-Méndez et al. 2020).

Les impacts du myriophylle sur les activités humaines sont mieux compris. Il nuit aux activités nautiques, à la baignade et à la pêche sportive (Nichols et Lathrop 1994), et peut réduire l'esthétisme d'un plan d'eau (Smith et Barko 1990, Tamayo et Olden 2014, Verhofstad et Bakker 2019). En Colombie-Britannique, Frid et al. (2013) ont évalué les pertes annuelles en valeur récréative associées à la présence du myriophylle à près de 1 000 USD par ha envahi. Les fragments de plantes, s'ils ne se déposent pas au fond de l'eau, peuvent se retrouver sur les berges en quantité (Aiken et al. 1979).

Certaines études ont montré que la valeur des propriétés riveraines est négativement corrélée avec la présence de myriophylle (Liao et al. 2016) et que la plante pouvait réduire cette valeur de 1 à 16 % (Zhang et Boyle 2010). Une diminution de 13 % de la valeur moyenne des propriétés a été observée en Idaho (Liao et al. 2016) et au Wisconsin (Horsch et Lewis 2009). Cet effet peut avoir un impact considérable sur les revenus de petites municipalités. Goodenberger et Kaliber (2016) ont constaté que les terrains vacants près des lacs envahis étaient moins susceptibles d'être construits que ceux près des lacs non envahis.

1.3. La lutte contre le myriophylle à épis

L'éradication complète du myriophylle à épis dans un lac est très improbable (Boylen et al. 1996). Les objectifs de lutte visent plutôt l'atteinte d'un seuil de biomasse, de densité ou de couvert acceptable pour les riverains (New York State Department of Environmental Conservation 2005, Laitala et al. 2012), seuil qui tient aussi compte des ressources disponibles pour faire le travail. Plusieurs méthodes ont été expérimentées pour la lutte contre le myriophylle, comme l'utilisation d'herbicides (Skogerboe et al. 2006, Wersal et al. 2010, Bugbee et al. 2015, Kujawa et al. 2017, Marko et White 2018, Sesin et al. 2018, Mikulyuk et al. 2020b), celle d'insectes herbivores (Painter et McCabe 1988, Newman 2004, Lavoie 2010), le faucardage (Perkins et Sytsma 1987, Kuiper et al. 2017, Verhofstad et al. 2017), l'arrachage manuel (Nicholson 1981, Eichler et al. 1993b, Boylen et al. 1996, Kelting et Laxson 2010, Shaw et al. 2016) et le bâchage (Mayer 1978, Engel 1983, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Helsel et al. 1996, Laitala et al. 2012, Shaw et al. 2016).

1.3.1. Lutte chimique

Un seul herbicide est homologué au Canada pour la lutte contre le myriophylle à épis (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire 2020). Le bromure de diquat est un herbicide de contact qui

n'atteint pas les rhizomes. Certaines études montrent une efficacité à court terme (Skogerboe et al. 2006, Wersal et al. 2010, Bugbee et al. 2015, Kujawa et al. 2017), mais puisqu'il ne s'agit pas d'un herbicide sélectif, les plantes indigènes sont également affectées (Sesin et al. 2018). En fait, Mikulyuk et al. (2020b), ont découvert, en analysant les traitements de 173 lacs du Wisconsin, que les herbicides avaient plus d'effets sur la végétation indigène que sur le myriophylle. La lutte chimique est la méthode la plus répandue aux États-Unis contre les PAEE (Marko et White 2018), mais l'utilisation de pesticides en milieu hydrique est strictement réglementée au Québec et l'obtention d'une autorisation est très complexe.

1.3.2. Lutte biologique

Des déclinés spontanés de myriophylle à épis ont été observés dans certains lacs (Carpenter 1980b, Smith et Barko 1990). *Euhrychiopsis lecontei*, un charançon indigène en Amérique du Nord et qui broute les myriophylles, est souvent associé à ces déclinés (Creed et Sheldon 1995, Creed 1998, Newman et Biesboer 2000, Newman 2004, Borroman et al. 2014). Toutefois, les causes exactes des déclinés restent inconnues, puisque de nombreux facteurs peuvent affecter la croissance du myriophylle à épis. On assiste aussi la plupart du temps à un rebond rapide des populations (Kujawa et al. 2017). Les nutriments sédimentaires (Carignan 1984), l'afflux de nutriment (Bosch et al. 2009, Shuskey et al. 2009), la turbidité (Jones et al. 1983, Smith et Barko 1996), les stress environnementaux (Davis et Carey 1981) et la présence d'autres insectes herbivores (Johnson et al. 1998, Painter et McCabe 1988, Newman 2004, Parsons et al. 2011) pourraient aussi être la cause des déclinés. L'utilisation du charançon nécessite un assemblage de conditions idéales très difficiles à réunir (Newman et Biesboer 2000, Lavoie 2010, Havel et al. 2017), ce qui limite fortement le potentiel de la lutte biologique.

1.3.3. Lutte mécanique

1.3.3.1. Faucardage

Le faucardage a été expérimenté à maintes reprises contre le myriophylle à épis, sans grand succès. La fauche pose un risque de propagation des plantes qui se multiplient par fragmentation (Hoffman et al. 2013). Kuiper et al. (2017) ont montré une réduction temporaire des nuisances qui n'est pas durable, puisque les plants ne sont pas éliminés avec les racines (Verhofstad et al. 2017). Après douze ans de fauche intensive au lac Saratoga (New York ; superficie du lac : 16 km² ; superficie fauchée : entre 2 et 3 km² annuellement), aucune différence significative n'a été observée dans la biomasse du myriophylle entre 1982 et 1994 (New York State Department of Environmental Conservation 2005). Cette technique est plutôt utilisée pour libérer les voies de navigation pendant quelques semaines, pour des motifs esthétiques ou pour éliminer de mauvaises odeurs (Mayer 1978). Elle peut être perçue

favorablement par de nombreux riverains, car ils sont témoins d'une action, même si en définitive elle a peu d'effets (New York State Department of Environmental Conservation 2005). Au Québec, le faucardage est utilisé contre le myriophylle au lac Boivin, dans la municipalité de Granby (Montérégie).

1.3.3.2. Arrachage manuel

L'arrachage manuel est une méthode de lutte sélective ayant peu d'effets sur les espèces indigènes (Nicholson 1981, Bailey et Calhoun 2008, Hussner et al. 2017). La plante est arrachée à la main par des plongeurs en prenant soin de retirer non seulement la tige, mais aussi le système racinaire (Nicholson 1981). Le matériel arraché peut être remonté à la surface dans des sacs en filet (Kelting et Laxson 2010) ou avec un système de remontée par succion (effet Venturi), ou SRS (Eichler et al. 1993b, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016). L'arrachage peut être une méthode appropriée lorsque les densités sont faibles (Boylen et al. 1996). Un SRS permet aussi d'arracher des herbiers denses d'une superficie allant jusqu'à 1 000 m² (Hussner et al. 2017). En revanche, comme le temps de travail lors d'une opération d'arrachage manuel est directement proportionnel à la densité et à la biomasse de l'espèce envahissante (Leblanc et Lavoie 2017), les coûts d'arrachage peuvent vite devenir prohibitifs. Au Québec, l'arrachage manuel est la principale technique de lutte utilisée contre le myriophylle à épis dans plusieurs localités, comme à Lac-des-Plages (Outaouais) ou à La Minerve (Laurentides).

1.3.4. Lutte physique

Le bâchage est une méthode de lutte non sélective (Helsel et al. 1996, Laitala et al. 2012) qui est une alternative intéressante pour les lacs où l'application d'herbicides est interdite ou pas acceptée par les riverains (Perkins et al. 1980, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Hofstra et Clayton 2012, Laitala et al. 2012), ou encore là où les ressources ne sont pas suffisantes pour une campagne d'arrachage de très grande envergure. Les bâches, ou barrières benthiques, sont faites de fibre de verre ou de jute. Elles ne tuent pas les plantes en les privant de lumière, mais agissent plutôt comme des obstacles physiques à leur croissance (Mayer 1978, Perkins et al. 1980). Les toiles doivent donc être bien plaquées au sol pour être efficaces, car le myriophylle à épis survit sous les barrières mal installées ou qui se soulèvent en raison des gaz qui s'échappent du sol (Perkins et al. 1980, Engel 1983, Eichler et al. 1995). Les barrières benthiques ne sont pas suffisantes à elles seules ; il faut aussi faire un arrachage d'appoint afin d'éliminer les tiges résiduelles ou celles qui se trouvent au pourtour (Shaw et al. 2016). On utilise généralement des barrières benthiques pour recouvrir les herbiers denses de grandes superficies (> 500 m²) et qui sont dominés par le myriophylle (> 50 % du couvert ; Eichler

et al. 1995, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008). Au Québec, les barrières benthiques sont fréquemment utilisées contre le myriophylle à épis dans les lacs de la région de l'Estrie.

1.4. Les stratégies de lutte contre le myriophylle à épis

À Emerald Bay (superficie : 1,9 km²), dans le lac Tahoe (superficie : 502 km²), en Californie, Shaw et al. (2016) ont démontré qu'avec une bonne stratégie, il était possible d'éliminer complètement le myriophylle à épis, du moins à court terme, en intégrant des méthodes de lutte physique (bâchage) et mécanique (arrachage). La phase initiale intensive, d'une durée de quatre ans, a permis d'éliminer 24 000 m² (2,4 ha) de myriophylle, tandis que la phase de maintenance, d'une durée indéfinie, permettra (théoriquement) de protéger les investissements initiaux. En 2018, par exemple, le suivi a permis de détecter et d'éliminer rapidement 60 plants de myriophylle, même si aucun plant n'avait été détecté les quatre années précédentes (Hauge Brueck Associates, LLC 2020). Les conclusions de Shaw et al. (2016) sont que : 1) un gros investissement initial est nécessaire, 2) les coûts diminuent dans le temps si l'étape initiale est un succès et si elle est suivie d'une surveillance sur une base annuelle, 3) les techniques physiques et mécaniques peuvent réduire la biomasse d'une PAEE sur une période relativement courte, pourvu qu'on y mette l'effort nécessaire, 4) concentrer les efforts de lutte sur certains sites est plus efficace que de lutter tous azimuts, 5) la détection de nouveaux plants et la réaction rapide (arrachage) est essentielle à la pérennisation des effets, et 6) un engagement à long terme est indispensable. La lutte de maintenance devra persister tant et aussi longtemps que le myriophylle sera présent.

L'expérience du lac Tahoe est concluante, mais ne couvre qu'une petite superficie. Il en existe d'autres d'une envergure beaucoup plus grande. C'est le cas notamment du lac George (New York ; superficie : 110 km²). L'objectif de la lutte dans ce lac est que le myriophylle représente 10 % ou moins du couvert végétal de l'ensemble des sites où on l'observe (Lycott Environment Inc. 2012). De 1986 à 2020, plus de 40 000 heures-personne de plongées ont permis de retirer plus de 675 tonnes de myriophylle. Depuis 1986, plus de 100 000 m² (10 ha) d'herbiers ont aussi été bâchés, nécessitant un investissement en main-d'œuvre d'environ 8 400 heures-personne (Eichler et Boylen 1986, 1996, 2001, 2002, 2003, 2007, Madsen et al. 1990, 1991c, Eichler et al. 1991, 1993a, 1994, 1997a, 1997b, 1998a, 1998b, 1999, 2000, 2004, 2005, 2006a, 2006b, Lake George Park Commission 2003, Eichler 2007, Lycott Environment Inc. 2006, 2007, 2008, 2009, 2012, 2013, Aquatic Invasive Management, LLC 2015a, 2016a, 2017a, AE Commercial Diving Services 2018, 2019, 2020). Le bâchage a été utilisé pour les herbiers denses (≥ 50 % du couvert) et l'arrachage manuel pour les plants isolés ou les zones de faibles densités (< 50 % du couvert). À la fin de la saison de lutte de 2020, le myriophylle

formait des herbiers denses dans seulement 4 des 217 sites où la plante avait été recensée. Les efforts de lutte au lac George portent leurs fruits, mais ils ont nécessité un investissement colossal de plus de 5 millions USD entre 1986 et 2020, dont environ 1,5 million USD dans les trois dernières années (AE Commercial Diving Services 2018, 2019, 2020).

Malgré cela, les plongeurs ont retiré du lac George près de 95 tonnes de myriophylle en 2020, soit 14 % de la biomasse totale retirée au cours des 34 dernières années (AE Commercial Diving Services 2020). Près de 50 % de la biomasse récoltée en 2020 provenait de huit sites qui n'avaient pas été surveillés durant quelques années. Par exemple, à Clark Hollow Bay, une cinquantaine de plants de myriophylle avaient été trouvés en 2013, alors qu'en 2020, après sept ans sans surveillance, près de quatre tonnes y ont été retirées (AE Commercial Diving Services 2020). Cette situation illustre bien la nécessité d'appliquer une surveillance annuelle pour détecter et éliminer rapidement les plants de myriophylle afin de préserver les acquis de la lutte.

Un autre grand lac où beaucoup d'efforts ont été déployés ces dernières années est le lac Upper Saranac (New York ; superficie : 19 km²). On a pu démontrer dans ce lac qu'il était possible de lutter efficacement contre une invasion de myriophylle en employant comme seule méthode l'arrachage. La campagne de lutte s'est amorcée en 2004. Elle avait pour objectif de réduire la biomasse de myriophylle à un niveau tel qu'un budget annuel de 150 000 USD suffirait pour rester sous ce seuil (Ketling et Laxson 2010). Lors de l'étape initiale, plusieurs équipes de plongeurs ont arraché 16 643 (2004), 5 419 (2005) et 460 (2006) kg de myriophylle, ce qui a représenté près de 35 000 heures-personne de plongées. Cet effort exceptionnel a permis de réduire la biomasse de l'envahisseur de 97 % (Ketling et Laxson 2010). Il a ensuite suffi de poursuivre année après année l'arrachage des quelques herbiers en émergence pour conserver les fruits du travail, un effort relativement modeste (386 et 239 kg en 2007 et 2008) au regard de celui de l'étape initiale (Ketling et Laxson 2010). La biomasse arrachée annuellement a depuis constamment diminué, de sorte qu'en 2020, les plongeurs ont arraché seulement 36 kg de myriophylle dans ce lac, malgré un effort de recherche intensif (891 heures-personne ; Invasive Solutions Dive Company, LLC 2020). Cependant, cette stratégie a demandé, tout comme au lac George, des investissements énormes en temps (plus de 60 000 heures-personne entre 2004 et 2020) et en argent (2,16 millions USD de 1999 à 2020 ; Aquatic Invasive Management, LLC 2011, 2012, 2013, 2014, 2015b, 2016b, 2017b, Invasive Solutions Dive Company, LLC 2018, 2019, 2020), et n'est donc pas accessible à tous les gestionnaires ou associations de riverains (Ketling et Laxson 2010). Il n'en demeure pas moins qu'à ce jour, ces deux initiatives (lacs George et Upper Saranac) sont les seules, en Amérique du Nord, qui ont donné des résultats durables,

sans effets préjudiciables pour l'environnement, comme ceux occasionnés par les herbicides. Elles constituent des sources d'inspiration pour ce mémoire.

1.5. Objectifs de l'étude

L'objectif de mon projet de recherche est d'élaborer une stratégie mettant à profit les techniques de bâchage et d'arrachage manuel permettant de réduire de 95 % en deux ans la superficie couverte par le myriophylle à épis dans un lac de dimensions modestes, comme c'est le cas de la plupart de ceux qui sont envahis au Québec. Après avoir étudié attentivement les exemples des lacs Tahoe, George et Upper Saranac aux États-Unis, j'ai émis l'hypothèse que dans un lac d'une superficie d'un peu plus d'un kilomètre carré, on peut lutter efficacement contre une infestation de myriophylle à un coût raisonnable si trois conditions sont réunies : 1) il faut dès le départ une bonne planification stratégique, 2) il faut faire de l'arrachage et du bâchage de manière intensive pendant quelques années et 3) il faut poursuivre la lutte par arrachage après la période initiale pour préserver les fruits du travail. Il s'agit donc :

- D'évaluer l'efficacité à court terme (deux ans) d'un bâchage complet d'herbiers avec toiles de fibre de verre et d'un arrachage manuel d'appoint des tiges résiduelles sur la densité des tiges de myriophylle et des autres plantes.
- D'évaluer s'il y a réenvahissement par le myriophylle et les plantes indigènes une fois les toiles retirées, et si oui, à quelle vitesse il se produit.
- D'évaluer l'efficacité d'un arrachage (seul) d'herbiers sur la densité des tiges de myriophylle et son effet sur les autres plantes.
- D'évaluer s'il y a réenvahissement par le myriophylle et les plantes indigènes une fois l'arrachage terminé, et si oui, à quelle vitesse il se produit.
- De quantifier l'effort de recherche et d'arrachage nécessaire au maintien d'une très faible densité (moins d'une tige par m²) de tiges de myriophylle à la suite du retrait des toiles ou de la cessation du premier effort intensif d'arrachage.

J'é mets les hypothèses suivantes :

H₁ : La densité des tiges de myriophylle et des plantes indigènes sera réduite de plus de 99 % par rapport à la densité de départ (avant lutte) dès le retrait des toiles pour les herbiers ciblés pour le bâchage.

Laitala et al. (2012) ont démontré que le bâchage élimine le myriophylle (100 %) en dix semaines. De nombreuses autres expériences de bâchage montrent elles aussi des taux d'efficacité élevés à court

terme avec différentes durées de bâchage (Mayer 1978, Engel 1983, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016). Les résultats moins satisfaisants sont la conséquence de mauvais moments d'installation des toiles, du manque d'expérience technique du personnel (Perkins et al. 1980), au caractère incomplet d'un traitement ou à l'absence d'un arrachage d'appoint (Shaw et al. 2016). Par ailleurs, comme les toiles ne sont pas sélectives dans leur effet, elles auront un effet similaire sur les espèces indigènes.

H₂ : Le myriophylle recolonise les sites ciblés par la lutte en faible proportion (présence dans < 5 % des sites de suivi) à la fin du printemps suivant. En conséquence, un arrachage de maintenance suffit à maintenir une très faible densité de myriophylle (moins d'une tige par m²).

Les sites bâchés sont souvent réenvahis par le myriophylle (Perkins et al. 1980, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016). J'estime que certains fragments en provenance d'autres herbiers viendront coloniser les endroits ciblés pour la lutte, mais de manière limitée, puisque la stratégie visera justement à réduire ce risque de réenvahissement.

H₃ : Dans les herbiers ciblés pour le bâchage, on constate un retour des espèces indigènes (présence dans > 5 % des sites de suivi) dès le printemps qui suit l'intervention.

La colonisation rapide par les espèces indigènes a été observée lors du retrait de toiles en fibre de verre (Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996). Le rétablissement des espèces indigènes dépend de leur présence avant le traitement (Hoffman et al. 2013), de leur proximité (plantes à propagation végétative) et des réservoirs de semences. Comme les travaux de lutte en périphérie des toiles (arrachage) ne ciblent que le myriophylle, la colonisation par les espèces indigènes est présumée probable.

H₄ : La densité des tiges de myriophylle est réduite de plus de 95 % par rapport à la densité de départ (avant lutte) dans les herbiers ciblés par les traitements d'arrachage dès la fin du premier traitement, tandis que la densité des tiges des plantes indigènes ne change pas. En revanche, on assiste à une augmentation significative de la densité des tiges des plantes indigènes aux endroits traités dès l'année qui suit le traitement.

Cette hypothèse se fonde sur les travaux de Kelting et Laxson (2010) au lac Upper Saranac qui ont observé une réduction de 93 % de la densité des tiges de myriophylle à l'échelle du lac. Eichler et al. (1993b) ont obtenu des résultats similaires pour sept herbiers différents (86 à 94 % de réduction) au lac George. Les plongeurs arrachent le myriophylle de manière sélective et permettent ainsi le

maintien des espèces indigènes (Nicholson 1981, Eichler et al. 1993b, Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016).

H₅ : Dans les herbiers non ciblés pour la lutte, on assiste à une augmentation de la densité des tiges de myriophylle d'une année à l'autre et à une diminution de la densité des tiges des autres espèces de plantes.

Cette hypothèse se fonde sur les travaux de Boylen et al. (1999) au lac George qui ont observé une augmentation du couvert de myriophylle de moins de 30 % à près de 80 % sur deux ans. En trois ans, les assemblages de plantes indigènes ont été réduits à seulement quelques tiges sous un couvert dense de myriophylle.

H₆ : On observe une diminution exponentielle de la biomasse de myriophylle arrachée d'une année à l'autre (aux sites traités), avec effort constant en temps de travail.

Je prédis que la superficie couverte par le myriophylle diminuera d'une année à l'autre avec les traitements. En conséquence, les plongeurs passeront de plus en plus de temps à chercher des tiges plutôt qu'à en arracher, et ce, jusqu'à ce que la recherche devienne prohibitive au regard du nombre de tiges éliminées (Taylor et Hastings 2004, Giljohan et al. 2011, Hester et Cacho 2012). Kelting et Laxson (2010) ont observé au lac Upper Saranac une réduction de la biomasse arrachée de 67 % dès la deuxième année de travail et de 97 % la troisième année, malgré un maintien de l'effort de plongée. Des résultats similaires ont aussi été observés au lac George (Eichler et al. 1993b).

2. Planification de la stratégie et méthodes de suivi

2.1. Aire d'étude

L'étude a été réalisée au lac des Abénaquis (46° 09' 48" N, 70° 21' 49" O) qui se trouve dans la municipalité de Sainte-Aurélie (population : 847 habitants), dans la région de Chaudière-Appalaches (Québec, Canada ; figure 1). Sa superficie est de 1,2 km². Son tributaire principal est la rivière Baillargé (rivière des Abénaquis) qui se déverse au sud du lac et qui draine un territoire majoritairement forestier et agricole. La rivière traverse aussi un milieu humide de 6,4 km² sur son segment le plus en aval. Plusieurs petits tributaires artificialisés alimentent également le lac. L'exutoire (rivière des Abénaquis) se situe à l'extrémité nord du lac et est un des tributaires de la rivière Famine. Depuis 1950, un barrage à déversoir fixe assure le maintien du niveau de l'eau à la décharge. Il s'agit d'un lac peu profond (maximum : 4 m) dont le bassin versant couvre 43 km². En 2016, 30 % des rives étaient naturelles, 40 % à renaturaliser (végétation plus ou moins présente) et 30 % artificialisées (sans végétation ; Paradis et Jacques 2016).

La station météorologique la plus proche du lac des Abénaquis est celle de Saint-Prosper (Station 7027660 ; 46° 11' 28" N, 70° 29' 8" O), à 10 km à vol d'oiseau de Sainte-Aurélie. À cet endroit, la température annuelle moyenne est de 3,6 °C. Janvier est le mois le plus froid (température moyenne : -12,7 °C) et juillet le plus chaud (17,7 °C). Les précipitations annuelles totales sont en moyenne de 1 117 mm, dont 22 % tombent sous forme de neige (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec 2020a). Les vents dominants proviennent de l'ouest plus de 50 % du temps, ou encore du sud-ouest (15 %) durant la saison estivale (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec 2020b).

Le lac des Abénaquis est inscrit au *Réseau de surveillance volontaire des lacs* du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec depuis plusieurs années. Ce réseau permet d'effectuer un suivi de la qualité de l'eau des lacs au Québec et facilite le partage des informations. Selon les mesures de phosphore total et de chlorophylle α (tableau 1), son niveau trophique se situe dans la zone mésotrophe. Les relevés de transparence de l'eau situent plutôt le lac dans la zone eutrophe. Cependant, les concentrations élevées de carbone organique indiquent que l'eau est très colorée, ce qui influence fortement sa transparence. Durant la période estivale, les concentrations d'oxygène dissous sont de 8,5 mg/L à moins de 2 m de profondeur et de 4,5 mg/L à 3 m. À plus de 3 m de profondeur, le lac présente une situation d'anoxie où les concentrations sont pratiquement nulles (Ministère des Ressources naturelles et Faune du Québec 2011).

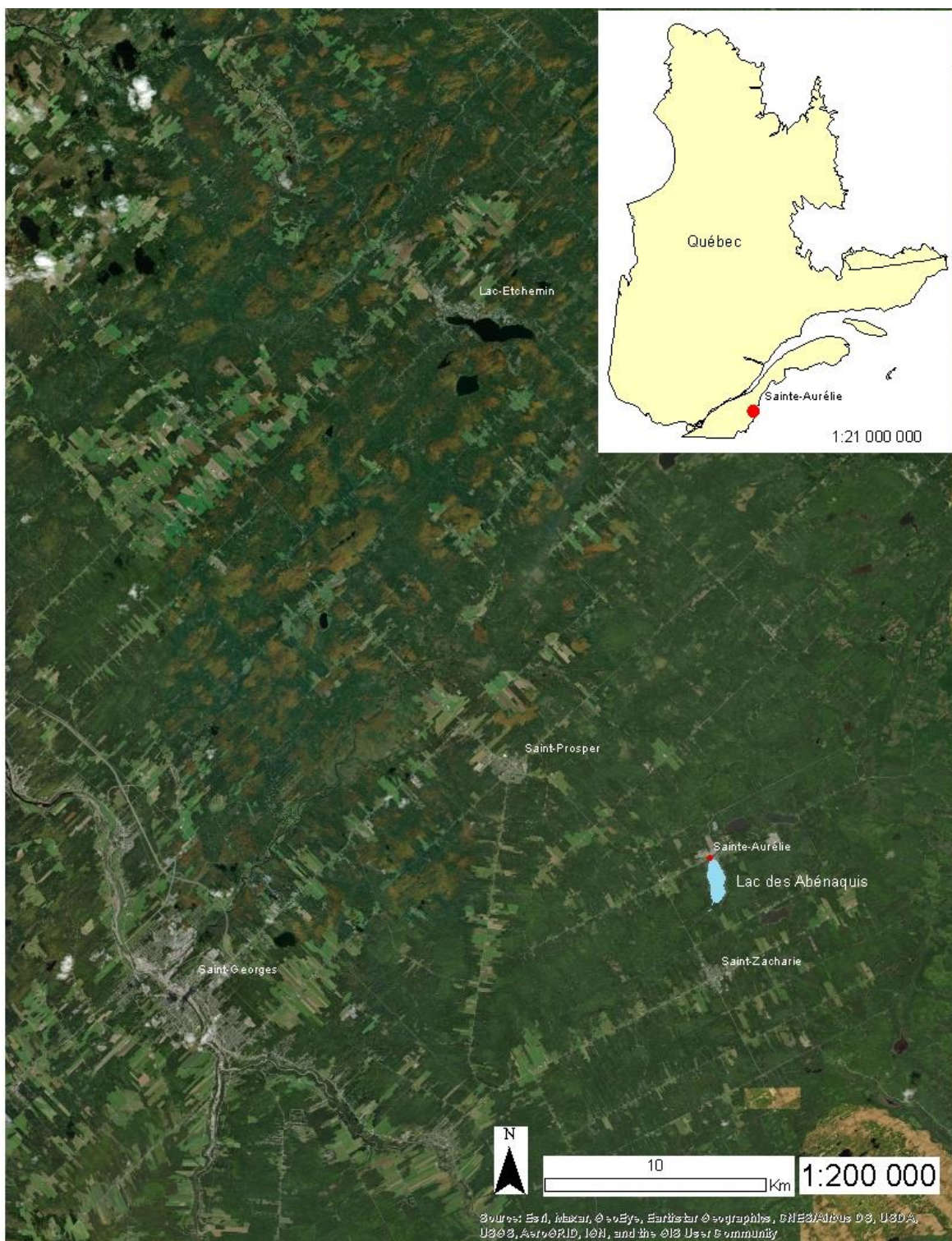


Figure 1. Localisation du site d'étude, le lac des Abénaquis, dans la municipalité de Sainte-Aurélie, région de Chaudière-Appalaches (Québec, Canada).

Tableau 1. Données physicochimiques de l'eau du lac des Abénaquis (source : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec 2021b).

Année de mesure	Transparence (m)	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle <i>a</i> (µg/L)	Carbone organique dissous (mg/L)
2018	2,2	11,5	2,1	6,6
2019	1,7	14,0	5,4	9,6
Moyenne estivale*	1,7	14,0	6,0	8,4

*De 2006 à 2020.

Le lac des Abénaquis est un lac de villégiature avec près de 200 résidences permanentes ou saisonnières. Ces résidences sont raccordées au réseau d'égout municipal depuis 1980. Chaque hiver, l'Association de chasse et pêche du lac des Abénaquis ensemence le lac avec de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), de la truite brune (*Salmo trutta*) et de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* ; Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec 2011). La municipalité de Sainte-Aurélie s'est munie d'un poste de nettoyage et d'inspection des embarcations en 2012. Les plaisanciers et pêcheurs doivent obligatoirement y transiter avant d'accéder à la rampe de mise à l'eau située à l'extrémité nord du lac.

Une douzaine d'espèces de poissons fréquentent le lac des Abénaquis. Toutefois, une caractérisation ichtyologique réalisée en 2008 et 2009 par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (2011) montre que le lac n'a pas les caractéristiques nécessaires à la survie des salmonidés. Le très bas niveau d'oxygène dissous et la température élevée de l'eau nuiraient à leur survie. Le lac semble plutôt favorable à la perchaude (*Perca flavescens*) et à l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*). Un inventaire des herbiers aquatiques en 2015 a permis de recenser au moins 14 espèces de plantes aquatiques (tableau 2) couvrant 25 % (30 ha) de la superficie totale du lac. Les plantes aquatiques occupent une grande proportion de la zone de 0 à 2,5 m de profondeur, mais elles ne colonisent pas les zones situées à plus de 3 m. Le potamot de Robbins (*Potamogeton robbinsii*) est l'espèce la plus abondante (surtout à une profondeur de 1 à 1,5 m) et couvre une grande superficie à la charge du lac (24 ha ; Thériault 2015).

Tableau 2. Plantes vasculaires aquatiques recensées au lac des Abénaquis en 2015 (source : Thériault 2015).

Nom latin	Nom français	Famille
<i>Elodea canadensis</i>	Élodée du Canada	Hydrocharitaceae
<i>Eriocaulon aquaticum</i>	Ériocaulon aquatique	Eriocaulaceae
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Myriophylle à fleurs alternes	Haloragaceae
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Myriophylle à épis	Haloragaceae
<i>Najas flexilis</i>	Naïade flexible	Hydrocharitaceae
<i>Potamogeton amplifolius</i>	Potamot à grandes feuilles	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton gramineus</i>	Potamot à feuilles de graminée	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton natans</i>	Potamot flottant	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Potamot perfolié	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton praelongus</i>	Potamot à longs pédoncules	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton robbinsii</i>	Potamot de Robbins	Potamogetonaceae
<i>Potamogeton zosteriformis</i>	Potamot zostériforme	Potamogetonaceae
<i>Utricularia</i> sp.	Utriculaire	Lentibulariaceae
<i>Vallisneria americana</i>	Vallisnérie d'Amérique	Hydrocharitaceae

2.2. Historique de l'envahissement par le myriophylle à épis

Le lac des Abénaquis est aux prises avec le myriophylle à épis depuis au moins 2013. Comme ce plan d'eau est relativement petit et peu profond, et donc particulièrement susceptible à l'envahissement, l'Association des riverains du lac des Abénaquis (ARLA) s'est rapidement mobilisée pour entreprendre la lutte. Malgré tout, en 2016, on comptait déjà plus de 36 000 m² (3,6 ha) de surface envahie (Paradis et Jacques 2016). L'ARLA et la municipalité ont installé ou expérimenté plusieurs outils ou méthodes de prévention (poste de nettoyage des embarcations et bouées de navigation) et de lutte (bâchage avec toile de jute et arrachage avec plongeurs de 2013 à 2015 : un investissement de plus de 47 000 \$ et de 5 200 heures-personne de bénévolat). La lutte (tableau 3) s'est avérée plus ou moins efficace ou trop exigeante en main-d'œuvre. Après consultation d'un chercheur expert en lutte contre les plantes envahissantes (Claude Lavoie, Université Laval), l'ARLA a finalement opté (2016) pour le bâchage avec toile de fibre de verre commercialisée sous le nom Aquascreen®.

Tableau 3. Résumé des efforts de lutte contre le myriophylle à épis effectués au lac des Abénaquis de 2015 à 2019, donc avant le début de ce mémoire (sources : Association des riverains du lac des Abénaquis et V. Gagné, données non publiées).

Année	Temps d'arrachage (heure-personne)	Biomasse de myriophylle à épis arrachée (kg)	Matériaux de bâchage	Superficie bâchée (m ²)
2015	260*	N.D.	Jute Fibre de verre	2 367 1 235
2016	85	3 700	Fibre de verre	1 235
2017	123	3 600	Fibre de verre	7 800
2018	143	9 300	Fibre de verre	4 550
2019	92	6 300	Fibre de verre	5 200

*Le temps de plongée pour la pose et le retrait des toiles est inclus.

Au lac des Abénaquis, l'achat des bâches (5 200 m²) et les cycles de pose-retrait ont demandé (2016–2019) un effort citoyen de 4 200 heures-personnes de bénévolat et un investissement financier de 190 000 \$ en matériel, auquel a par ailleurs contribué la municipalité. L'expertise technique de déploiement et de retrait des bâches et d'arrachage –une entreprise difficile sous l'eau– a été entièrement acquise (essais-erreurs) par les citoyens, puisqu'il existe très peu de littérature à ce sujet. Le travail des citoyens semble avoir un effet sur le myriophylle, mais l'ARLA n'a pas, faute de connaissances, déployé de procédure scientifique d'évaluation du succès de la lutte. Quelques données préliminaires (cartographie sommaire) récoltées en 2019 suggèrent un recul des herbiers, mais peut-être moindre qu'on ne pourrait l'espérer au regard des investissements dans la lutte. Aussi, les populations de myriophylle fluctuent beaucoup d'une année à l'autre (Kujawa et al. 2017) et comme il n'y a pas de suivi d'herbiers témoins (sans lutte), on ne sait pas si la superficie des herbiers en 2019 (9 600 m²), était le fruit de la lutte ou la simple manifestation d'un déclin naturel, ou les deux.

2.3. Stratégie de lutte et techniques utilisées

La stratégie utilisée au lac des Abénaquis dans le cadre de ce mémoire pour lutter contre le myriophylle à épis se fonde sur :

1. L'utilisation d'au moins deux méthodes de lutte complémentaires (arrachage et bâchage).
2. Une concentration des efforts de lutte visant, à terme, l'élimination presque complète (au moins 95 %) du myriophylle dans les herbiers ciblés (lutte intensive).
3. Un suivi scientifique adéquat permettant d'ajuster la stratégie selon ses succès ou insuccès.
4. Un engagement à long terme de la communauté locale afin de préserver les fruits des efforts de lutte grâce à une campagne d'arrachage annuelle (lutte de maintenance).

Le succès de la lutte dépend, entre autres, du potentiel de réenvahissement par des fragments provenant de sites non traités dans le plan d'eau (Hussner et al. 2017). En théorie, plus l'effort est intense dans la phase initiale (sur une courte période) d'une stratégie de lutte contre une plante envahissante, moins il y a de chances que l'envahisseur se réinstalle dans les sites où il a été éliminé. Ainsi, plus rapidement passe-t-on à une phase de maintenance au cours de laquelle la lutte est beaucoup moins exigeante, dans la mesure où elle est répétée année après année (Odom et al. 2003, Kaiser et Burnett 2010, Kelting et Laxson 2010, Larson et al. 2011, Hussner et al. 2014, Baker et Bode 2016, Shaw et al. 2016).

Au lac des Abénaquis, la lutte intensive, ici d'une durée présumée de deux ans, a été élaborée de manière à maximiser l'utilisation des ressources disponibles (main-d'œuvre et équipement), tout en réduisant le plus possible les risques de propagation du myriophylle. Par analogie, il s'agit d'asséner dès le départ au myriophylle un coup de massue (lutte intensive), avant d'y aller avec un (possible) coup de grâce (lutte de maintenance). Les probabilités d'une éradication augmentent avec la durée des campagnes de lutte (Cacho et Hester 2011, Vuilleumier et al. 2011, Dodd et al. 2015, Baker et al. 2018b, Hofstra et al. 2018). Par contre, l'éradication n'est pas l'objectif ultime de la lutte au lac des Abénaquis, parce que le myriophylle n'est pas facilement détectable à de faibles densités. Les chances de réenvahissement nécessitent donc une surveillance presque continuelle difficilement envisageable avec les ressources locales. La stratégie au lac des Abénaquis vise plutôt à réduire fortement la biomasse du myriophylle pour limiter le plus possible ses impacts sur la jouissance des lieux et sur la biodiversité. Il faut aussi que l'envahissement parvienne à et demeure sous un seuil tolérable pour les riverains (New York State Department of Environmental Conservation 2005, Panetta et Lawes 2005, Johnson et March 2012, Laitala et al. 2012). Le seuil de tolérance variera d'un lac à l'autre selon l'usage des lieux et les valeurs de riverains. Au lac des Abénaquis, l'ARLA estime que la présence du myriophylle sera tolérée dans la mesure où 1) la superficie totale du myriophylle pour l'ensemble du lac n'excède pas une superficie de 1 000 m² et 2) il ne subsiste aucun herbier monospécifique de myriophylle.

J'ai décidé de cibler au premier chef (an 1) l'herbier le plus dense et le plus grand du lac, étant donné sa capacité à générer une grande quantité de fragments. Les grands herbiers denses sont censés avoir des taux de dissémination de leurs diaspores plus élevés (Taylor et Hastings 2004, Blackwood et al. 2010) et les efforts de lutte contre un envahisseur devraient donc les cibler en priorité (Hulme 2003, Hastings et al. 2006, Jarnevich et Stohlgren 2009, Baker 2017). La sélection des autres herbiers à traiter a été effectuée sur la base 1) de leur localisation par rapport à l'herbier le plus important, puis selon 2) leur densité et 3) leur superficie.

1. **Localisation** : une augmentation de la distance entre les sites traités et les sites non traités réduit (théoriquement) le potentiel de réinvasion des sites traités (Blackwood et al. 2010, Hussner et al. 2017). Par ailleurs, la concentration des ressources sur un moins grand nombre de sites (traitement complet d'herbiers à proche distance les uns les autres) est plus efficace que de les éparpiller sur plusieurs sites éloignés (Shaw et al. 2016). Les plants de myriophylle produisent en effet des fragments qui peuvent coloniser rapidement les sites traités situés à proximité (Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008, Lycott Environment Inc. 2013). Les efforts (an 1), particulièrement en matière de bâchage (voir plus loin), se sont d'abord concentrés dans la même zone que celle de l'herbier le plus prioritaire et ont en conséquence ciblé les herbiers les plus proches sur une distance de 100 m, en présumant que la majorité des fragments se dissémine sur de courtes distances (Madsen et Smith 1997, Heidüchel et al. 2020). En parallèle, les plants de myriophylle isolés au pourtour du lac ont aussi été ciblés (dès l'an 1) pour être arrachés avant qu'ils ne forment de nouveaux herbiers. Le pari dans ce cas-ci est que l'effort de détection, beaucoup plus important que l'effort d'arrachage (en soi minime), est malgré tout rentable dans une perspective à long terme si l'on évite de cette manière la formation d'herbiers qui seront plus tard énergivores à détruire et qui produiront beaucoup de fragments. **En résumé, on priorise d'abord ce qui est très gros ou bien tout petit, sans s'acharner à trouver ce qui est tout petit. S'il reste des ressources, on choisit d'autres herbiers à éliminer en fonction de deux critères supplémentaires (densité, superficie).**
2. **Densité** : s'il reste des ressources pour traiter d'autres herbiers de superficie comparable, alors l'herbier le plus dense sera choisi en premier, car il risque de produire plus de fragments (il contient plus de tiges). En 2020, les données de densités exactes n'étaient pas connues, mais je disposais tout de même de données qualitatives qui me permettaient, faute de mieux, de faire une sélection certes subjective, mais pas arbitraire. En 2021, par contre, je disposais de données de densité relativement précises que j'avais récoltées moi-même en 2020.
3. **Superficie** : s'il reste des ressources pour traiter d'autres herbiers qui ont la même densité, alors l'herbier le plus grand sera choisi en premier, car il risque de produire plus de fragments (il contient plus de tiges). Je disposais, pour ma campagne de lutte de 2020 et de 2021, de cartes assez précises quant à la superficie des herbiers, cartes que j'avais confectionnées moi-même à partir de relevés effectués en 2019 et 2020.

Pour mettre en œuvre cette stratégie, deux traitements distincts ont été déployés au lac des Abénaquis :

1. **Bâchage et arrachage** : installation de toiles de manière à couvrir un herbier dans son ensemble, avec pour objectif l'élimination (plus de 99 %) du myriophylle, dans la mesure où le bâchage est accompagné d'un arrachage d'appoint. Ce traitement cible les herbiers de densité élevée et avec une superficie d'au moins 100 m². En 2019, la superficie totale des herbiers à densité élevée au lac des Abénaquis était d'environ 8 950 m² et je disposais (2020) de 5 200 m² (2021 : 6 240 m²) de toiles pour faire le travail. En conséquence, le bâchage, même pour des herbiers aussi petits que 100 m², m'est *a priori* (et subjectivement) apparu justifiable par rapport à l'arrachage dans un esprit d'optimisation des ressources. Cette hypothèse devait bien sûr être validée sur le terrain en 2020.

Les toiles choisies pour le travail sont en fibre de verre, de marque Aquascreen® (Les traitements Biobac, Sherbrooke). Chaque toile a une dimension de 2,13 m × 15,25 m et un maillage de 65 perforations par cm², ce qui permet les échanges gazeux et évite donc que la toile ne se soulève (Mayer 1978, Perkins et al. 1980, Engel 1983). Un lest (quatre tiges en acier de 10 mm de diamètre et de 2,13 m de longueur) est tout de même déposé sur chaque toile afin de s'assurer qu'elle reste bien en place. Les toiles en fibre de verre sont efficaces pour la lutte contre le myriophylle (Mayer 1978, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996) et une période de bâchage de huit à dix semaines permet l'élimination de 100 % de la plante si le matériel est bien installé (Perkins et al. 1980, Laitala et al. 2012). Le fabricant mentionne une durée de vie de 10–15 ans, mais les toiles peuvent se déchirer et nécessiter une réparation. Les toiles en fibre de verre sont dispendieuses à l'achat (entre 6,50 et 7,50 \$/m² au Québec), mais comme on les retire à la fin de l'été, on peut les redéployer ailleurs l'été suivant (Engel 1983), ce qui permet d'amortir l'investissement sur plusieurs années (Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016).

Les toiles imperméables non biodégradables, comme les géotextiles, sont à éviter, puisqu'il est impossible de les retirer tellement elles deviennent gorgées d'eau (Caffrey et al. 2010), et parce qu'elles créent une barrière aux échanges gazeux, ce qui cause des ballonnements (Mayer 1978, Ussery et al. 1997). Les toiles de jute biodégradables semblent efficaces contre plusieurs macrophytes (Caffrey et al. 2010, Hofstra et Clayton 2012, Hoffman et al. 2013), mais leur usage pour le myriophylle n'a pas encore fait l'objet d'études scientifiques poussées. Le jute est beaucoup utilisé dans les efforts de lutte contre le myriophylle au Québec (Michon 2015, Pomerleau 2017), particulièrement dans la région de l'Estrie, et dans la mesure où les toiles sont bien installées, elles semblent donner de bons résultats. Les toiles de jute ont l'avantage d'être

moins dispendieuses (le matériau : 2–3\$/m²), mais il faut jusqu’au double de la superficie en jute pour bâcher un herbier d’une taille donnée. En effet, les toiles de jute (carrées) ont une grande superficie qui engendre plus de pertes, étant donné que les herbiers à bâcher ont des dimensions arrondies (Jean-François Martel, communication personnelle). Elles permettent les échanges gazeux et se décomposent (Caffrey et al. 2010), ce qui évite d’avoir à les retirer. Elles sont toutefois coûteuses à installer (environ 110 000 \$ l’hectare pour un service clé en main). Il faut aussi les lester avec des sacs remplis de gravier, sacs qu’il faut retirer du fond de l’eau l’année suivante, ce qui contribue à augmenter le coût. Un avantage appréciable des toiles de jute est qu’on peut les construire sur mesure et ainsi les déployer sur des herbiers de grande superficie, ce qui pourrait s’avérer moins coûteux que les toiles de fibre de verre.

Les toiles de fibre de verre utilisées au lac des Abénaquis sont enroulées durant l’hiver. Lorsque vient le moment de les déployer, elles sont transportées à l’aide d’un ponton flottant jusqu’aux herbiers ciblés pour la lutte. Les plongeurs travaillent en équipe de deux afin d’aller poser correctement les toiles. Un assistant sur le ponton distribue les toiles roulées aux plongeurs qui les déposent ainsi au fond du lac avant de les dérouler sur l’herbier de manière à le recouvrir dans son ensemble. Les toiles se recouvrent les unes par rapport aux autres sur une bande d’environ 15–30 cm pour éviter que le myriophylle ne s’infiltre entre deux toiles disposées côte à côte (figure 2). Pour couvrir entièrement un herbier, il faut avoir à sa disposition environ 15 % de plus (en superficie) de toiles de fibre de verre.



Figure 2. Un plant de myriophylle à épis soulevant une toile de fibre de verre. Ces plants sont arrachés lors de l’arrachage d’appoint (photographie : Vincent Gagné).

En 2020, les toiles (total : 5 200 m²) ont été mises en place du 1^{er} au 6 juin. En 2021 (total : 6 240 m²), cela s'est fait du 24 mai au 8 juin. Elles ont été retirées environ 10 semaines après leur pose (2020 : du 10 au 28 août ; 2021 : du 8 au 19 août). Elles ont ensuite été nettoyées, réparées au besoin, puis remisées pour une éventuelle réutilisation. Les opérations de bâchage (installation, retrait, nettoyage, réparation) ont été minutieusement chronométrées pour évaluer précisément le temps de travail. Le temps d'installation et de retrait inclus le temps de déplacement sur l'eau et la préparation des plongeurs.

2. **Arrachage seul** : arrachage manuel (plongeurs) avec remontée du matériel en surface par succion (SRS) ou dans un sac-filet rempli à la main. Ce traitement cible les individus isolés (figure 3) ou les herbiers où la densité du myriophylle est faible ou qui ont une superficie inférieure à 100 m². D'un point de vue écologique, l'arrachage est idéal, puisqu'il permet de protéger les espèces indigènes tout en éliminant les plants de myriophylle (Nicholson 1981, Bailey et Calhoun 2008, Hussner et al. 2017). Un couvert d'espèces indigènes peut nuire à l'établissement ou au retour de l'envahisseur (Hussner et al. 2017, Smith et al. 2021), d'où la nécessité de le conserver le plus intact possible. L'arrachage requiert beaucoup de temps, mais sur la base de mon expérience personnelle, le SRS (Eichler et al. 1993b) augmente considérablement la cadence d'arrachage des plongeurs. Cette hypothèse devait aussi être validée sur le terrain en 2020. L'arrachage permet d'utiliser la main-d'œuvre qui est disponible une fois que les toiles ont été installées et qu'elles font leur travail.



Figure 3. Plant isolé de myriophylle à épis identifié à l'aide d'une bouée lors d'une tournée de repérage et qui sera arraché par un plongeur, puis remonté à la surface à l'aide d'un sac-filet (photographie : Vincent Gagné).

Avec le SRS, les plongeurs n'ont qu'à introduire les plants arrachés dans un tuyau aspirant pour qu'ils remontent à la surface sur un ponton et tombent dans une bassine conçue pour laisser l'eau s'écouler tout en retenant le matériel végétal. Le ponton est déplacé par les plongeurs en tirant sur le tuyau, étant donné qu'il y a relativement peu de friction sur l'eau. Les plongeurs travaillent en équipe de deux, ce qui est essentiel pour des raisons de sécurité, mais un seul peut utiliser le SRS. L'autre plongeur doit plutôt utiliser un sac-filet qu'il remplit avec les plants arrachés avant de le remonter à la surface. Un assistant sur le ponton recueille les sacs-filets au fur et à mesure qu'ils sont remontés à la surface.

En 2020, l'arrachage s'est fait du 17 juin au 17 août. En 2021, il s'est effectué du 2 juin au 9 août. Pour chaque séance d'arrachage, la localisation, le temps de plongée et le poids du myriophylle frais ont été notés en distinguant le myriophylle remonté à la surface avec le SRS de celui remonté avec les sacs-filets.

2.4. Suivi de l'efficacité de la lutte

Une analyse rigoureuse de l'efficacité des techniques permet d'évaluer le succès de la lutte. Un dispositif d'échantillonnage (quadrats) a donc été mis en place pour mesurer (2020, 2021) la densité des tiges de myriophylle à épis. Une cartographie des herbiers a aussi été effectuée à la fin de chaque saison estivale pour visualiser l'état des herbiers (superficie). Enfin, les fragments de tiges de myriophylle ont été ramassés sur les rives afin d'évaluer l'envergure de la fragmentation du myriophylle à partir de la mi-juillet jusqu'à la fin août.

2.4.1. Quadrats d'échantillonnage (densité du myriophylle à épis)

Des points d'échantillonnages ont été générés de manière systématique dans le lac des Abénaquis à l'aide de l'outil *Créer un quadrillage* du système d'information géographique ArcGIS (Esri® 2020) à raison d'un point à tous les 50 m². Trois zones distinctes ont ensuite été circonscrites dans le lac en utilisant comme base de référence une cartographie des herbiers qui avait été effectuée à l'aide d'un aquascope (l'aquascope permet de voir des plants non visibles à l'œil nu, mais sur un plus petit spectre visuel qu'en étant debout) en août 2019 (V. Gagné, données non publiées), soit 1) les zones où le myriophylle à épis était présent et en forte densité (≥ 25 % de couvert), 2) les zones où le myriophylle était présent, mais à faible densité (< 25 % couvert), et 3) les zones où le myriophylle était présumé absent, mais aux profondeurs où la plante se trouve le plus souvent dans le lac, c'est-à-dire entre 1 et 2,5 m. Pour chacune des zones, 60 points d'échantillonnage ont été choisis aléatoirement parmi tous les points générés par le quadrillage à l'aide de la commande *SelectRandomByCount* de la fenêtre Python dans ArcGIS. Dix points d'échantillonnage supplémentaires (absents de la sélection 60/60/60)

ont aussi été générés pour chacune des zones. Ils ont servi de points de remplacement au cas où un point d'échantillonnage ne correspondait pas, une fois sur le terrain (2020), à la caractéristique attendue (par exemple, il y avait du myriophylle alors qu'il ne devait pas y en avoir).

Les points d'échantillonnage ont d'abord été visités du 1^{er} au 17 juin 2020 (435 degrés-jours > 0 °C accumulés au 1^{er} juin), avant la pose des toiles (les quadrats localisés dans les herbiers ciblés par le bâchage ont tous été échantillonnés le 1^{er} juin). La procédure est simple. À l'aide d'un système de positionnement géographique (SPG), l'équipe se rend à chacun des points sélectionnés. Une fois à destination, elle laisse couler un quadrat de 0,25 m² (0,5 m × 0,5 m) formé de tiges de fer. Une fois au fond de l'eau, les plongeurs comptent dans le quadrat le nombre de tiges de myriophylle (figure 4) et celui des autres espèces végétales, identifiées à l'espèce dans la mesure du possible. L'option des quadrats permanents a été exclue pour des raisons de temps et de logistique. Les quadrats permanents auraient demandé trop de temps pour leur installation et le dispositif de marquage aurait interféré avec les toiles. Le même processus s'est répété du 21 mai au 1^{er} juin 2021 (435 degrés-jours au 21 mai, les degrés-jours s'avéraient la meilleure base de comparaison par rapport à 2020), aux mêmes points, quoiqu'évidemment, le quadrat n'est pas forcément allé se déposer en 2021 exactement au même endroit qu'en 2020, ce qui peut engendrer un biais dans les données.



Figure 4. Plant de myriophylle à épis à plusieurs tiges. Il faut compter celles qui partent des sédiments et non les embranchements. Le plant ci-dessus a été arraché (on voit bien les racines) par un plongeur et il comporte plus d'une vingtaine de tiges (photographie : Vincent Gagné).

2.4.2. Cartographie des herbiers (superficie du myriophylle à épis)

Le myriophylle à épis a été cartographié à la fin de l'été 2020 (du 12 au 28 août) et 2021 (du 6 au 20 août). Le travail a été effectué par trois personnes à l'aide d'un aquascope, d'un SPG et d'un ponton flottant. Le littoral du lac a été parcouru en effectuant des allers-retours (de la berge vers le centre du lac) tout en gardant une distance d'environ 10 m entre chacun des transects. Une personne manœuvrait l'embarcation à très bas régime et s'occupait du SPG, une autre personne localisait les plants de myriophylle à l'aide de l'aquascope, puis une troisième, se tenant debout à l'avant du ponton, balayait des yeux le lac pour identifier les plants non détectés à l'aquascope. Lorsque plusieurs plants étaient regroupés (plus de dix), un tracé était circonscrit avec le SPG en effectuant en ponton le tour de l'herbier. Autrement, un point était pris pour chaque plant localisé. Les tracés et les points ont ensuite été insérés dans le logiciel ArcGIS pour estimer la superficie des herbiers et pour cartographier à la fois les herbiers et les plants isolés.

2.4.3. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives

Les fragments de tiges de myriophylle à épis ont été récoltés sur les rives du lac entre la mi-juillet et la fin du mois d'août, soit la période au cours de laquelle la plante se fragmente le plus dans l'hémisphère nord, du moins selon l'état des connaissances actuelles (Madsen et al. 1988, Smith et Barko 1990, Madsen et Smith 1997). En 2020, la récolte a eu lieu du 21 au 22 juillet (1 350 degrés-jours), du 3 au 4 août (1 620 degrés-jours), et du 24 au 26 août (2000 degrés-jours). En 2021, elle a eu lieu le 20 juillet (1 440 degrés-jours), le 2 août (1 640 degrés-jours) et les 23 et 24 août (2 100 degrés-jours). Pour ce faire, le pourtour du lac a d'abord été séparé en huit segments (figure 5) d'une longueur variant de 320 m à 730 m selon leur orientation (rose des vents). La partie sud du lac n'a pas pu être recensée et les fragments récoltés, puisque le fond y était trop vaseux et la végétation riveraine trop dense pour faire ce type de travail (figure 6). Heureusement, comme ce secteur n'est pas situé à l'exutoire du lac et que les vents dominants ne transportent pas les fragments vers le sud, on peut présumer que cela n'a guère eu d'influence sur les résultats. Chaque segment a été parcouru à pied par trois personnes qui récoltaient les fragments de myriophylle. Le nombre de fragments a été compté pour chacun des segments ainsi que la longueur totale de chaque fragment. La présence de racines a été notée.

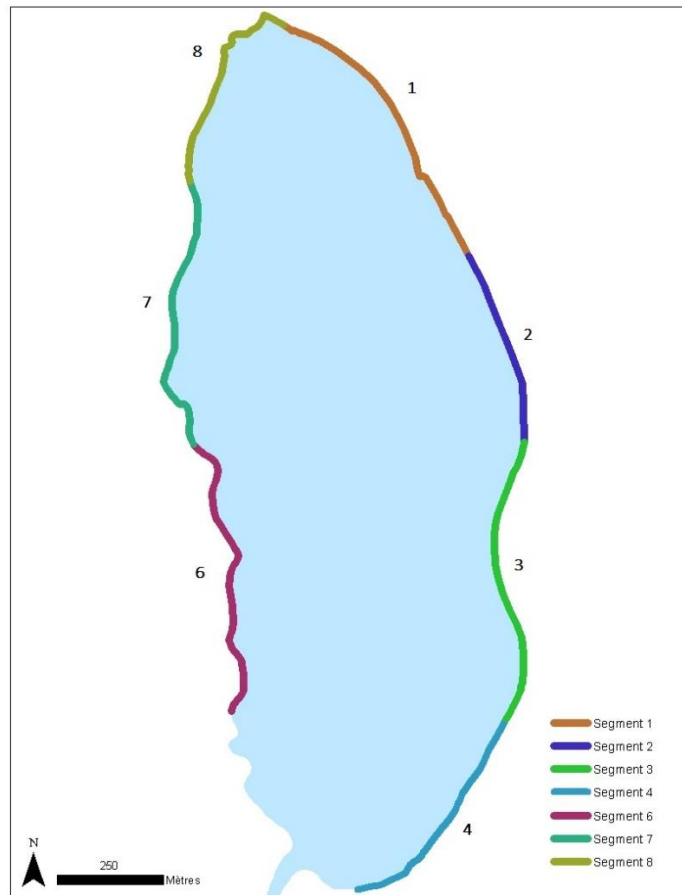


Figure 5. Les sept segments de rives qui ont été parcourus en entier pour la récolte des fragments de tiges de myriophylle à épis au lac des Abénaquis en 2020 et 2021.



Figure 6. Vue aérienne du sud du lac des Abénaquis et de la rivière Baillairgé, principale tributaire du lac, où il n'a pas été possible de recueillir les fragments de tiges de myriophylle à épis (photographie : Claude Parent).

3. Mise en œuvre de la stratégie et résultats

Les résultats sont présentés en deux parties. La première porte sur la campagne de lutte mise en œuvre au cours de l'été 2020. La seconde traite de la campagne 2021, campagne qui a été ajustée en fonction des résultats du travail effectué en 2020.

3.1. Campagne 2020

3.1.1. Densité du myriophylle à épis

Pour les herbiers où les densités de myriophylle à épis étaient présumées élevées (sur la prémisse de la carte effectuée en 2019), la densité moyenne observée a été de 58 tiges/m² (médiane : 52 tiges/m²). La densité maximale échantillonnée a été de 144 tiges/m² et la densité minimale de 4 tiges/m² (figure 7). La présence d'espèces indigènes (élodée du Canada, naïade flexible et potamot de Robbins) a été notée dans seulement huit des 60 quadrats avec densité présumément élevée. Les densités d'élodée du Canada ont été de 8, 8, 12 et 44 tiges/m² dans des quadrats qui avaient respectivement 12, 20, 12 et 52 tiges/m² de myriophylle. Les densités de potamot de Robbins ont été de 4, 8 et 40 tiges/m² dans des quadrats qui avaient respectivement 140, 72 et 40 tiges/m² de myriophylle (figure 8). La naïade flexible, pour laquelle il est plus difficile de mesurer le nombre de tiges vu leur finesse, recouvrait le quart d'un quadrat où la densité de myriophylle était de 28 tiges/m².

Dans les herbiers où les densités étaient présumées faibles – les plants de myriophylle isolés sur la figure 9 – la densité moyenne observée était de 10 tiges/m², avec toutefois une médiane de 0 tige/m² (aucune tige de myriophylle n'a été observée dans 30 des 60 quadrats). Cela peut surprendre, mais il faut garder en mémoire que le quadrat s'est déposé de lui-même au fond de l'eau, donc pas forcément là où il y avait du myriophylle. La moyenne des 30 quadrats avec myriophylle a été de 20 tiges/m², tandis que pour ces mêmes quadrats, la médiane a été de 12 tiges/m². La présence d'espèces indigènes (élodée du Canada, isoète non identifié à l'espèce (*Isoetes* sp.), myriophylle à feuilles alternes, naïade flexible, potamot de Robbins ou autres espèces de potamots non identifiées) a été notée dans 25 des 60 quadrats à densité faible ; le myriophylle à épis était toutefois absent de 22 de ces 25 quadrats. Le potamot de Robbins était, et de loin, l'espèce indigène avec la plus forte densité de tiges.

Le myriophylle a été détecté dans seulement deux des 60 quadrats où le myriophylle était présumé absent en 2019, c'est-à-dire à proximité de l'herbier B. Des espèces indigènes (élodée du Canada, isoète, myriophylle à feuilles alternes, naïade flexible, potamot de Robbins) ont par contre été observées dans la moitié des autres quadrats.

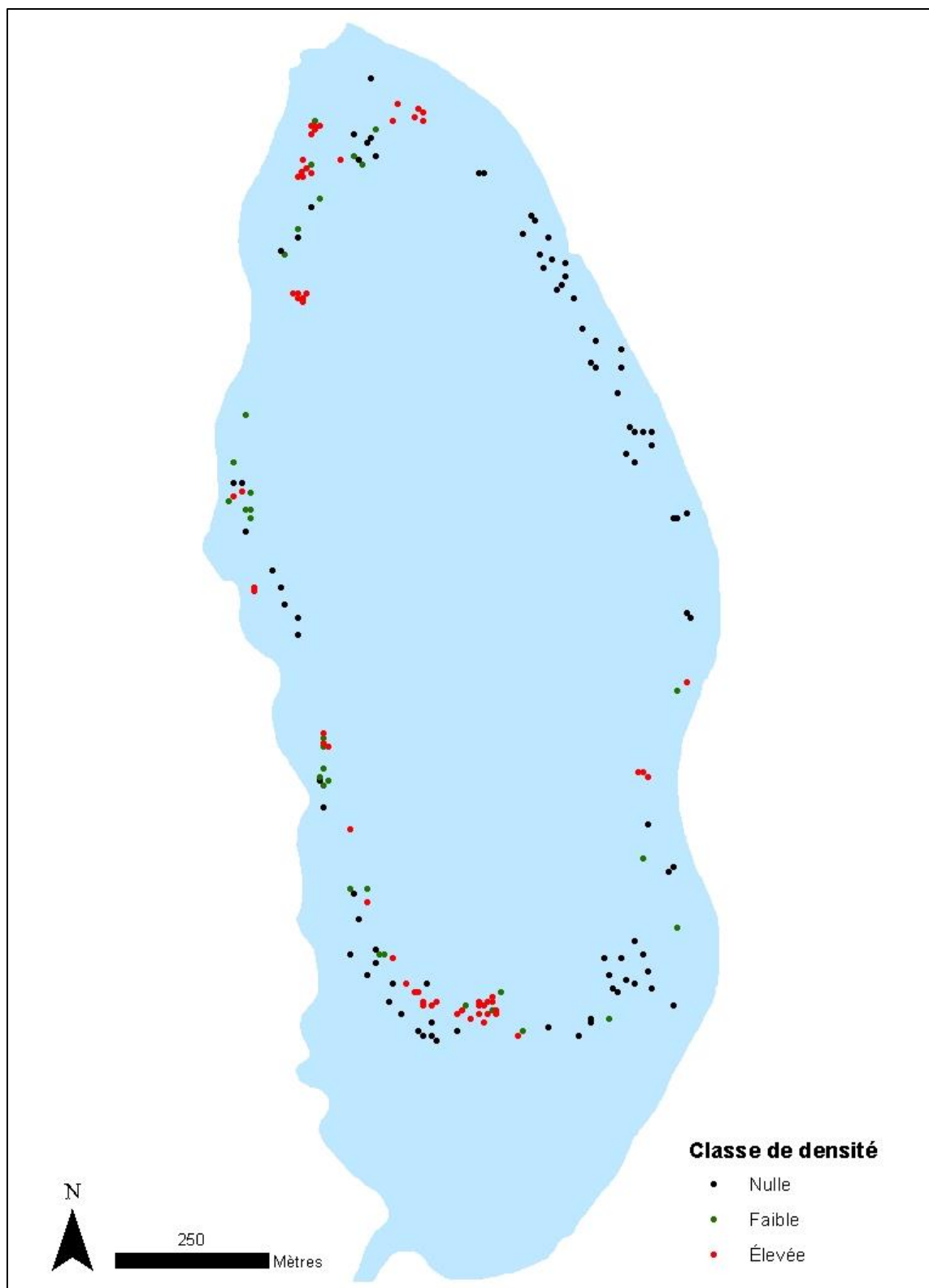


Figure 7. Densité des tiges de myriophylle à épis dans 180 quadrats au lac des Abénaquis en juin 2020. Les valeurs nulles (aucune tige de myriophylle) sont en noir, les quadrats avec faible densité (1–19 tiges/m²) en vert et les quadrats avec forte densité (≥ 20 tiges/m²) en rouge.

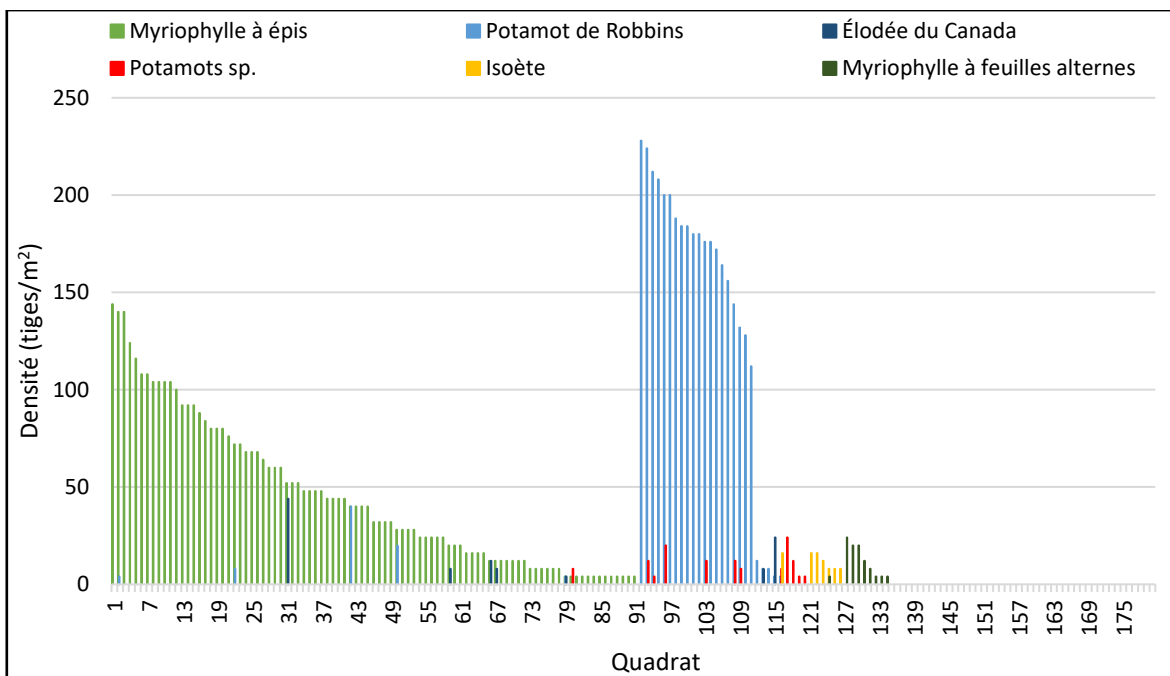


Figure 8. Distribution de la densité des tiges de plantes aquatiques dans chacun des quadrats inventoriés en juin 2020 au lac des Abénakis. Les quadrats sont ordonnés (axe des x) par ordre décroissant de densité de myriophylle à épis, puis par ordre décroissant de densité de potamot de Robbins, et ainsi de suite pour les autres espèces.

3.1.2. Mise en œuvre de la stratégie de lutte

Afin de planifier la lutte de l'été 2020, j'ai produit une carte des herbiers denses de myriophylle à épis selon les données d'inventaire de 2019 (figure 9). Je ne pouvais évidemment pas attendre les données d'inventaire de juin 2020 (tableau 4) pour faire cette planification. Les herbiers G et H occupaient en 2019 les premier et deuxième rangs en densité (présumée, c'est-à-dire évaluée de manière qualitative). L'herbier H était le plus vaste ($\approx 2\,700\text{ m}^2$), alors que l'herbier G était le troisième plus grand ($\approx 1\,000\text{ m}^2$). Ces deux herbiers étaient près (15 m) l'un de l'autre. Les recouvrir nécessitait environ $3\,700\text{ m}^2$ de toiles sur les $5\,200\text{ m}^2$ disponibles. En réalité (2020), la couverture complète de ces herbiers a nécessité $4\,095\text{ m}^2$ de toiles, étant donnée la forme irrégulière des herbiers.

En conformité avec les principes généraux de la stratégie de lutte préconisant la concentration des efforts dans des secteurs précis, il était prévu de bâcher aussi les herbiers I et J ($\approx 200\text{ m}^2$ chacun) situés à proximité des herbiers G et H. Cette intervention a été changée pour de l'arrachage, puisque la superficie réelle de ces herbiers en 2020 était plutôt respectivement de 65 et 35 m^2 , donc trop petite pour justifier l'installation de toiles.

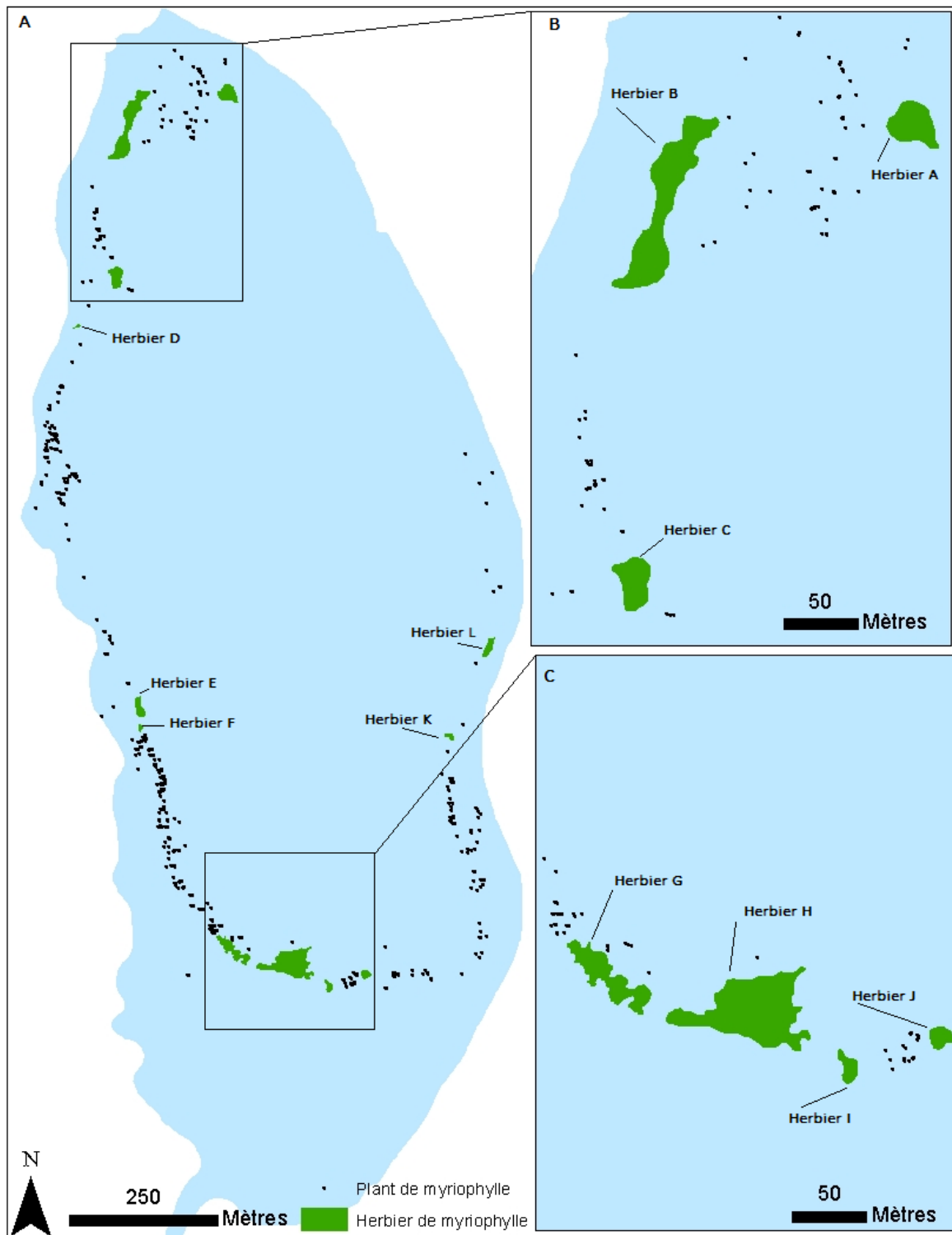


Figure 9. Herbiers et plants isolés de myriophylle à épis au lac des Abénaquis en 2019 (A) avec agrandissement pour le voisinage des herbiers A, B et C (B) et des herbiers G, H, I et J (C). L'herbier H est le plus vaste, suivi des herbiers B, G, A et C qui ont tous une superficie > 500 m². Les autres herbiers (D, E, F, I, J, K et L) ont une superficie < 500 m².

Tableau 4. Caractéristiques des herbiers de myriophylle à épis cartographiés au lac des Abénakis en 2020.

Herbier	Superficie en 2019 (m ²)	Densité moyenne (tiges/m ²) en 2020	Densité médiane (tiges/m ²) en 2020
A	750	69	70
B	2 400	53	32
C	650	78	74
D	50	non mesurée	non mesurée
E	400	28	28
F	80	12	12
G	1 000	74	64
H	2 700	63	52
I	200	53	52
J	200	62	56
K	150	65	80
L	370	32	32
Total	8 950	54	50

Pour des raisons pratiques, l’herbier A (superficie estimée en 2019 de 750 m² et superficie bâchée en 2020 de 845 m²) a été bâché dès 2020, même s’il ne se trouvait pas dans le même secteur du lac que les herbiers précédents. Celui-ci se situe dans le couloir emprunté par les embarcations lors de la mise à l’eau et il importait de le bâcher le plus rapidement possible afin de limiter la fragmentation des tiges due au passage des hélices de moteurs hors-bord.

Selon les estimations, je prévoyais avoir à ma disposition environ 350 m² de toiles pour couvrir un autre herbier. En réalité, il ne restait plus que 260 m² de toiles pouvant être déployées, qui m’ont tout de même permis de couvrir les herbiers K (superficie bâchée de 98 m²) et L (superficie bâchée de 163 m²) qui se sont avérés plus petits que les estimations de 2019. Deux raisons principales m’ont incité à les sélectionner, soit 1) leur localisation isolée par rapport aux autres herbiers (ce sont les seuls sur la rive est du lac) et 2) le fait qu’il ne subsistait pas assez de toiles pour s’attaquer à des herbiers plus grands.

Mis à part l’arrachage d’appoint des herbiers bâchés, les sorties d’arrachage pour l’été 2020 se sont concentrées prioritairement en périphérie des herbiers bâchés, de manière à réduire la quantité de plants clairsemés à proximité des sites traités. Aussi, les plants isolés (sur la rive est) ainsi que ceux situés dans le couloir d’accès au lac et ceux à l’extrémité sud-ouest du lac ont été arrachés afin d’éviter qu’ils ne forment de nouveaux herbiers en 2021.

3.1.3. Bâchage

En 2020, pour utiliser 1 000 m² de bâche, il a fallu en moyenne 51 heures-personne, ce qui inclut l'installation (18 heures-personne), le retrait (10 heures-personne) et l'entretien (23 heures-personne). Il importe de préciser que le travail a été fait en équipe de trois personnes et qu'elles étaient toutes expérimentées. Le retrait est l'étape qui a demandé le moins d'effort, mais il faut tout de même retirer non seulement la toile, mais aussi le lest (62 barres d'acier pour 1 000 m² de surface). L'étape demandant le plus d'effort s'est avérée être celle de l'entretien, car le lavage de chacune des toiles (15 heures-personne pour 1 000 m²) est nécessaire avant leur entreposage. Aussi, 21 % des toiles (1 073 m² sur 5 200 m²) ont dû être réparées (cousues à l'aide d'une machine à coudre) à cause de déchirures. La réparation a requis 8 heures-personne pour 1 000 m² de toile. Il faut toutefois prendre en considération que les toiles utilisées dans ce travail avaient, à leur sortie en 2020, déjà été utilisées pendant quatre étés, et qu'elles commençaient à être usées.

3.1.4. Arrachage

Afin de faciliter l'analyse, j'ai regroupé les données d'arrachages dans six zones distinctes où des travaux ont été effectués (figure 10). L'arrachage en 2020 a représenté un total de 103 heures-personne de plongée, pour un retrait de 1 015 kg de biomasse fraîche de myriophylle à épis. Les sacs-filets (70 heures-personne de plongée) ont été utilisés plus longtemps que le SRS (33 heures-personne de plongée), mais la biomasse arrachée a été plus élevée avec le SRS (575 kg) qu'avec les sacs-filets (440 kg).

Sans surprise, la biomasse arrachée par heure-personne de plongée a été plus élevée avec le SRS (18 kg en moyenne) qu'avec les sacs-filets (6 kg). La médiane avec le SRS a été de 12 kg et de 5 kg avec les sacs-filets. Le maximum a été atteint avec le SRS (48 kg), tandis que le maximum atteint avec les sacs-filets a été de 22 kg. Dans les deux cas, ce résultat a été obtenu dans la zone 1, le 15 juin. Les plongées ayant été les plus efficaces ont d'ailleurs toutes été effectuées dans la zone 1 où la densité des tiges de myriophylle était particulièrement élevée. Au contraire, dans la zone 6, où le myriophylle était moins dense que dans les autres zones, seulement 34 kg ont été retirés au cours de neuf heures-personne de plongée.

La différence entre l'utilisation du SRS et des sacs-filets s'explique par les décisions prises par les plongeurs durant leurs plongées et dépend surtout des densités du myriophylle, que les plongeurs estiment de manière qualitative. Comme plusieurs l'ont déjà démontré (Taylor et Hastings 2004, Hastings et al. 2006, Baxter et al. 2007, Blackwood et al. 2010, Epanchin-Niell et Hastings 2010, Giljohann et al. 2011, Hester et Cacho 2012), lorsque les densités de tiges sont faibles, le temps de recherche est forcément plus élevé. Dans le cas précis du myriophylle, cela implique que les plongeurs

doivent se déplacer sur de grandes distances pour trouver et éliminer les plants. Les plongeurs ont donc souvent pris la décision, en 2020, de délaissé le SRS pour un sac-filet, question d’éviter de tirer inutilement le ponton sur lequel le SRS est installé et ainsi de dépenser de l’énergie et de l’oxygène (bonbonnes) en pure perte. Par contre, lorsque les densités sont élevées, il y a peu de déplacements et le SRS permet d’augmenter la cadence de l’arrachage. Le seuil d’utilisation du SRS, choisi de manière subjective par les plongeurs, mais qui néanmoins reflète la réalité du terrain, s’est situé en 2020 à 10 kg de biomasse fraîche arrachée par heure-personne de plongée. Au-dessus de ce seuil, la cadence d’arrachage avec le SRS est toujours plus élevée qu’avec les sacs-filets (figures 11 et 12).

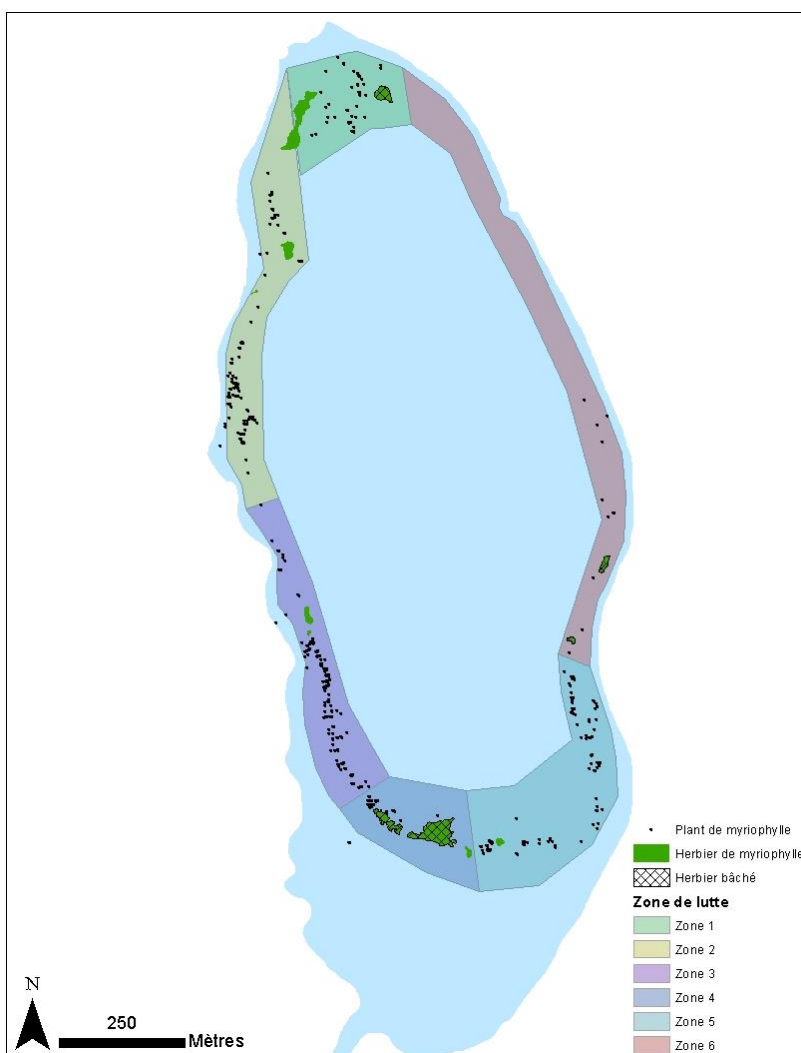


Figure 10. Les six grandes zones où l’arrachage s’est déroulé au lac des Abénaquis durant la saison estivale 2020. Les herbiers de myriophylle à épis bâchés sont verts et quadrillés noirs, tandis que ceux qui n’ont pas été bâchés sont verts. Chaque point noir représente un plant de myriophylle géolocalisé durant l’inventaire cartographique de 2019. L’arrachage fut moins intensif dans les zones 2 (1 heure-personne de plongée (h-pp) : 10 kg) et 6 (9 h-pp : 34 kg). L’arrachage a été plus intensif dans la zone 1 (33 h-pp : 470 kg), la zone 3 (25 h-pp : 170 kg), la zone 4 (21 h-pp : 227 kg) et la zone 5 (13 h-pp : 105 kg).

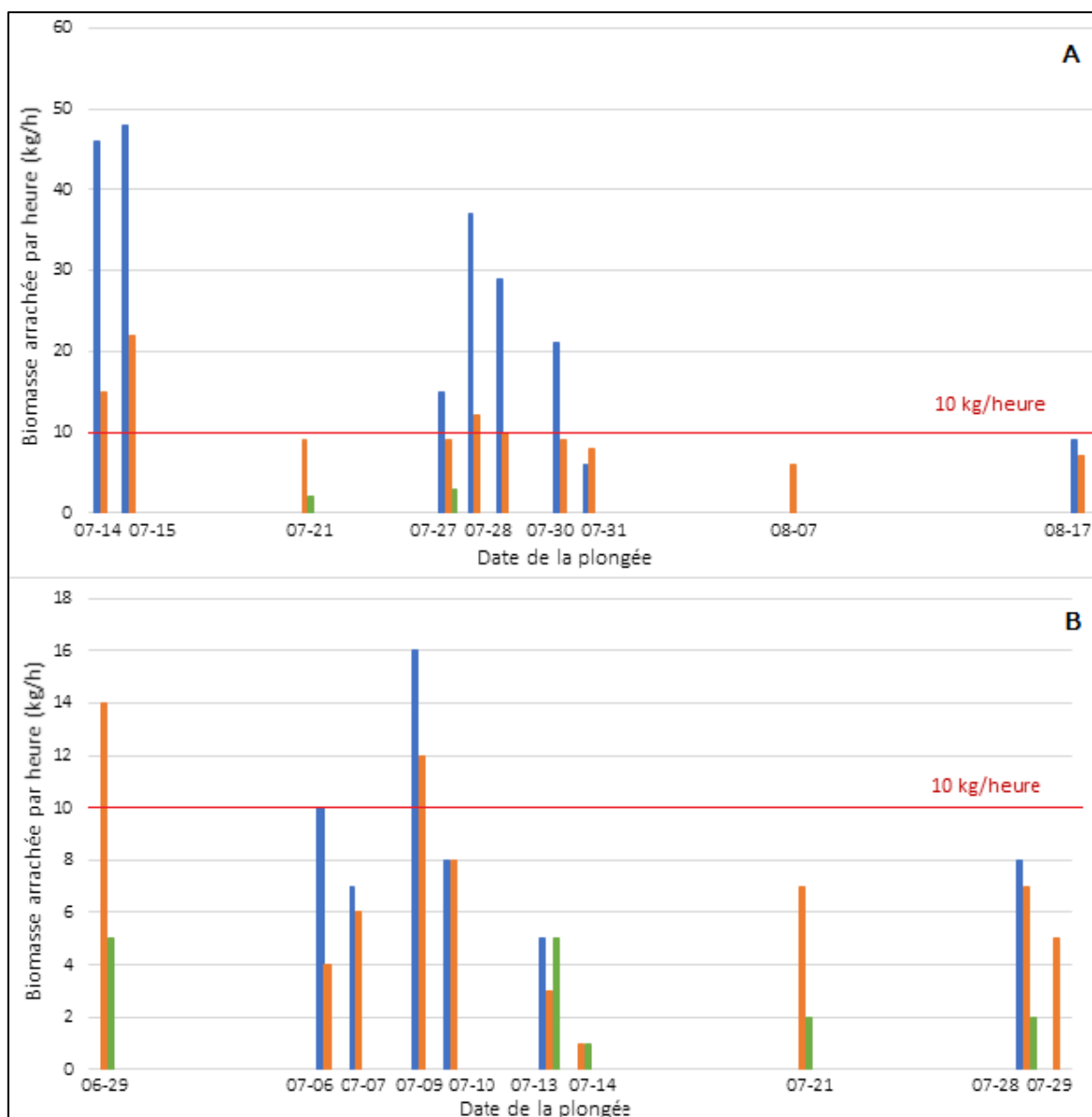


Figure 11. Cadence de l'arrachage (biomasse de myriophylle à épis arrachée par heure-personne) au lac des Abénakis selon la date de l'arrachage pour les zones 1 (A) et 3 (B). Les bandes bleues représentent le plongeur qui utilisait le SRS et les bandes orange le plongeur utilisant des sacs-filets. Les bandes vertes représentent les plongées où le plongeur a décidé de délaissier le SRS au profit des sacs-filets, ayant jugé de manière subjective que cette option était plus profitable. Le seuil de biomasse arrachée de 10 kg/heure-personne de plongée à partir duquel le passage du SRS aux sacs-filets (où inversement) est préférable est indiqué sur les figures.

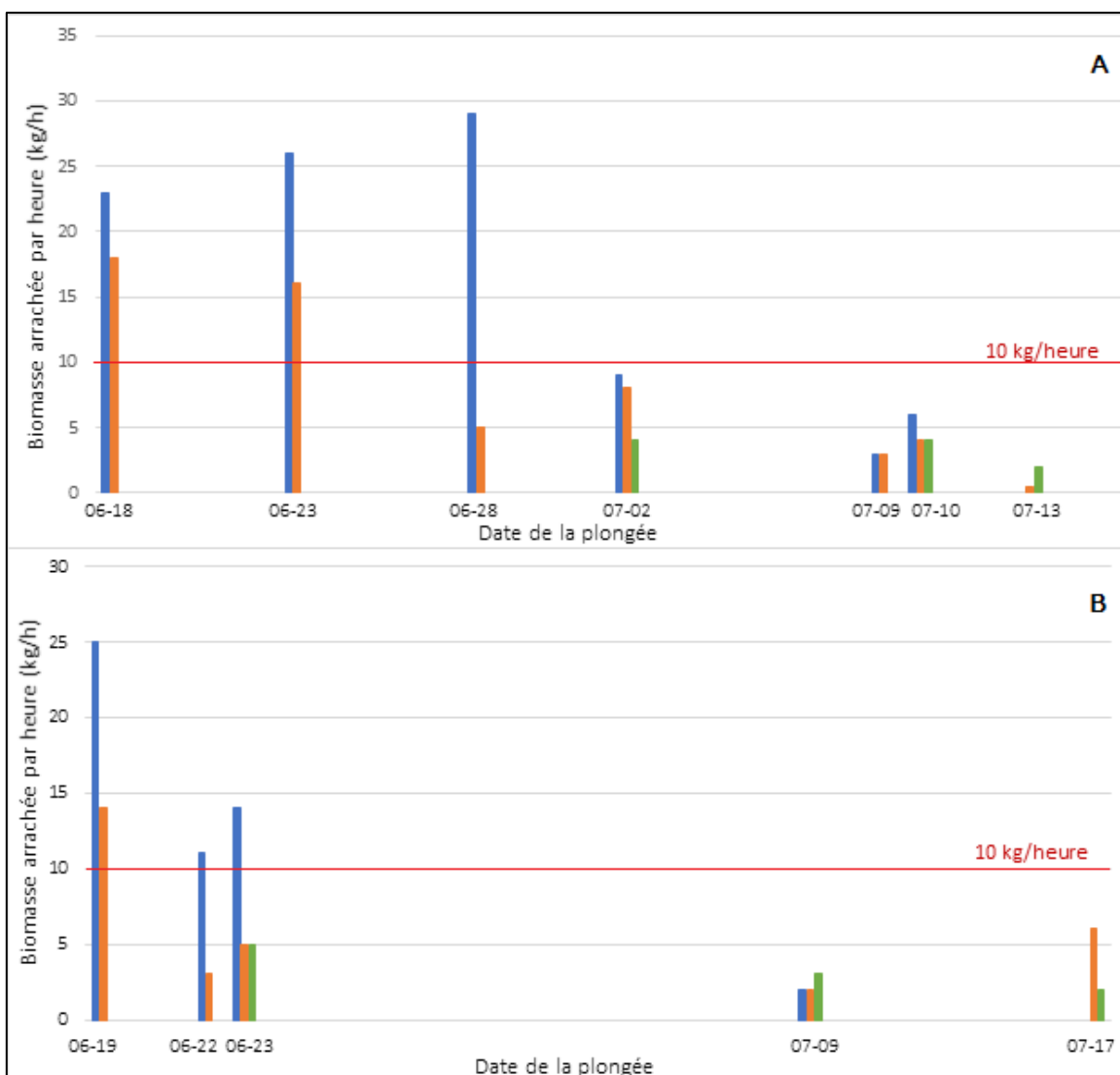


Figure 12. Cadence de l'arrachage du myriophylle à épis au lac des Abénaquis selon la date de l'arrachage pour les zones 4 (A) et 5 (B). Voir figure 11 pour explications.

3.1.5. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives

Le nombre de fragments de myriophylle à épis trouvés sur les rives a différé grandement selon la date de collecte, mais aussi en fonction du segment de rive parcouru. Le nombre de fragments trouvé a augmenté de façon considérable (tableau 5) au fur et à mesure que l'été a progressé.

Les fragments ont été plus nombreux dans les segments du lac se situant plus au nord (à proximité de l'herbier B) que dans les segments situés plus au sud (tableau 5, voir aussi figure 5). Le segment 5, celui qui est le plus au sud, n'a pas été parcouru, mais les segments adjacents (4 et 6) ont reçu en moyenne, pour les trois périodes de récolte combinées, moins d'un fragment à tous les 10 m de rive, tandis que les deux segments les plus au nord (1 et 8) en ont respectivement reçu près de 8 et 12 par

10 m de rive. Entre le 24 et le 26 août, la période où il y avait le plus de fragments sur les rives, on a trouvé en moyenne 77 fragments par 10 m de rive dans le segment 8 et 48 fragments par 10 m de rive dans le segment 1.

Tableau 5. Nombre de fragments de myriophylle à épis trouvés en 2020 le long de segments de rives du lac des Abénaquis et selon la date de la récolte. La variation correspond à la différence entre la fin juillet et la fin août.

Segment	21-22 juillet	3-4 août	24-26 août	Variation (%)	Nombre total de fragments	Nombre total de fragments par 10 m de rive	Proportion de fragments avec des racines (%)
1	617	1 476	3 516	+470	5609	7,7	28
2	269	845	1 335	+396	2449	5,3	32
3	209	76	829	+297	1114	1,6	37
4	4	85	10	+150	99	0,3	35
6	30	108	67	+123	205	0,3	40
7	114	227	1 334	+1 070	1675	2,5	21
8	421	1 613	3 823	+808	5857	11,7	20
Total	1 664	4 430	10 914	+556	17 008	4,2	26

Les 17 008 fragments récoltés avaient une longueur moyenne de 16 cm (médiane : 10 cm) avec huit nœuds en moyenne. Le plus long fragment trouvé avait une longueur totale de 204 cm, mais la grande majorité (83 %) avait une longueur ≤ 21 cm. Les tiges de myriophylle développent des racines (figure 13A) avant même que les fragments ne se détachent de leur plant mère (figure 13B) par élagage naturel. Sur le nombre total des fragments récoltés sur les rives, 26 % (4 399) avaient des racines. Les fragments qui avaient des racines étaient significativement ($P < 0,0001$) plus courts (moyenne : 12 cm) que ceux qui n'en avaient pas (moyenne : 17 cm).

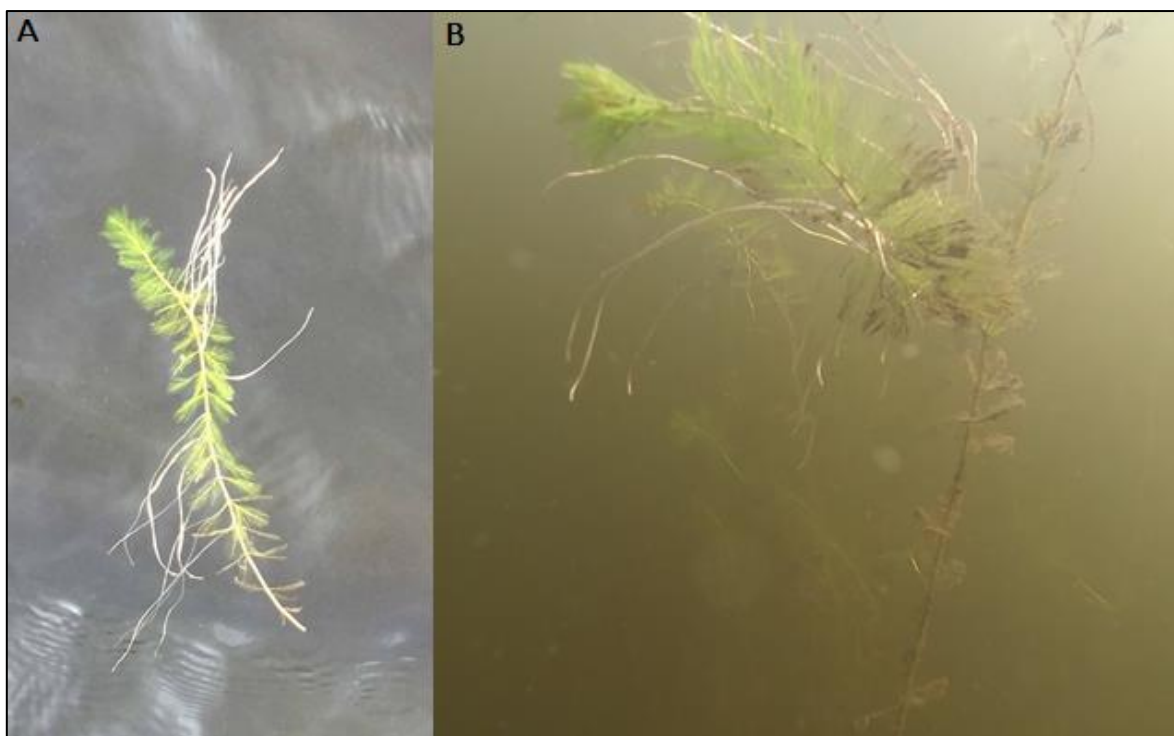


Figure 13. Fragment de myriophylle à épis ayant développé des racines et flottant à la surface du lac des Abénaquis (A). Fragment de myriophylle toujours attaché à son plant mère, mais ayant déjà développé des racines (B) (photographies : Vincent Gagné).

3.1.6. Cartographie des herbiers et des plants isolés de myriophylle à épis

La cartographie effectuée en août 2020 (figure 14A) a permis de recenser, là où la lutte venait tout juste d'être effectuée (côtés est et sud ; zones 3, 4, 5 et 6 sur la figure 10 et côté ouest entre l'herbier M jusqu'à l'ancien herbier G), seulement 175 plants isolés et un herbier (I : 160 m²), pour une superficie totale de 335 m² (une superficie de 1 m² est attribuée à chacun des plants isolés). Le petit herbier I a été arraché en juin 2020, mais il semble que l'arrachage n'ait pas, dans ce cas, porté ses fruits. En 2019, à ces mêmes endroits, on comptait 350 plants isolés et 5 850 m² d'herbiers denses, pour une superficie totale de 6 200 m². Il s'agit donc, pour la zone de lutte intensive, d'une réduction en une seule année d'environ 50 % du nombre de plants isolés et de plus de 97 % de la superficie des herbiers (tableau 6).

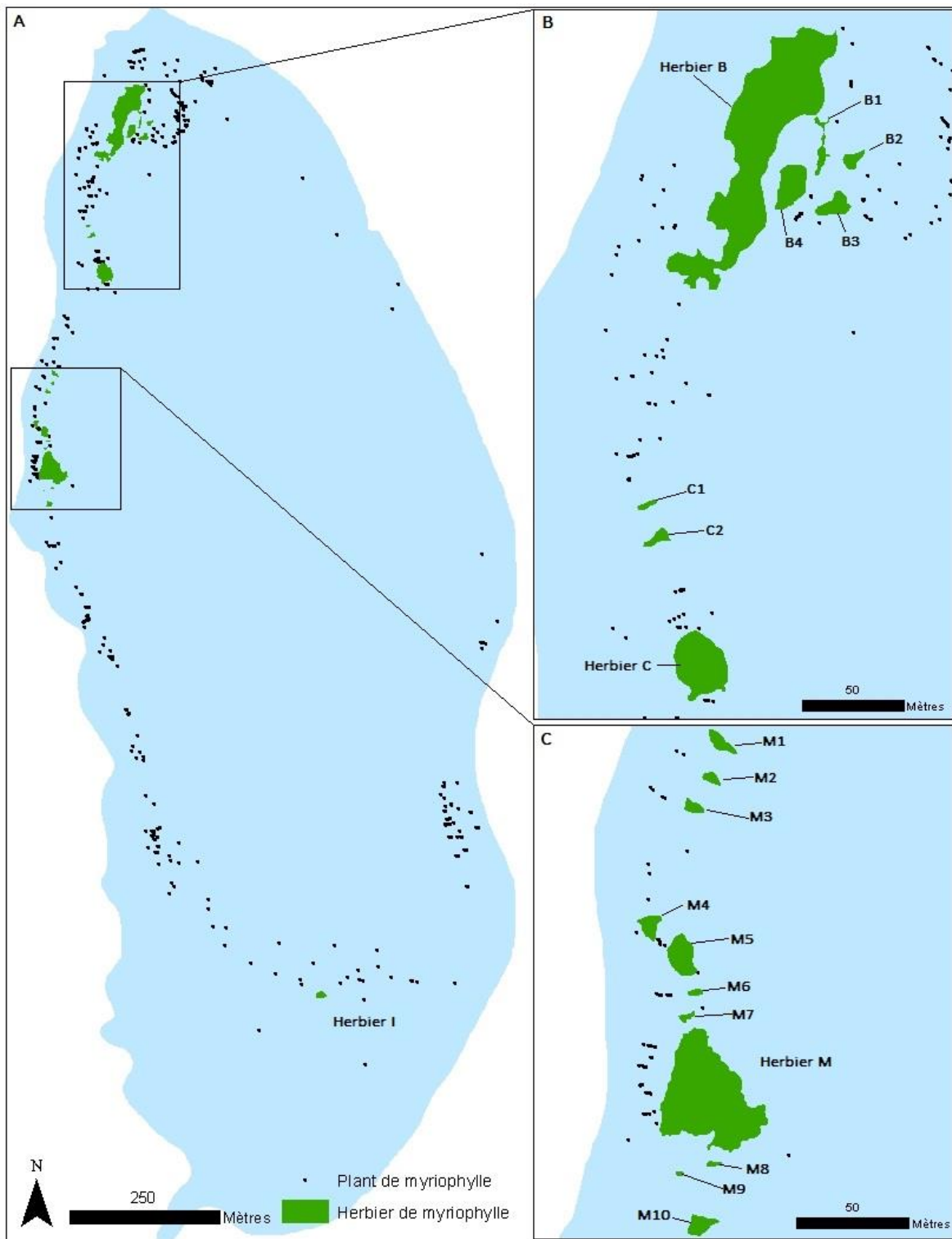


Figure 14. Herbiers et plants isolés de myriophylle à épis au lac des Abénakis en 2020, après la campagne de lutte estivale (A), avec agrandissement pour le voisinage des herbiers B et C (B) et M (C).

Tableau 6. Évolution de la superficie occupée par le myriophylle à épis au lac des Abénaquis (fin août).

Zone	Superficie 2019 (m ²)	Superficie 2020 (m ²)	Variation (%)
Lutte intensive (arrachage et bâchage)	6 300	335	-95
Sans intervention	3 300	6 965	+111
À l'échelle du lac	9 600	7 300	-24

Dans la zone où aucun traitement n'a été effectué en 2020, à l'exception d'une sortie d'arrachage dans la zone 2, le myriophylle à épis a connu une expansion importante. Cela s'est produit dans les herbiers B (2019 : 2 400 m² ; 2020 : 3 300 m²) et dans la baie à l'ouest du lac où se trouve le nouvel herbier M (2019 : 0 m² ; 2020 : 1 600 m²). L'herbier C (2019 : 650 m² ; 2020 : 650 m²) a quant à lui conservé la même superficie. Aucune bâche n'a été utilisée dans cette zone et l'arrachage n'a ciblé que les plants isolés. Toujours dans la zone sans lutte, 16 nouveaux herbiers denses (figures 14B et 14C), mais de petite superficie (10–250 m²), ont été recensés en 2020 (B1–B4, C1–C2, M1–M10). La superficie totale de ces 16 petits herbiers était d'environ 1 160 m².

La zone 1 (figure 10) a nécessité en 2020 près de 33 heures-personne de plongée ; plus de 470 kg de myriophylle y ont été retirés. Malgré tout, 115 plants ont été recensés dans cette zone à la fin de l'été 2020 contre 102 en 2019. La proximité du gros herbier B, qui n'était pas bâché, pourrait expliquer l'augmentation du nombre de plants malgré les efforts d'arrachage. À plusieurs reprises durant l'été, les plongeurs se sont aperçus qu'il y avait de nouvelles tiges dans cette zone, phénomène que l'on n'a pas observé ailleurs.

L'objectif global de la stratégie vise à réduire la superficie couverte par le myriophylle au lac des Abénaquis de 95 % en deux ans. La superficie totale couverte par le myriophylle (individus isolés + herbiers denses) était en 2019 évaluée à 9 600 m², tandis qu'à la fin de la campagne 2020, j'évaluais cette superficie à 7 300 m² (tableau 6). Pour atteindre l'objectif de départ, la superficie totale doit être inférieure à 500 m² à la fin de l'été 2021. Cet objectif ne sera atteint que si aucun herbier dense ne subsiste au terme de la campagne de lutte faisant l'objet de ce mémoire. Comme plus de 95 % du myriophylle cartographié en 2020 se trouvait dans la zone où aucun traitement n'avait été effectué, cette zone a donc été choisie pour la lutte intensive de 2021.

3.2. Campagne 2021

Dans la zone de lutte intensive de 2020, les traitements de bâchage et d'arrachage ont engendré une réduction de 95 % de la superficie du myriophylle à épis. Les herbiers bâchés ont tous été éliminés, et un seul ($I : 160 \text{ m}^2$) a persisté. Cette zone est donc passée en lutte de maintenance lors de la saison 2021. Dans la zone où il n'y a pas eu de lutte, on a assisté à une expansion importante (+ 111 %) de la superficie du myriophylle. Une lutte intensive a donc été effectuée dans cette zone en 2021 (figure 15).

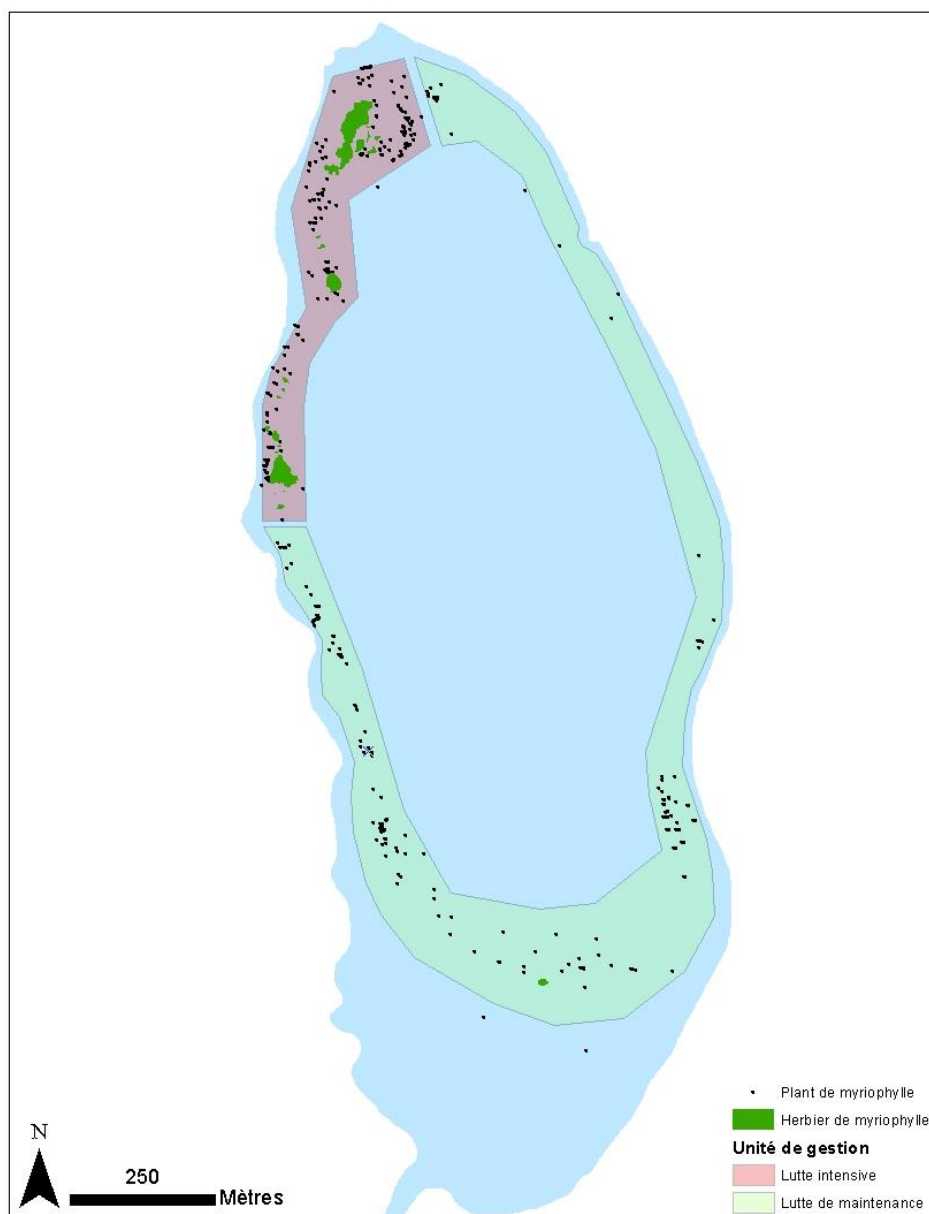


Figure 15. Les unités de gestion utilisées en 2021 lors de la campagne de lutte contre le myriophylle à épis au lac des Abénakis.

Le nombre important de fragments trouvés sur les rives révèle toute l'importance d'éliminer rapidement les grands herbiers qui les produisent. *A posteriori*, il eût peut-être été préférable en 2020 de se concentrer davantage sur les grands herbiers non bâchés en faisant de l'arrachage (faute de toiles disponibles), plutôt que de rechercher des plants isolés. L'objectif principal de la campagne 2021 a donc été d'éliminer la totalité des herbiers, d'abord avec les bâches, puis à défaut en faisant de l'arrachage, de manière à réduire le plus possible le nombre de fragments. Autre ajustement nécessaire : le printemps 2021 fut précoce (figure 16). Il a fallu devancer les travaux, car le myriophylle a amorcé tôt sa croissance.

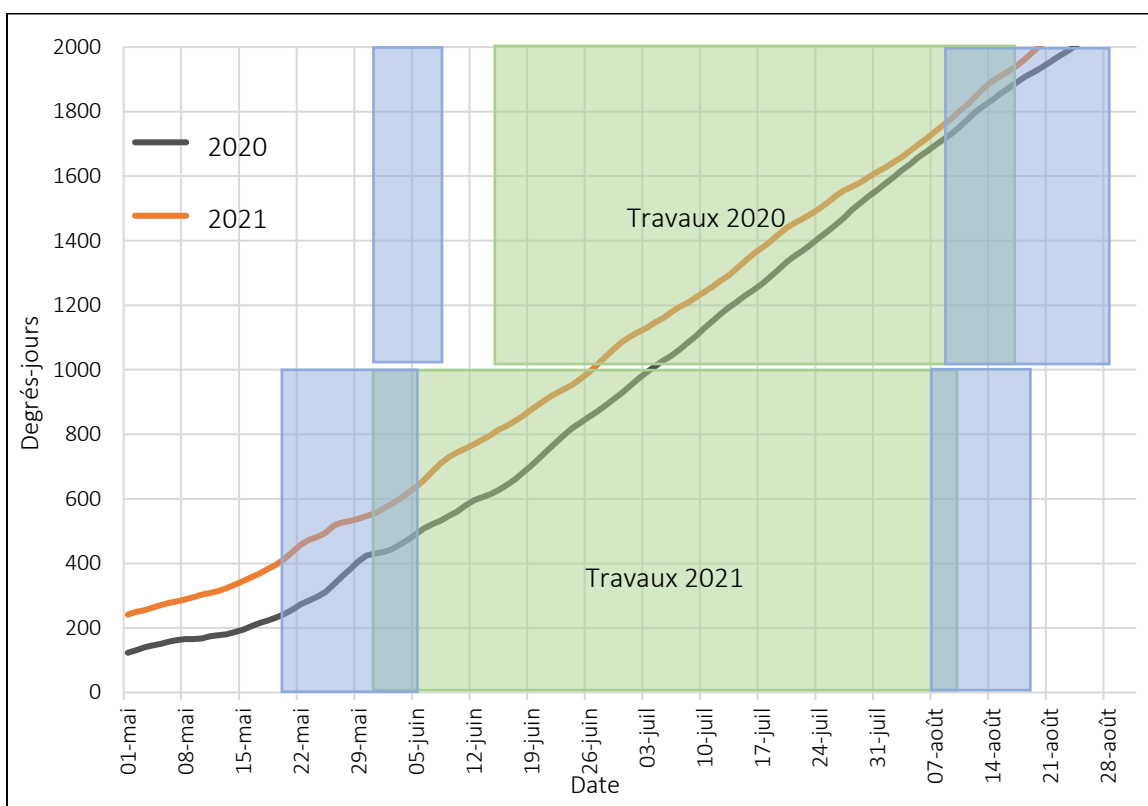


Figure 16. Nombre cumulé des degrés-jours (> 0 °C) enregistrés à la station météorologique de Saint-Prosper (Québec) en 2020 et en 2021. Les bandes de couleurs indiquent les périodes de travaux de lutte contre le myriophylle à épis au lac des Abénakis, selon qu'ils ont été effectués en 2020 ou en 2021. Les bandes bleues indiquent les travaux sur les toiles (installation puis retrait) et les bandes vertes indiquent les périodes d'arrachage. Les bandes foncées (superposition des bandes bleues et vertes) représentent les périodes où les travaux de bâchage et ceux d'arrachage se chevauchaient.

3.2.1. Densité du myriophylle à épis

De manière générale, la densité des tiges de myriophylle à épis a augmenté entre 2020 et 2021 dans les herbiers où aucune intervention de lutte (arrachage, bâchage) n'a été effectuée. Au contraire, cette densité a chuté fortement lorsqu'il y a eu intervention, alors que celle des plantes indigènes a augmenté ou est restée stable (figure 17).

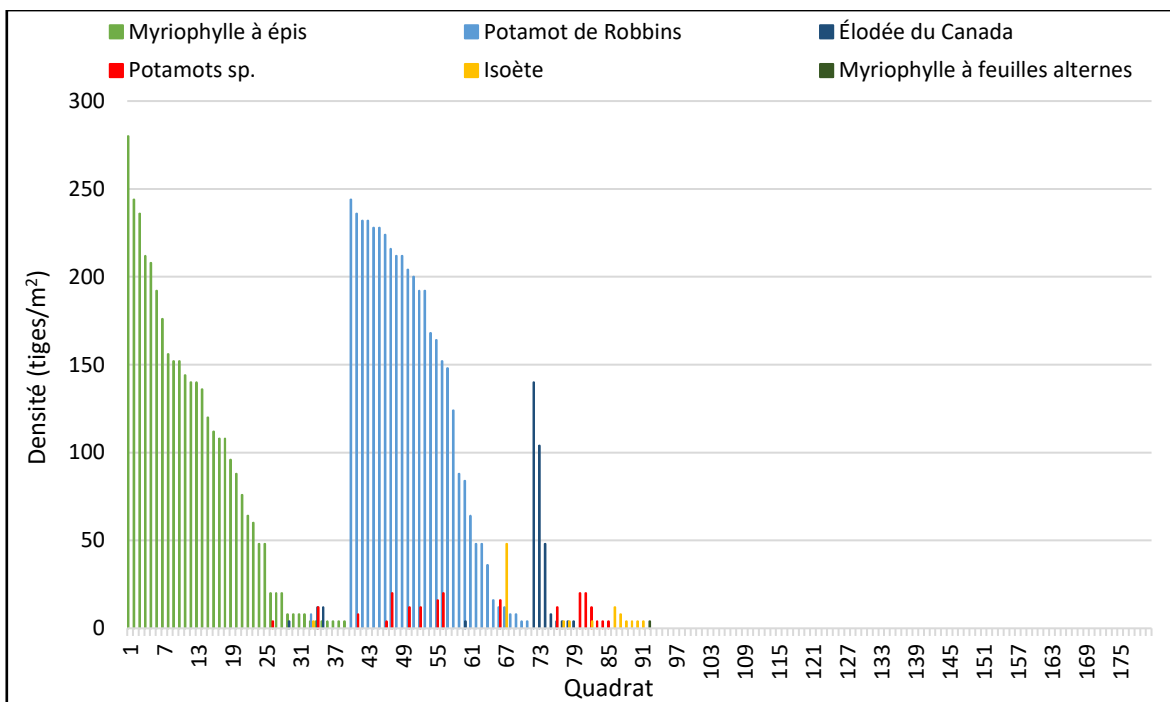


Figure 17. Distribution de la densité des tiges de plantes aquatiques dans chacun des quadrats inventoriés en juin 2021 au lac des Abénaquis. Les quadrats sont ordonnés (axe des x) par ordre décroissant de densité de myriophylle à épis, puis par ordre décroissant de densité de potamot de Robbins, et ainsi de suite pour les autres espèces.

Presque aucune tige de myriophylle ne subsistait en juin 2021 dans les herbiers qui avaient été bâchés en 2020. Cette année-là, la densité moyenne du myriophylle dans ces herbiers, avant bâchage, était de 65 tiges/m², alors qu'en 2021, elle n'était que de 0,2 tige/m². En 2021 toujours, un seul des 33 quadrats de suivi installés dans ces herbiers avait du myriophylle, alors que 23 contenaient des plantes vasculaires indigènes (élodée du Canada, potamot de Robbins, etc.), soit 21 de plus qu'en 2020, avec une densité moyenne de 28 tiges/m² (2020 : 1 tige/m²).

Pour les huit quadrats installés dans les zones avec arrachage et où la densité du myriophylle était, au départ (2019), présumée élevée, la densité moyenne du myriophylle est passée de 28 tiges/m² en 2020 à 1 tige/m² en 2021. La densité des plantes vasculaires indigènes est restée à peu près la même (9 tiges/m² en 2020 ; 10 tiges/m² en 2021). Pour les 19 autres quadrats avec densité élevée (2019) et qui n'ont subi aucun traitement en 2020, la densité des tiges de myriophylle a augmenté, passant de 61 tiges/m² en 2020 à 129 tiges/m² en 2021. Aucun changement n'a été observé dans la densité des plantes indigènes (moins d'une tige/m² pour les deux années).

Dans les herbiers de myriophylle où les densités étaient présumées faibles (2019) et qui ont été arrachés, la densité moyenne du myriophylle dans les 46 quadrats de suivi est passée de 9 tiges/m² en 2020 à 1 tige/m² en 2021. La densité des plantes vasculaires indigènes (élodée du Canada,

myriophylle à feuilles alternes, potamot de Robbins, etc.) est restée stable, avec une moyenne de 34 tiges/m² en 2020 et de 29 tiges/m² en 2021. Dans les 14 quadrats de suivi où aucun traitement n'a été effectué et où les densités étaient présumées faibles (2019), la densité moyenne du myriophylle est passée de 14 tiges/m² en 2020 à 78 tiges/m² en 2021. La densité des plantes vasculaires indigènes est restée à peu près la même (1 tige/m² en 2020 ; 2 tiges/m² en 2021).

Aucun changement n'a été observé dans la densité des tiges de myriophylle dans les quadrats où le myriophylle était présumé absent en 2019. Sa présence a été notée dans seulement deux des 60 quadrats. Des espèces de plantes vasculaires indigènes (élodée du Canada, myriophylle à feuilles alternes, naïade flexible, potamot de Robbins, etc.) ont été observées dans 29 quadrats. La densité des plantes vasculaires indigènes est restée à peu près la même (40 tiges/m² en 2020 ; 43 tiges/m² en 2021).

3.2.2. Mise en œuvre de la stratégie de lutte

Pour planifier la lutte de l'été 2021, je disposais d'une cartographie précise (localisation, densité) et récente (2020) du myriophylle à épis. À la fin de la campagne de lutte de l'été 2020, les herbiers denses de myriophylle totalisaient une superficie de 6 870 m². Grâce à l'achat de nouvelles toiles, je disposais pour faire mon travail en 2021 d'une superficie de bâches de 6 240 m².

Mon objectif pour l'été 2021 était d'éliminer tous les herbiers pour qu'il ne reste, en août 2021, que des tiges éparses de myriophylle dans le lac. Pour ce faire, il fallait donc bâcher, dans l'unité de lutte intensive (figure 15), les trois plus gros herbiers, c'est-à-dire le B (3 300 m²), le M (1 600 m²) et le C (650 m²), soit une superficie totale de 5 550 m². Les toiles restantes (environ 700 m²) devaient être utilisées pour bâcher les quatre herbiers à proximité de l'herbier B (B-1 à B-4 : 525 m²). Dans les faits, il a fallu 6 240 m², donc la totalité de toiles, pour bâcher correctement les herbiers B, M et C. Le reste du travail a dû se faire par arrachage. Pour l'unité de lutte de maintenance, un repérage des plants de myriophylle a été réalisé avant d'entreprendre une plongée d'arrachage. Deux personnes ont parcouru le lac à l'aide d'une embarcation et ont installé des bouées de repérage aux endroits où elles apercevaient un plant de myriophylle.

3.2.3. Bâchage

En 2021, pour utiliser 1 000 m² de bâche, il a fallu en moyenne 47 heures-personne, soit un peu moins qu'en 2020 (51 heures-personne). Cela inclut l'installation (15 heures-personne), le retrait (11 heures-personne) et l'entretien (21 heures-personne). L'étape demandant le plus d'effort a encore été celle de l'entretien (le lavage : 15 heures-personne). Aussi, 19 % des toiles (1 203 m² sur 6 240 m²) ont dû être réparées à cause de déchirures, minimes pour la plupart.

3.2.4. Arrachage

En 2021, 140 heures-personne de plongée ont permis de retirer 1 230 kg de biomasse fraîche de myriophylle (tableau 7). Environ 915 kg ont été retirés à l'aide des sacs-filets (120 heures-personne) et 315 kg à l'aide du SRS (20 heures-personne). À effort équivalent, la biomasse arrachée a été plus élevée avec le SRS (16 kg en moyenne par heure-personne) qu'avec les sacs-filets (8 kg). Les maximums atteints avec le SRS (27 kg) et les sacs-filets (18 kg) ont été moins élevés qu'en 2020 (respectivement : 48 kg et 22 kg).

Tableau 7. Biomasse totale de myriophylle à épis arrachée au lac des Abénakis, les heures-personne de plongée (h-pp) ainsi que la cadence d'arrachage pour chacune des zones selon l'année des activités.

	2020			2021		
Zone	Biomasse (kg)	h-pp	Cadence d'arrachage (kg/h-pp)	Biomasse (kg)	h-pp	Cadence d'arrachage (kg/h-pp)
Zone 1	470	33	14,3	630	61	10,4
Zone 2	10	1	12,4	313	37	8,5
Zone 3	170	25	6,8	155	22	6,9
Zone 4	227	21	10,6	16	3	5,8
Zone 5	105	13	7,8	113	16	7,1
Zone 6	34	9	3,8	3	2	1,9

3.2.5. Récolte des fragments de myriophylle à épis sur les rives

En 2021, la distribution du nombre de fragments de myriophylle à épis sur les rives était semblable à celle observée en 2020 (tableau 8). Cependant, lors de la deuxième récolte, beaucoup plus de fragments ont été trouvés en bordure du segment 3 par rapport aux autres segments, puis en bordure du segment 8 lors de la troisième récolte. Dans l'ensemble, le nombre de fragments trouvés sur les rives était beaucoup plus faible en 2021 qu'en 2020 (−63 %), mais tout de même assez élevé en chiffres absolus en dépit de l'effort de lutte accompli ces deux dernières années.

Les 6 259 fragments récoltés avaient une longueur moyenne de 18 cm (médiane : 11 cm). Le plus long fragment trouvé avait une longueur totale de 223 cm, mais la grande majorité (78 %) avait une longueur ≤ 21 cm. Sur le nombre total des fragments récoltés sur les rives, 28 % (1 757) avaient des racines. Les fragments qui avaient des racines étaient significativement ($P < 0,0001$) plus courts (moyenne : 14 cm) que ceux qui n'en avaient pas (moyenne : 19 cm).

Tableau 8. Nombre de fragments de myriophylle à épis trouvés en 2021 le long des segments de rives du lac des Abénaquis et selon la date de la récolte. La variation correspond à la différence entre la fin juillet et la fin août.

Segment	20 juillet	2 août	23-24 août	Variation (%)	Nombre total de fragments	Nombre total de fragments : différence 2021 vs 2020	Nombre total de fragments par 10 m de rive	Proportion de fragments avec des racines (%)
1	415	197	369	-11	981	-4 628	1,3	34
2	100	162	183	+83	445	-2 004	1,0	33
3	190	694	438	+131	1 322	+208	1,9	31
4	32	72	121	+278	225	-126	0,7	31
6	58	42	85	+47	185	-20	0,3	26
7	56	99	279	+398	434	-1 241	0,6	17
8	426	192	2049	+381	2 667	-3 190	5,3	26
Total	1 277	1 458	3 524	+176	6 259	-10 749	1,5	28

3.2.6. Cartographie des herbiers et des plants isolés de myriophylle à épis

Aucun herbier de myriophylle à épis n'a été observé lors de la cartographie d'août 2021 ; il ne subsistait donc que des plants épars au nombre de 560. La superficie occupée par le myriophylle, en supposant qu'un plant recouvre, avec son feuillage, environ 1 m², a donc été estimée à 560 m² pour tout le lac (figure 18). C'est une chute de 94 % par rapport à la superficie estimée en août 2019.

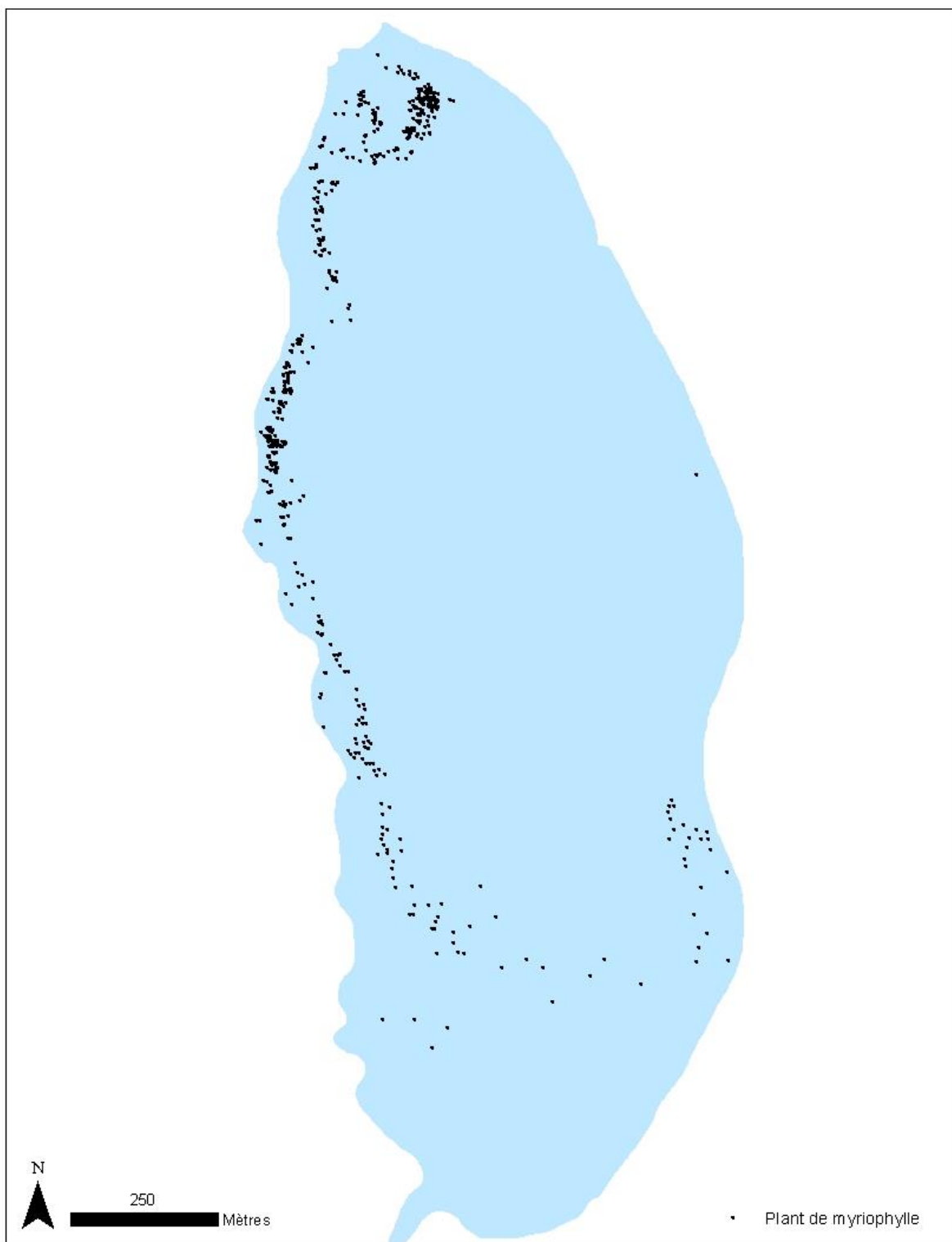


Figure 18. Plants (560) de myriophylle à épis localisés au lac des Abénakis lors de la cartographie d'août 2021.

4. Discussion

L'objectif de la stratégie de lutte contre le myriophylle à épis au lac des Abénaquis était de réduire la superficie occupée par la plante de 95 % sur deux ans. Le but ultime était l'atteinte d'un seuil qui ferait en sorte que les effets du myriophylle sur les usages ou sur la biodiversité végétale du lac soient marginaux. Ce seuil a été établi à 1 000 m² de myriophylle pour l'ensemble du lac et uniquement sous la forme de tiges éparses (aucun herbier). Cet objectif a été entièrement atteint : le couvert de myriophylle a chuté de 94 % et ne représente plus que 560 m² sous la forme de tiges isolées (figure 19). Il ne faut toutefois pas croire que la lutte est terminée : les fragments sont toujours produits en grand nombre et peuvent engendrer de nouveaux herbiers en peu de temps. Il est donc absolument essentiel que les riverains poursuivent le travail avec une lutte dite de maintenance qui se fera principalement par arrachage avec sacs-filets. Un des problèmes récurrents de la lutte de maintenance est que la population et les décideurs n'observent plus l'envahisseur qu'en très faible densité. Ils sont donc de moins en moins enclins à déboursier pour la poursuite de la lutte (Simberloff et al. 2005, Mack et Foster 2009). Victime de leur propre succès, les gestionnaires du lac Upper Saranac dans l'état de New York sont d'ailleurs régulièrement confrontés à ce problème. Le myriophylle n'entrave plus les activités nautiques et les fragments ne s'échouent plus sur les rives en abondance. Les donateurs qui financent la lutte estiment qu'il n'y a plus de problème et qu'il n'est plus nécessaire de contribuer (Middleton 2018).

4.1. Les paramètres d'une lutte efficace contre le myriophylle à épis

4.1.1. Densité des tiges de myriophylle à épis

La densité moyenne des tiges de myriophylle à épis dans les quadrats des herbiers ciblés par le bâchage en juin 2020 a été réduite à presque rien (-99,7 % de réduction) par la pose des toiles (H₁ confirmée). La densité des plantes vasculaires indigènes a au contraire augmenté entre le moment du retrait des toiles (août 2020) et le printemps suivant (mai-juin 2021), ce qui montre que ces plantes peuvent occuper rapidement les espaces libres de myriophylle. Avant le bâchage, les plantes vasculaires indigènes n'ont été observées que dans 6 % des quadrats de suivis. Après bâchage, ce pourcentage est passé à 70 % (H₃ confirmée). La recolonisation des sites bâchés est donc très rapide, un phénomène aussi observé ailleurs (Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996). La proximité d'herbiers de plantes indigènes et la présence d'un réservoir de semences dans le sol ont peut-être accéléré ce rétablissement.

Au printemps 2021, le myriophylle était présent dans 7 % des 143 sites de suivis ciblés par la lutte (arrachage ou bâchage) en 2020, ce qui correspond à peu de chose près à ma prédiction (5 %). La

densité moyenne des tiges de myriophylle dans ces 143 sites est passée de 19 tiges/m² en 2020 à 0,6 tige/m² en 2021. Conserver cette densité sous un seuil de moins d'une tige par m² a nécessité, en 2021, un effort d'arrachage relativement modeste (43 heures-personne) compte tenu de la superficie du lac (H₂ confirmée).

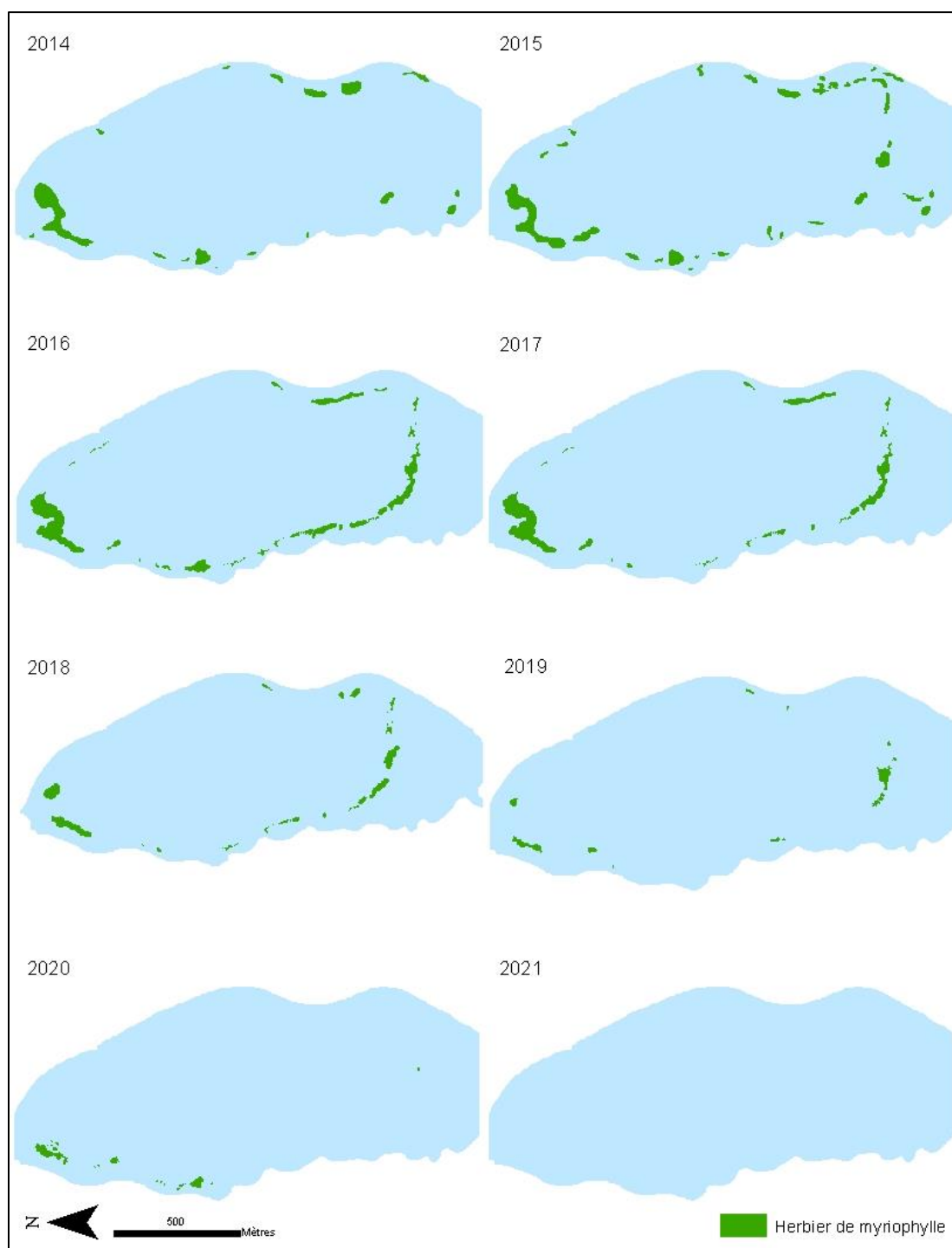


Figure 19. Évolution des herbiers de myriophylle à épis au lac des Abénakis entre 2014 et 2021.

La densité moyenne des tiges myriophylle dans les quadrats de suivis ciblés par l'arrachage seul a été réduite de 88 % par rapport à la densité de départ à la fin du premier traitement, une diminution légèrement inférieure à ma prédiction (95 %). Dans les sites de suivi pour l'arrachage, le myriophylle était présent dans 24 % des 110 quadrats en 2020 contre 8 % en 2021. Le nombre de quadrats où la présence d'espèces indigènes a été observée est passé de 46 (42 %) en 2020 à 36 (33 %) en 2021. En revanche, la densité moyenne des tiges des espèces indigènes n'a guère fluctué entre 2020 (34 tiges/m²) et 2021 (35 tiges/m²). En somme, l'hypothèse H₄ n'est que partiellement confirmée. Quoi qu'il en soit, les résultats de l'arrachage au lac des Abénaquis concordent avec ceux des lacs George et Upper Saranac (New York) où l'on a observé une chute de la densité des tiges de myriophylle de 86 à 94 % consécutive aux opérations de lutte (Eichler et al. 1993b, Kelting et Laxson 2010). L'arrachage n'a pas eu pour effet d'augmenter la densité des tiges des plantes indigènes, mais a probablement permis leur maintien (Nicholson 1981, Eichler et al. 1993b, Bailey et Calhoun 2008, Shaw et al. 2016).

En comparant le réenvahissement des sites de suivi par le myriophylle selon le traitement utilisé (arrachage ou bâchage), j'arrive à la même conclusion que Lycott Environment Inc. (2012), soit que le retour (ou la persistance) du myriophylle sur les sites bâchés est moins important que sur les sites arrachés. Au lac George, le myriophylle a fait un retour dans environ 3 % des sites bâchés (après deux à cinq ans), alors que ce pourcentage a été de 40–60 % dans les sites avec arrachage. Au lac des Abénaquis, le myriophylle a fait un retour dans 3 % des quadrats de suivi bâchés, tandis qu'il a fait un retour dans 8 % des quadrats de suivi arrachés. Toutefois, le myriophylle était présent, en 2020, dans seulement 24 % des quadrats de suivi arrachés. Si on ne considère que les quadrats où il était présent en 2020, on observe un retour du myriophylle dans 35 % de ces quadrats. L'arrachage manuel peut éliminer une biomasse substantielle de plantes en une seule année, mais comme cette approche ne permet pas d'enlever toutes les racines et que les plongeurs peuvent ne pas apercevoir tous les plants, en particulier en eau turbide, les probabilités de retour – il serait plus juste de parler de persistance – sont plus élevées. Le bâchage demeure donc la meilleure méthode de lutte là où le myriophylle domine nettement, donc là où la pose d'une toile ne causera guère préjudice aux plantes indigènes (Mayer 1978, Perkins et al. 1980, Engel 1983, Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Bailey et Calhoun 2008, Laitala et al. 2012, Shaw et al. 2016).

Comme je l'avais prévu, la densité des tiges de myriophylle dans les sites non ciblés par la lutte a augmenté. La densité moyenne est en effet passée de 37 tiges/m² en juin 2020 à 96 tiges/m² en mai-juin 2021, soit une augmentation de 162 %. Pour la même période, la densité moyenne des tiges des espèces indigènes est passée de 9 tiges/m² à 1 tige/m² (H₅ confirmée).

4.1.2. Effort pour bâcher

L'effort pour bâcher le myriophylle à épis au lac des Abénaquis, c'est-à-dire environ 50 heures-personne par 1 000 m² de toile, s'apparente à celui du lac George où on utilise des toiles synthétiques pour la lutte depuis 1986. Dans ce lac, de 2009 à 2013, la pose de 1 000 m² de toiles a nécessité en moyenne 66 heures-personne de travail (Lycott Environmental Inc. 2009, 2012, 2013). Un des facteurs qui influence grandement le bâchage au lac George est le temps de déplacement qui représente, à lui seul, environ 20 % du temps de travail (Lycott Environmental Inc. 2013). Le lac George a une superficie de 120 km² comparativement à 1,2 km² pour le lac des Abénaquis.

4.1.3. Effort pour arracher

Je n'ai pas observé de tendance de diminution exponentielle de la cadence d'arrachage entre les deux campagnes de lutte (2020 et 2021). En analysant la cadence d'arrachage par zone, j'ai pu remarquer un début de tendance pour les zones 4 et 6 seulement (H₆ non confirmée). La courte durée du projet peut expliquer la raison pour laquelle on n'observe pas de tendance.

Les données de biomasse pour l'ensemble du lac des Abénaquis donnent peut-être un portrait plus juste des tendances dans l'arrachage. On observe de 2018 à 2021, années pour lesquelles les données sont fiables, une nette tendance à la baisse de la biomasse arrachée et de la cadence d'arrachage (tableau 9). Cette tendance est évidemment en partie influencée par les décisions stratégiques qui ont été prises et qui favorisent le plus possible le bâchage plutôt que l'arrachage. Il est par contre tout à fait normal d'observer au fil du temps une baisse de la cadence d'arrachage, car au fur et à mesure que le myriophylle est arraché et donc se raréfie, les plongeurs passent de plus en plus de temps à sa recherche plutôt qu'à l'extraction des tiges. Le repérage des plants à partir de la surface et le marquage à l'aide de bouées deviennent alors nécessaires afin de réduire l'effort de recherche des plongeurs. Par exemple, au lac Upper Saranac, une personne est mandatée pour rechercher et marquer les plants de myriophylle afin que les plongeurs puissent se concentrer uniquement sur l'arrachage (Lycott Environment Inc. 2012).

Tableau 9. Effort d'arrachage de la biomasse du myriophylle à épis au lac des Abénaquis de 2018 à 2021 (V. Gagné, données non publiées).

Année	Temps total d'arrachage (heures-personne de plongée)	Biomasse fraîche arrachée (kg)	Cadence d'arrachage (kg/heure-personne de plongée)
2018	143	9 300	65
2019	92	6 300	68
2020	103	1 015	10
2021	140	1 230	9

L'utilisation d'un système de remontée des tiges par succion (SRS) lors d'activités d'arrachage n'est justifiable que si les déplacements sont faibles. Lorsque les plongeurs doivent parcourir plus de 10 m entre chaque plant à arracher au cours d'une plongée, les efforts nécessaires aux déplacements dépassent les bénéfices encourus par la remontée à la surface de la biomasse par un système d'aspiration. En effet, les déplacements, qui impliquent aussi le remorquage du SRS, consomment beaucoup d'oxygène, et la durée des plongées est en conséquence réduite. Les plongeurs se fatiguent davantage et changer les bonbonnes prend du temps entre deux plongées. Ainsi, le plongeur utilisant les sacs-filets peut parfois arracher plus de biomasse par plongée que celui qui utilise un SRS. Eichler et al. (1993b) suggèrent eux aussi de restreindre l'usage d'un SRS aux herbiers à densité modérée à élevée (≥ 25 % de couvert). En définitive, le SRS est surtout un outil utile pour l'arrachage d'herbiers denses et de petite superficie ($< 1\,000\text{ m}^2$) qui ne peuvent être bâché ; ailleurs, on préconisera plutôt l'arrachage sans SRS ou le bâchage (voir le tableau 10 pour les règles de décision).

4.1.4. Propagation végétative du myriophylle à épis

Le dépôt des fragments de tiges de myriophylle à épis sur les rives montre une forte variation d'une semaine à l'autre au cours de l'été. Au lac des Abénaquis, on observe une hausse du nombre de fragments sur les rives de la mi-juillet jusqu'à la fin août. Même à très faible abondance – aucun herbier ne subsistait au lac des Abénaquis en août 2021 – le myriophylle parvient à produire des fragments par milliers. Ceux qui aboutissent sur les rives ont peu de chance de survivre. En revanche, ceux qui coulent au fond de l'eau, surtout aux profondeurs propices à la croissance – au lac des Abénaquis, entre 1 et 2,5 m de profondeur – ont beaucoup plus de chances de générer de nouvelles tiges, en particulier s'ils sont déjà munis de racines. Près de 30 % des fragments échoués sur les rives en 2020 et 2021 avaient des racines. Cela dit, les fragments de myriophylle non munis de racines peuvent aussi en produire une fois détachés du plant. Heidbüchel et Hussner (2019) ont en effet observé en laboratoire – une précision importante – que la quasi-totalité (97 %) des fragments de

myriophylle sans racines finit malgré tout par en produire et qu'une majorité (66 %) réussit à s'ancrer dans des sédiments. Kuntz et al. (2014) ont pour leur part déterminé, également en laboratoire, que parmi huit plantes vasculaires aquatiques, le myriophylle à épis est celle dont les fragments ont les meilleures chances de produire des racines (82 %). Enfin, Madsen et Smith (1997) rapportent qu'au Texas, environ 46 % des fragments de myriophylle qui se déposent au fond de l'eau s'enracinent et produisent de nouvelles tiges.

Tableau 10. Règles de décision pour le choix d'une méthode de lutte contre le myriophylle à épis, en supposant que l'on possède un système de remontée par succion (SRS) et qu'on utilise des toiles de fibres de verre pour le bâchage.

Densité du myriophylle à épis	Couvert du myriophylle à épis (%)	Superficie occupée par le myriophylle à épis (m ²)	Méthode préconisée
Plant isolé	Ne s'applique pas	Ne s'applique pas	Arrachage (sac-filet)
Plants regroupés en herbier avec espèces indigènes	< 25	> 10 m entre chaque plant	Arrachage (sac-filet)
	> 25 et < 50	≤ 10 m entre chaque plant	Arrachage (SRS)
Plants regroupés en herbier monospécifique	> 50	< 1 000	Arrachage (SRS)
Plants regroupés en herbier monospécifique	> 50	> 1 000	Bâchage

4.1.5. Lutte de maintenance

Le littoral du lac des Abénaquis risque de se voir envahi de nouveau par le myriophylle à épis si la surveillance et les efforts d'arrachage ne sont pas maintenus en 2022 et les années suivantes. Même si les herbiers ont tous été éliminés, il reste dans le lac plusieurs centaines de plants à partir desquels des herbiers pourront se reconstituer. L'expérience du lac George montre bien l'importance de maintenir une surveillance et un arrachage annuel des sites où le myriophylle est toujours présent et où il pourrait s'établir à nouveau, afin de préserver les investissements de la lutte intensive (AE Commercial Diving Services 2020). Par exemple, un site qui aurait pu facilement être traité en 1986 au lac George, c'est-à-dire là où une dizaine de plants avaient été recensés (Eichler et Boylen 1986), formait deux ans plus tard (1988) un herbier dense de 800 m². Une intervention rapide (arrachage) sur de tels sites s'avère bien moins coûteuse que d'intervenir quelques années plus tard avec du bâchage (Madsen et al. 1991c).

Au lac des Abénaquis, je recommande, pour la lutte de maintenance, de parcourir l'ensemble des zones où le myriophylle est susceptible d'être présent, c'est-à-dire toutes les zones situées entre 1 à 2,5 m de profondeur. Il faut faire cet examen à au moins deux reprises durant la saison estivale, avec des visites plus fréquentes des sites avec densités élevées (relatif à l'état d'envahissement initial) de myriophylle. Les zones 1 et 2, où le myriophylle était particulièrement abondant en 2019, devraient être examinées en priorité. Il faut ensuite marquer à l'aide de bouées les endroits où on trouve des tiges, qui seront probablement isolées les unes des autres pour la plupart. Il faudra bien sûr les arracher dans les meilleurs délais. Si un herbier est détecté, il devra être rapidement bâché, ou s'il est trop tard en saison, arraché.

4.2. Les coûts de la lutte contre le myriophylle à épis

Le coût des opérations de lutte contre le myriophylle à épis relève de plusieurs facteurs, d'autant plus que les opérations sont souvent entreprises ou gérées par des bénévoles. Je propose tout de même, dans ce mémoire, une estimation approximative des coûts qu'une lutte peut engendrer, en supposant bien sûr qu'elle se fasse par arrachage et par bâchage avec toiles de fibre de verre (tableaux 11 et 12). Afin de simplifier l'estimation des coûts des opérations de lutte, j'ai fondé mon estimation sur les hypothèses suivantes et avec, bien entendu, les données récoltées dans ce mémoire :

- Il y a dans le lac environ 10 000 m² (1 ha) de myriophylle, soit à peu de choses près la situation qui prévalait dans le lac des Abénaquis en juin 2019. On dispose déjà d'une bonne carte du myriophylle établie l'année qui précède le début des opérations.
- L'objectif de la lutte est de réduire de 95 % la superficie occupée par le myriophylle en l'espace de deux ans.
- L'ensemble du travail est confié par contrat à une entreprise privée à but lucratif dans un concept « clé en main ». Cette hypothèse est réaliste en contexte québécois, du moins d'un point de vue opérationnel (on verra qu'elle est dispendieuse). L'entreprise fournit l'expertise, la main-d'œuvre, les différents outils et les embarcations, y compris une plateforme flottante avec aspirateur. La plateforme est louée au tarif de 100 \$ par jour de travail.
- Le donneur de contrat achète ses propres toiles de fibre de verre (4 000 m²), puisque l'envergure de la lutte le justifie et qu'il est difficile de les louer. Le coût de ces toiles est estimé à partir des informations du seul fournisseur au Québec (Les traitements Biobac, Sherbrooke : 6,50\$/m²). L'entreprise qui accepte le contrat lave et répare les toiles, mais le donneur de contrat les entrepose à ses frais durant la saison hivernale.

- L'entreprise qui accepte le contrat doit aussi entreprendre, à l'an 3 du contrat, la première année d'une lutte de maintenance.
- Les frais liés aux demandes d'autorisation sont inclus dans la planification stratégique.
- Mon estimation du temps de travail est fondée strictement sur les données récoltées dans ce mémoire. Les frais de déplacement vers les lieux de travail, d'hébergement et de repas sont exclus du calcul. Le coût moyen de la main-d'œuvre, avec avantages sociaux, est estimé à partir des statistiques d'emploi au Québec (Damak et Bouthillette 2017). Compte tenu de la situation de pénurie de main-d'œuvre (2021) et des compétences particulières que demande la pratique de la plongée, les salaires moyens ont été majorés de 25 %. Ainsi, pour un technicien en biologie (ou domaine connexe), le salaire horaire utilisé dans cette estimation est de 40 \$ (au lieu de 32 \$), tandis que pour un biologiste professionnel, le salaire horaire est de 55 \$ (au lieu de 44 \$).
- Comme l'entreprise est à but lucratif, l'ensemble des coûts bruts du travail a été majoré (= frais administratifs) de 25 % pour tenir compte, notamment, de la marge de profit de l'entreprise, mais aussi des coûts fixes. Ce pourcentage se fonde sur les conseils d'une firme en environnement consultée pour ce travail et qui demande l'anonymat.
- Comme je n'ai jamais fait de lutte de maintenance, mon estimation doit être interprétée avec prudence. Au lac Upper Saranac, les coûts de la lutte de maintenance représentent environ 33 % des coûts moyens annuels de la lutte intensive (Kelting et Laxson 2010). Au lac Tahoe, sur une superficie semblable à celle du lac des Abénaquis, Shaw et al. (2016) rapportent que seulement 11 % des efforts initiaux sont nécessaires pour la mise en œuvre de la lutte de maintenance. Au lac des Abénaquis, j'estime que les efforts d'arrachage nécessaires pour la lutte de maintenance devraient représenter environ 15 % du coût de la lutte intensive.

Tableau 11. Estimation des coûts d'une lutte contre le myriophylle à épis (1 ha) sur une période de trois ans (scénario 1).

Année	Planification stratégique	Cartographie	Bâchage matériaux	Bâchage main- d'œuvre	Arrachage main- d'œuvre et outils	Rapports	Frais adminis- tratifs	Taxes (Canada, Québec)	Total
1 = lutte intensive	11 000 \$	3 200 \$	27 000 \$	10 000 \$	45 000 \$	7 700 \$	19 225 \$	18 469 \$	141 594 \$
2 = lutte intensive	3 850 \$	3 200 \$		10 000 \$	40 000 \$	3 850 \$	15 225 \$	11 419 \$	87 544 \$
3 = lutte de maintenance	2 750 \$	3 200 \$			6 000 \$	2 750 \$	3 675 \$	2 755 \$	21 130 \$
Total	17 600 \$	9 600 \$	27 000 \$	20 000 \$	91 000 \$	14 300 \$	38 125 \$	32 644 \$	250 269 \$

Compte tenu du coût des toiles relativement faible par rapport au coût de la main-d'œuvre, je présente un deuxième scénario qui se fonde sur les mêmes hypothèses, mais dans lequel le demandeur achète 9 000 m² de toiles. Dans ce scénario, les efforts sont surtout investis dans le bâchage et la lutte intensive est d'une durée d'un an. La lutte de maintenance débute donc dès l'an 2. Cette estimation nécessite un investissement plus important à l'an 1, mais a une incidence à la baisse sur le coût total du projet.

Tableau 12. Estimation des coûts d'une lutte contre le myriophylle à épis (1 ha) sur une période de trois ans (scénario 2).

Année	Planification stratégique	Cartographie	Bâchage matériaux	Bâchage main-d'œuvre	Arrachage main-d'œuvre et outils	Rapports	Frais administratifs	Taxes (Canada, Québec)	Total
1 = lutte intensive	11 000 \$	3 200 \$	61 000 \$	23 000 \$	35 000 \$	7 700 \$	19 975 \$	24 131 \$	185 006 \$
2 = lutte de maintenance	3 850 \$	3 200 \$			10 000 \$	3 850 \$	5 225 \$	3 919 \$	30 044 \$
3 = lutte de maintenance	2 750 \$	3 200 \$			5 000 \$	2 750 \$	3 425 \$	2 568 \$	19 693 \$
Total	17 600 \$	9 600 \$	61 000 \$	23 000 \$	50 000 \$	14 300 \$	28 625 \$	30 619 \$	234 744 \$

Ces deux scénarios sont nettement les hypothèses les plus dispendieuses et doivent être considérées comme des estimations maximales. Le recours à une entreprise sans but lucratif, l'utilisation d'une main-d'œuvre bénévole ou même la contribution en nature (employés, matériaux) que peut fournir une municipalité peuvent amoindrir considérablement ces coûts. L'entretien des toiles (nettoyage et réparation), par exemple, est une corvée qui peut facilement être effectuée par des bénévoles ou des employés municipaux. Au lac des Abénakis, l'association locale des riverains (ARLA) a pour sa part été capable de financer en 2017 l'achat de toutes ses toiles par des subventions gouvernementales (Programme de financement communautaire d'Environnement Canada), tandis que la municipalité de Sainte-Aurélie a acquis l'équipement de plongée et les embarcations. Chaque année, l'ARLA finance une partie de ses coûts de main-d'œuvre grâce au programme Emplois d'été Canada (gouvernement fédéral), des subventions de la Caisse Desjardins du Sud de la Beauce et des activités d'autofinancement au sein de la communauté. Ainsi, on pourrait, avec les ressources locales et l'appui d'une municipalité, réduire le montant total d'au moins 40 %, comme ce fut le cas au lac des Abénakis.

Il est difficile de comparer cet estimé avec d'autres. La majorité des estimations ne tiennent compte que du travail manuel (bâchage et arrachage) sans considérer la planification stratégique qui peut parfois s'avérer dispendieuse (Muller et al. 2021). Ainsi, les coûts d'arrachage pour un hectare de myriophylle à épis varient de 5 000 à 100 000 USD (Eichler et al. 1993b, Kelting et Laxson 2010,

Menninger 2011, Muller et al. 2021). Une journée d'arrachage aux États-Unis coûte entre 500 et 2 500 USD (VanderMeulen et Michaud 2004, New York State Department of Environmental Conservation 2005) et environ 2 000 \$ au Québec (Tellier et Fortin 2020). Le coût d'un bâchage aux États-Unis est estimé entre 25 000 et 150 000 USD par hectare (New York State Department of Environmental Conservation 2005, Muller et al. 2021). Shaw et al. (2011) ont évalué, de façon plus détaillée, les coûts du bâchage au lac Tahoe en utilisant un taux horaire de 40\$/h. Pour le bâchage avec toiles synthétiques, ils arrivent à une estimation d'environ 125 000 USD par hectare ; pour le jute, c'est autour de 100 000 USD. On voit donc que dans tous ces cas, même avec l'apport de bénévoles et un appui des différents paliers de gouvernement, la lutte efficace contre le myriophylle à épis coûte cher. C'est un pensez-y-bien, car cet argent pourrait être utilisé ailleurs pour régler des problèmes plus urgents qui minent la santé environnementale d'un lac.

Conclusion

Une campagne de lutte contre le myriophylle à épis nécessite un investissement considérable les premières années pour réduire significativement la biomasse de l'envahisseur. Malheureusement, les fonds disponibles pour la lutte sont souvent insuffisants pour s'attaquer à l'ensemble d'une population sur une courte période. Si le budget disponible est insuffisant ou insoutenable à long terme, une campagne de lutte est probablement vouée à l'échec (Eichler et al. 1995, Boylen et al. 1996, Kelting et Laxson 2010, Shaw et al. 2016). Au lac Upper Saranac par exemple, avant d'entreprendre la lutte intensive en 2004, un budget de 55 000 USD était alloué annuellement (de 1999 à 2003) à la lutte contre le myriophylle ; ce budget était insuffisant et le myriophylle continuait de s'étendre. À partir de 2004, un budget d'environ 350 000 USD par année a permis de déployer les efforts qui ont mené à une réduction substantielle de la biomasse de l'envahisseur (Kelting et Laxson 2010).

L'aspect temporel d'une stratégie de lutte contre le myriophylle est important. Si l'intervention arrive très tôt lors d'un envahissement, il est possible de s'attaquer à l'ensemble de la population avant qu'elle ne s'étende. Si la détection est tardive, une priorisation spatiale devra être appliquée. On doit prioriser, dans la mesure du possible, l'élimination des grands herbiers denses avant de s'attaquer aux plus petits ou aux plants isolés, étant donné qu'ils génèrent beaucoup de fragments de tiges. Cibler les sites de forte densité ou les foyers d'infestations (Hulme 2003, Pichancourt et al. 2012, Marbuah et al. 2014, Baker 2017) serait la meilleure stratégie contre le myriophylle afin de limiter la propagation et donc les risques de réenvahissement par effet d'Allee (Taylor et Hastings 2004). Ces grands herbiers exigent des superficies de toile considérables, et parfois, il est préférable de les déployer ailleurs que de faire un bâchage partiel qui ne sera guère efficace. On peut alors cibler de plus petits herbiers, où le myriophylle est moins abondant, avant qu'ils ne s'agrandissent. Il faut prendre en considération l'effet multiplicateur d'un individu isolé ou d'un petit herbier qui peut, si on ne l'élimine pas, être à l'origine d'une nouvelle infestation.

La recette universelle pour un lac n'existe pas : la lutte doit s'ajuster au contexte du lac, et doit aussi composer avec les ressources disponibles. Élaborer une stratégie efficace nécessite une bonne connaissance des caractéristiques du lac et de l'état de l'envahissement (cartographie), un objectif réaliste, un investissement important les premières années (lutte intensive), puis un investissement récurrent (lutte de maintenance) les années suivantes. Ceux qui veulent entreprendre la lutte doivent être pleinement conscients qu'elle est difficile et coûteuse, et qu'elle doit être minutieusement planifiée par des experts pour voir ses fruits se concrétiser. Mais il y a de l'espoir : bien orchestrée, elle peut réussir.

Bibliographie

- Adams, D. C. et Lee, D. J. 2007. Estimating the value of invasive aquatic plant control: A bioeconomic analysis of 13 public lakes in Florida. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 39: 97–109.
- AE Commercial Diving Services. 2018. *2018 Lake George Eurasian milfoil management report*. AE Commercial Diving Services, Manchester Center.
- AE Commercial Diving Services. 2019. *2019 Lake George Eurasian milfoil management report*. AE Commercial Diving Services, Manchester Center.
- AE Commercial Diving Services. 2020. *Lake George milfoil project – Annual report 2020*. AE Commercial Diving Services, Manchester Center.
- Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2010. *Dibromure de diquat. Décision de réévaluation RVD2010-03*. Santé Canada, Ottawa.
- Aiken, S. G., Newroth, P. R. et Wiles, I. 1979. The biology of canadian weeds: 34. *Myriophyllum spicatum* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 59: 201–215.
- Alford, S. B. et Rozas, L. P. 2019. Effects of nonnative Eurasian watermilfoil, *Myriophyllum spicatum*, on nekton habitat quality in a Louisiana oligohaline estuary. *Estuaries and Coasts*, 42: 613–628.
- Anderson, M. R. et Kalff, J. 1986. Nutrient limitation of *Myriophyllum spicatum* growth in situ. *Freshwater Biology*, 16: 735–743.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2011. *2011 Eurasian Water-Milfoil management report Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Lake Placid.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2012. *2012 Eurasian Water-Milfoil Management Report Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2013. *2013 Invasive aquatic plant harvest report for Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2014. *2014 Invasive aquatic plant harvest report for Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2015a. *Comprehensive report on Eurasian watermilfoil management operations on Lake George in 2015*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2015b. *2015 Invasive aquatic plant harvest report for Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2016a. *Eurasian Milfoil management report Lake George 2016*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2016b. *2016 Aquatic invasive species management report Upper Saranac Lake, NY*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2017a. *Eurasian Milfoil management report Lake George 2017*. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.
- Aquatic Invasive Management, LLC. 2017b. *2017 Aquatic invasive species management report*

Upper Saranac Lake, NY. Aquatic Invasive Management, LLC, Au Sable Forks.

- Bailey, J. E. et Calhoun, A. J. K. 2008. Comparison of three physical management techniques for controlling variable-leaf milfoil in Maine lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 46: 163–167.
- Baker, C. M. 2017. Target the source: optimal spatiotemporal resource allocation for invasive species control. *Conservation Letters*, 10: 41–48.
- Baker, C. M., Armsworth, P. R. et Lenhart, S. M. 2017. Handling overheads: optimal multi-method invasive species control. *Theoretical Ecology*, 10: 493–501.
- Baker, C. M. et Bode, M. 2016. Placing invasive species management in a spatiotemporal context. *Ecological Applications*, 26: 712–725.
- Baker, C. M., Bower, S., Tartaglia, E., Bode, M., Bower, H. et Pressey, R. L. 2018b. Modelling the spread and control of cherry guava on Lord Howe Island. *Biological Conservation*, 227: 252–258.
- Baker, C. M., Diele, F., Marangi, C., Martiradonna, A. et Ragni, S. 2018a. Optimal spatiotemporal effort allocation for invasive species removal incorporating a removal handling time and budget. *Natural Resource Modeling*, 31: e12190.
- Baxter, P. W. J., Wilcox, C., McCarthy, M. A. et Possingham, H. P. 2007. Optimal management of an annual weed: A stochastic dynamic programming approach. *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation*, Christchurch, p. 2223–2229.
- Benoy, G. A. et Kalff, J. 1999. Sediment accumulation and Pb burdens in submerged macrophyte beds. *Limnology and Oceanography*, 44: 1081–1090.
- Best, M. D. et Mantai, K. E. 1978. Growth of *Myriophyllum*: sediment or lake water as the source of nitrogen and phosphorus. *Ecology*, 59: 1075–1080.
- Blackwood, J., Hastings, A. et Costello, C. 2010. Cost-effective management of invasive species using linear-quadratic control. *Ecological Economics*, 69: 519–527.
- Bole, J. B. et Allan, J. R. 1978. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research*, 12: 353–358.
- Borrowman, K. R., Sager, E. P. S. et Thum, R. A. 2014. Distribution of biotypes and hybrids of *Myriophyllum spicatum* and associated *Euhrychiopsis lecontei* in lakes of Central Ontario, Canada. *Lake and Reservoir Management*, 30: 94–104.
- Bosch, I., Makarewicz, J. C., Bonk, E. A., Ruiz, C. et Valentino, M. 2009. Responses of lake macrophyte beds dominated by Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) to best management practices in agricultural sub-watersheds: Declines in biomass but not species dominance. *Journal of Great Lakes Research*, 35: 99–108.
- Boylen, C. W., Eichler, L. W., Bartkowski, J. S. et Shaver, S. M. 2006. Use of geographic information systems to monitor and predict non-native aquatic plant dispersal through north-eastern North America. *Hydrobiologia*, 570: 243–248.
- Boylen, C. W., Eichler, L. W. et Madsen, J. D. 1999. Loss of native aquatic plant species in a community dominated by Eurasian watermilfoil. *Hydrobiologia*, 415: 207–211.
- Boylen, C. W., Eichler, L. W. et Sutherland, J. W. 1996. Physical control of Eurasian watermilfoil in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 340: 213–218.

- Brochet, A-L., Guillemain, M., Fritz, H., Gauthier-Clerc, M. et Green, A. J. 2009. The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe. *Ecography*, 32: 19–928.
- Bruckerhoff, L., Havel, J. et Knight, S. 2014. Survival of invasive aquatic plants after air exposure and implications for dispersal by recreational boats. *Hydrobiologia*, 746: 113–121.
- Buchan, L. A. J. et Padilla, D. K. 2000. Predicting the likelihood of Eurasian watermilfoil presence in lakes, a macrophyte monitoring tool. *Ecological Applications*, 10: 1442–1455.
- Bugbee, G. J., Gibbons, J. A. et June-Wells, M. 2015. Efficacy of single and consecutive early-season diquat treatments on curlyleaf pondweed and associated aquatic macrophytes: A case study. *Journal of Aquatic Plant Management*, 53: 171–177.
- Cacho, O. J. et Hester, S. M. 2011. Deriving efficient frontiers for effort allocation in the management of invasive species. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 55: 72–89.
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S. L., Moran, H. et Butler, M. 2010. A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions*, 5: 123–129.
- Carignan, R. 1984. Sediment geochemistry in a eutrophic lake colonized by the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum*. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 22: 355–370.
- Carignan, R. et Kalff, J. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, 207: 987–989.
- Carpenter, S. R. 1980a. Enrichment of lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. *Ecology*, 61: 1145–1155. Associer «a» au bon endroit dans le texte.
- Carpenter, S. R. 1980b. The decline of *Myriophyllum spicatum* in a eutrophic Wisconsin lake. *Canadian Journal of Botany*, 58: 527–535. Associer «b» au bon endroit dans le texte.
- Carpenter, S. R., Gurevitch, A. et Adams, M. S. 1979. Factors causing elevated biological oxygen demand in the littoral zone of lake Wingra, Wisconsin. *Hydrobiologia*, 67: 3–9.
- Champion, P. D. 2018. Knowledge to action on aquatic invasive species: Island biosecurity – The New Zealand and South Pacific story. *Management of Biological Invasions*, 9: 383–394.
- Champion, P. D. et Wells, R. D. S. 2008. Designing surveillance programmes for submerged freshwater weeds. Dans Froud, K. J., Popay, A. L. et Zyenbos, S. M. (rédacteurs), *Surveillance for biosecurity: Pre-border to pest management*. New Zealand Plant Protection Society Ltd, Christchurch, p. 201–208.
- Cheruvilil, K. S., Soranno, P. A. et Madsen, J. D. 2001. Epiphytic macroinvertebrates along a gradient of Eurasian watermilfoil cover. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39: 67–72.
- Cheruvilil, K. S., Soranno, P. A., Madsen, J. D. et Roberson, M. J. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 261–277.
- Clausen, P., Nolet, B. A., Fox, A. D. et Klaassen, M. 2002. Long-distance endozoochorous dispersal of submerged macrophyte seeds by migratory waterbirds in northern Europe – A critical review of possibilities and limitations. *Acta Oecologica*, 23: 191–203.
- Creed, R. P. 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. et Sheldon, S. P. 1995. Weevils and watermilfoil: Did a North American herbivore cause the decline of an exotic plant? *Ecological Applications*, 5: 1113–1121.
- Damak, L. et Bouthillette, M. 2017. *Guide des salaires selon les professions au Québec, Édition 2017*. Ministère du Travail, de l'Emploi et de la Solidarité sociale du Québec, Québec.
- Davis, G. J. et Carey, D. F. 1981. Trends in submersed macrophyte communities of the Currituck Sound: 1977–1979. *Journal of Aquatic Plant Management*, 19: 3–8.
- Dick, G. O., Smith, J. E. K. et Smart, R. M. 2004. *Migratory waterfowl habitat selection in relation to aquatic vegetation*. Aquatic Plant Control Research Program Technical Notes Collection, U. S. Army Engineer Research and Development Center, Mississippi.
- Dodd, A. J., Ainsworth, N., Burgman, M. A. et McCarthy, M. A. 2015. Plant extirpation at the site scale: Implications for eradication programmes. *Diversity and Distributions*, 21: 151–162.
- Eichler, L. W. 2007. *Interim report on eradication of Eurasian watermilfoil from selected sites in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolton Landing.
- Eichler, L. W., Ahrens-Franklin, L. E. et Boylen, C. W. 2004. *A survey of tributaries to Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Ahrens-Franklin, L. E. et Boylen, C. W. 2005. *A survey of tributaries to Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Ahrens-Franklin, L. E. et Boylen, C. W. 2006a. *A survey of tributaries to Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Ahrens-Franklin, L. E. et Boylen, C. W. 2006b. *A survey of tributaries to Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Bombard, R. T. et Boylen, C. W. 1991. *Lake George Eurasian watermilfoil survey – 1990 report*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.
- Eichler, L. W., Bombard, R. T. et Boylen, C. W. 1993a. *The Lake George Eurasian watermilfoil survey for 1992*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.
- Eichler, L. W., Bombard, R. T. et Boylen, C. W. 1994. *The Lake George Eurasian watermilfoil survey for 1993*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.
- Eichler, L. W., Bombard, R. T., Sutherland, J. W. et Boylen, C. W. 1993b. Suction harvesting of Eurasian watermilfoil and its effect on native plant communities. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 144–148.
- Eichler, L. W., Bombard, R. T., Sutherland, J. W. et Boylen, C. W. 1995. Recolonization of the littoral zone by macrophytes following the removal of benthic barrier material. *Journal of Aquatic Plant Management*, 33: 51–54.
- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 1986. *Survey of Eurasian watermilfoil in Lake George*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.

- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 1996. *Eurasian watermilfoil management in Lake George New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 2001. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 2002. *Lake George Eurasian watermilfoil management program physical plant management evaluation – 2002*. Darrin Fresh Water Institute, Bolton Landing.
- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 2003. *A survey of tributaries in the north basin of Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 2007. *Aquatic plant population assessments as part of a program to eradicate Eurasian watermilfoil from selected sites in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Howe, E. A. et Boylen, C. W. 1997a. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Howe, E. A. et Boylen, C. W. 1998a. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Howe, E. A. et Boylen, C. W. 1998b. *A survey of tributaries to Lake George, New York for the presence of Eurasian watermilfoil*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Howe, E. A. et Boylen, C. W. 1999. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Howe, E. A. et Boylen, C. W. 2000. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Eichler, L. W., Posner, E. W. et Boylen, C. W. 1997b. *Eurasian watermilfoil management in Lake George, New York*. Darrin Fresh Water Institute, Bolting Landing.
- Engel, S. 1983. Evaluating stationary blankets and removable screens for macrophyte control in lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 21: 73–77.
- Engel, S. 1995. Eurasian watermilfoil as a fishery management tool. *Fisheries*, 20: 20–27.
- Epanchin-Niell, R. S. 2017. Economics of invasive species policy and management. *Biological Invasions*, 19: 3333–3354.
- Epanchin-Niell, R. S. et Hastings, A. 2010. Controlling established invaders: Integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology Letters*, 13: 528–541.
- Epanchin-Niell, R. S. et Liebhold, A. M. 2015. Benefits of invasion prevention: Effect of time lags, spread rates, and damage persistence. *Ecological Economics*, 116: 146–153.
- Epanchin-Niell, R. S. et Wilen, J. E. 2012. Optimal spatial control of biological invasions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63: 260–270.
- Eppinga, M. B., Baudena, M., Haber, E. A., Rietkerk, M., Wassen, M. J. et Santos, M. J. 2021. Spatially explicit removal strategies increase the efficiency of invasive plant species control. *Ecological Applications*, 31: e02257.
- Esri®. 2020. *ArcGIS Desktop, version 10.8.1*. Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- Figuerola, J. et Green, A. J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: A review of past

- research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47: 483–494.
- Frid, L. Knowler, D., Myers, J. H., Scott, L. et Murray, C. 2013. A multi-scale framework for evaluating the benefits and costs of alternative management strategies against invasive plants. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56: 412–434.
- Frodge, J. D., Marino, D. A., Pauley, G. B. et Thomas, G. L. 1995. Mortality of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) in densely vegetated littoral areas tested using in situ bioassay. *Lake and Reservoir Management*, 11: 343–358.
- Giljohann, K. M., Hauser, C. E., Williams, N. S. G. et Moore, J. L. 2011. Optimizing invasive species control across space: Willow invasion management in the Australian Alps. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1286–1294.
- Goodenberger, J. S. et Klaiber, H. A. 2016. Evading invasives: How Eurasian watermilfoil affects the development of lake properties. *Ecological Economics*, 127: 173–184.
- Grace, J. B. et Wetzel, R. G. 1978. The production biology of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.): A review. *Journal of Aquatic Plant. Management*, 16: 1–11.
- Gross, E. M., Meyer, H. et Schilling, G. 1996. Release and ecological impact of algicidal hydrolysable. *Phytochemistry*, 41: 133–138.
- Gross, M. C., McClain, S. E., Lancaster, J. D., Jacques, C. N., Davis, J. B., Simpson, J. W., Yetter, A. P. et Hagy, H. M. 2020. Variation in true metabolizable energy among aquatic vegetation and ducks. *Journal of Wildlife Management*, 84: 749–758.
- Hastings, A., Hall, R. J. et Taylor, C. M. 2006. A simple approach to optimal control of invasive species. *Theoretical Population Biology*, 70: 431–435.
- Hauge Brueck Associates, LLC. 2020. *Lake-wide control of aquatic invasive plants project*. Hauge Brueck Associates, LLC, Zephyr Cove.
- Havel, J. E., Knight, S. E. et Maxson, K. A. 2017. A field test on the effectiveness of milfoil weevil for controlling Eurasian watermilfoil in Wisconsin lakes. *Hydrobiologia*, 800: 81–97.
- Heidbüchel, P. et Hussner, A. 2019. Fragment type and water depth determine the regeneration and colonization success of submerged aquatic macrophytes. *Aquatic Sciences*, 81: 6.
- Heidbüchel, P., Sachs, M., Hamzehian, N. et Hussner, A. 2020. Go with the flow: Fragment retention patterns shape the vegetative dispersal of aquatic plants in lowland streams. *Freshwater Biology*, 65: 1936–1949.
- Helsel, D. R., Gerber, D. T. et Engel, S. 1996. Comparing spring treatments of 2,4-D with bottom fabrics to control a new infestation of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 34: 68–71.
- Hester, S. et Cacho, O. 2012. Optimization of search strategies in managing biological invasions: A simulation approach. *Human and Ecological Risk Assessment*, 18: 181–199.
- Hoffmann, M. A., González, A. B., Raeder, U. et Melzer, A. 2013. Experimental weed control of *Najas marina* ssp. *intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. *Journal of Limnology*, 72: 485–493.
- Hofstra, D. E. et Clayton, J. S. 2012. Assessment of benthic barrier products for submerged aquatic weed control. *Journal of Aquatic Plant Management*, 50: 101–105.

- Hofstra, D. E., Clayton, J. S., Champion, P. D. et de Winton, M. D. 2018. Control of invasive aquatic plants. Dans Hamilton, D. P., Collier, K. J., Quinn, J. M. et Howard-Williams, C. (rédacteurs), *Lake restoration handbook – A New Zealand perspective*. Springer, Cham, p. 267–298.
- Hohmann, M. G., Just, M. G., Frank, P. J., Wall, W. A. et Gray, J. B. 2013. Prioritizing invasive plant management with multi-criteria decision analysis. *Invasive Plant Science and Management*, 6: 339–351.
- Horsch, E. J. et Lewis, D. J. 2009. The effects of aquatic invasive species on property values: Evidence from a quasi-experiment. *Land Economics*, 85: 391–409.
- Hulme, P. E. 2003. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? *Oryx*, 37: 178–193.
- Hussner, A., Nehring, S. et Hilt, S. 2014. From first reports to successful control: A plea for improved management of alien aquatic plant species in Germany. *Hydrobiologia*, 737: 321–331.
- Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M. J. J. M., Bakker, E. S., Grutters, B. M. C., Haury, J., van Valkenburg, J. L. C. H., Brundu, G., Newman, J., Clayton, J. S., Anderson, L. W. J. et Hofstra, D. 2017. Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: A review. *Aquatic Botany*, 136: 112–137.
- Invasive Solutions Dive Company, LLC. 2018. *Aquatic invasive species management report Upper Saranac Lake 2018 final report*. Invasive Solutions Dive Company, LLC, Saranac Lake.
- Invasive Solutions Dive Company, LLC. 2019. *Aquatic invasive species management report Upper Saranac Lake 2019 final report*. Invasive Solutions Dive Company, LLC, Saranac Lake.
- Invasive Solutions Dive Company, LLC. 2020. *Aquatic invasive species management report Upper Saranac Lake 2020 final report*. Invasive Solutions Dive Company, LLC, Saranac Lake.
- Jacob-Racine, R. et Lavoie, C. 2018. Reconstitution historique de l'invasion du Québec par le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). *Naturaliste Canadien*, 142(3): 40–46.
- Januchowski-Hartley, S. R., Visconti, P. et Pressey, R. L. 2011. A systematic approach for prioritizing multiple management actions for invasive species. *Biological Invasions*, 13: 1241–1253.
- Jarnevich, C. S. et Stohlgren, T. J. 2009. Temporal management of invasive species. Dans Inderjit (rédacteur), *Management of invasive weeds*. Springer, Dordrecht, p. 267–298.
- Johnson, K. et March, N. 2012. *Containment, outlier management and eradication efforts: Lessons learned from the WoNS initiative*. Biosecurity Queensland, ville d'édition à trouver et à ajouter.
- Johnson, R. L., Gross, E. M. et Hairston, N. G. J. 1998. Decline of the invasive submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* (Haloragaceae) associated with herbivory by larvae of *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Aquatic Ecology*, 31: 273–282.
- Jones, R. C., Walti, K. et Adams, M. S. 1983. Phytoplankton as a factor in the decline of the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Wingra, Wisconsin, U.S.A. *Hydrobiologia*, 107: 213–219.
- June-Wells, M., Gallagher, F., Gibbons, J. et Bugbee, G. 2013. Water chemistry preferences of five nonnative aquatic macrophyte species in Connecticut: A preliminary risk assessment tool. *Lake and Reservoir Management*, 29: 303–316.
- Jurek, C. et Hauck Jacobs, E. 2019. *Sugar Lake, Wright County 2018 aquatic vegetation management report*. Minnesota Department of Natural Resources, Division of Ecological and Water

Resources, Invasive Species Program, Sauk Rapids.

- Jurek, C. et Hauck Jacobs, E. 2020a. *Alexander Lake, Morrison County 2004–2018 aquatic vegetation management report*. Minnesota Department of Natural Resources, Division of Ecological and Water Resources, Invasive Species Program, Sauk Rapids.
- Jurek, C. et Hauck Jacobs, E. 2020b. *Pleasant Lake, Wright County 2019 aquatic vegetation management report*. Minnesota Department of Natural Resources, Division of Ecological and Water Resources, Invasive Species Program, Sauk Rapids.
- Jurek, C., Hauck Jacobs, E. et Riihiluoma, T. 2019. *West Lake Sylvia, Wright County 2017 aquatic vegetation management report*. Minnesota Department of Natural Resources, Division of Ecological and Water Resources, Invasive Species Program, Sauk Rapids.
- Kaiser, B. A. et Burnett, K. M. 2010. Spatial economic analysis of early detection and rapid response strategies for an invasive species. *Resource and Energy Economics*, 32: 566–585.
- Kauffman, T. C., Martin, C. W. et Valentine, J. F. 2018. Hydrological alteration exacerbates the negative impacts of invasive Eurasian milfoil *Myriophyllum spicatum* by creating hypoxic conditions in a northern Gulf of Mexico estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 592: 97–108.
- Keast, A. 1984. The introduced aquatic macrophyte, *Myriophyllum spicatum*, as habitat for fish and their invertebrate prey. *Canadian Journal of Zoology*, 62: 1289–1303.
- Kelting, D. L. et Laxson, C. L. 2010. Cost and effectiveness of hand harvesting to control the Eurasian watermilfoil population in Upper Saranac Lake, New York. *Journal of Aquatic Plant Management*, 48: 1–5.
- Kistritz, R. U. 1978. Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos*, 30: 561–569.
- Kuiper, J. J., Verhofstad, M. J. J. M., Louwers, E. L. M., Bakker, E. S., Brederveld, R. J., van Gerven, L. P. A., Janssen, A. B. G., de Klein, J. J. M. et Mooij, W. M. 2017. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: Battling the good guys? *Environmental Management*, 59: 619–634.
- Kujawa, E. R., Frater, P., Mikulyuk, A., Barton, M., Nault, M. E., Van Egeren, S. et Hauxwell, J. 2017. Lessons from a decade of lake management: Effects of herbicides on Eurasian watermilfoil and native plant communities. *Ecosphere*, 8: 1–16.
- Kuntz, K., Heidbüchel, P. et Hussner, A. 2014. Effects of water nutrients on regeneration capacity of submerged aquatic plant fragments. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 50: 155–162.
- Laitala, K. L., Prather, T. S., Thill, D., Kennedy, B. et Caudill, C. 2012. Efficacy of benthic barriers as a control measure for Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*). *Invasive Plant Science and Management*, 5: 170–177.
- Lake George Park Commission. 2003. *Eurasian watermilfoil management 2003 activity report*. Lake George Park Commission, Lake George.
- 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.
- Larson, D. L., Phillips-Mao, L., Quiram, G., Sharpe, L., Stark, R., Sugita, S. et Weiler, A. 2011. A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic

- objectives. *Journal of Environmental Management*, 92: 14–22.
- Lavoie, C. 2019. *50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture*. Les Publications du Québec, Québec.
- Lavoie, C. et Brisson, J. 2015. Training environmental managers to control invasive plants: Acting to close the knowing–doing gap. *Invasive Plant Science and Management*, 8: 430–435.
- Lavoie, M. 2010. *L'utilisation du charançon pour le contrôle biologique du myriophylle à épis*. Mémoire M.Sc.. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Leblanc, M. et Lavoie, C. 2017. Controlling purple jewelweed (*Impatiens glandulifera*): Assessment of feasibility and costs. *Invasive Plant Science and Management*, 10: 254–261.
- Leu, E., Krieger-liszkay, A., Goussias, C. et Gross, E. M. 2002. Polyphenolic allelochemicals from the aquatic angiosperm *Myriophyllum spicatum* inhibit photosystem II. *Plant Physiology*, 130: 2011–2018.
- Leung, B., Lodge, D. M., Finnoff, D., Shogren, J. F., Lewis, M. A., et Lamberti, G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: Bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society*, 269: 2407–2413.
- Liao, F. H., Wilhelm, F. M. et Solomon, M. 2016. The effects of ambient water quality and Eurasian watermilfoil on lakefront property values in the Coeur d'Alene area of northern Idaho, USA. *Sustainability*, 8: 1–12.
- Lillie, R. A., Budd, J. et Rasmussen, P. W. 1997. Spatial and temporal variability in biomass density of *Myriophyllum spicatum* L. in a northern temperate lake. *Hydrobiologia*, 347: 69–74.
- Lycott Environment Inc. 2006. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Southbridge.
- Lycott Environment Inc. 2007. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Southbridge.
- Lycott Environment Inc. 2008. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Southbridge.
- Lycott Environment Inc. 2009. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Southbridge.
- Lycott Environment Inc. 2012. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Spencer.
- Lycott Environment Inc. 2013. *Lake George integrated aquatic plant management program*. Lycott Environmental Inc., Spencer.
- Lyons, J. 1989. Changes in the abundance of small littoral-zone fishes in Lake Mendota, Wisconsin. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 2910–2916.
- Mack, R. N. et Foster, S. K. 2009. Eradicating plant invaders: Combining ecologically-based tactics and broad-sense strategy. Dans Inderjit (éditeur), *Management of invasive weeds*. Springer, Dordrecht, p. 35–60.
- Madsen, J. D. 1998. Predicting invasion success of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 36: 28–32.
- Madsen, J. D., Eichler L. W. et Boylen, C. W. 1988. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil in

- Lake George, New York. *Journal of Aquatic Plant Management*, 26: 47–50.
- Madsen, J. D., Hartleb, C. F. et Boylen, C. W. 1991a. Photosynthetic characteristics of *Myriophyllum spicatum* and six submersed aquatic macrophyte species native to Lake George, New York. *Freshwater Biology*, 26: 233–240.
- Madsen, J. D. et Smith, D. H. 1997. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil colonies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 35: 63–68.
- Madsen, J. D., Sutherland, J. W., Bloomfield, J. A., Eichler, L. W. et Boylen, C. W. 1991b. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 29: 94–99.
- Madsen, J. D., Sutherland, J. W., Boylen, C. W. et Bombard, R. T. 1991c. *Hand harvesting Eurasian watermilfoil in Lake George*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.
- Madsen, J. D., Taggett, L. J., Bombard, R. T. et Boylen, C. W. 1990. *Lake George Eurasian watermilfoil survey 1989 report*. Rensselaer Fresh Water Institute, Troy.
- Madsen, J. D., Wersal, R. M. et Woolf, T. E. 2015. Operational control of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and impacts to the native submersed aquatic macrophyte community in Lake Pend Oreille, Idaho. *Invasive Plant Science and Management*, 8: 219–232.
- Maezo, M. J. 2008. *Interaction entre deux espèces envahissantes: l'écrevisse à taches rouges et le myriophylle à épis*. Mémoire M.Sc. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Marbuah, G., Gren, I. M. et McKie, B. 2014. Economics of harmful invasive species: A review. *Diversity*, 6: 500–523.
- Marco-Méndez, C., Ferrero-Vicente, L. M. et Heck, K. L. J. 2020. Feeding preference and foraging impact of wintering coots on submerged aquatic vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235: 106575.
- Marko, M. D. et White, J. C. 2018. Direct comparison of herbicidal or biological treatment on *Myriophyllum spicatum* control and biochemistry. *Plant Science*, 871: 1–10.
- Mayer, J. R. 1978. Aquatic weed management by benthic semi-barriers. *Journal of Aquatic Plant Management*, 16: 31–33.
- Meier, E. S., Dullinger, S., Zimmermann, N. E., Baumgartner, D., Gattringer, A. et Hülber, K. 2014. Space matters when defining effective management for invasive plants. *Diversity and Distributions*, 20: 1029–1043.
- Menninger, H. 2011. *A review of the science and management of Eurasian watermilfoil: Recommendations for future action in New York State*. New York Invasive Species Research Institute, Cornell University, Ithaca.
- Michon, G. 2015. *Contrôle du myriophylle à épi (Myriophyllum spicatum) par l'utilisation de toiles de jute au lac Pémichangan*. Agence de bassins versants des 7, Gatineau.
- Middleton, G. 2018. *Invasive hand harvesting Upper Saranac Lake*. Upper Saranac Foundation, Paul Smiths.
- Mikulyuk, A., Hein, C. L., Van Egeren, S., Kujawa, E. R. et Vander Zanden, M. J. 2020a. Prioritizing management of non-native Eurasian watermilfoil using species occurrence and abundance predictions. *Diversity*, 12: 394.

- Mikulyuk, A., Kujawa, E. R., Nault, M. E., Van Egeren, S., Wagner, K. I., Barton, M., Hauxwell, J. et Vander Zanden, M. J. 2020b. Is the cure worse than the disease? Comparing the ecological effects of an invasive aquatic plant and the herbicide treatments used to control it. *Facets*, 5: 353–366.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. 2020a. *Normales climatiques du Québec 1981–2010. Station de Saint-Proper 7027660*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Québec. Disponible en ligne au : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/sommaire.asp?cle=7027660> [consulté le 11 novembre 2020].
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. 2020b. *Rose des vents normales 1981–2010. Station de Saint-Proper 7027660*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Québec. Disponible en ligne au : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/surveillance/produits.htm> [consulté le 11 octobre 2021].
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. 2021a. *Lacs et cours d'eau où la présence du myriophylle à épi (Myriophyllum spicatum) a été rapportée – Juin 2021*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Québec. Disponible en ligne au : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-exotiques-envahissantes/myriophylle-epi/index.htm> [consulté le 16 octobre 2021].
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. 2021b. *Réseau de surveillance des lacs, Service en ligne – Relais*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Québec. Disponible en ligne au : https://rsvl.extranet-eauquebec.gouv.qc.ca/_login/RSVL/Identification.aspx?ReturnUrl=%2f_layouts%2f15%2fAuthenticate.aspx%3fSource%3d%252F&Source=%2F [consulté le 26 octobre 2021].
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 2011. *Caractérisation ichthyologique du lac des Abénaquis en 2008*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines, Québec.
- Mohit, S., Johnson, T. B. et Arnott, S. E. 2021. Recreational watercraft decontamination: Can current recommendations reduce aquatic invasive species spread? *Management of Biological Invasions*, 12 (sous-presses).
- Moody, M. E. et Mack, R. N. 1988. Controlling the spread of plant invasions: The importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*, 25: 1009–1021.
- Muller, C., Hofstra, D. et Champion, P. 2021. Eradication economics for invasive alien aquatic plants. *Management of Biological Invasions*, 12: 253–271.
- Muthukrishnan, R., Hansel-Welch, N. et Larkin, D. J. 2018. Environmental filtering and competitive exclusion drive biodiversity-invasibility relationships in shallow lake plant communities. *Journal of Ecology*, 106: 2058–2070.
- Nakai, S., Hosomi, M., Okada, M. et Murakami, A. 1996. Control of algal growth by macrophytes and macrophyte-extracted bioactive compounds. *Water Science and Technology*, 34: 227–235.
- Nakai, S., Inoue, Y., Hosomi, M. et Murakami, A. 1999. Growth inhibition of blue-green algae by

- allelopathic effects of macrophytes. *Water Science and Technology*, 39: 47–53.
- Nakai, S., Inoue, Y., Hosomi, M. et Murakami, A. 2000. *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, 34: 3026–3032.
- Nakai, S., Yamada, S. et Hosomi, M. 2005. Anti-cyanobacterial fatty acids released from *Myriophyllum spicatum*. *Hydrobiologia*, 543: 71–78.
- New Hampshire Department of Environmental Services. 2018. *Long-term variable milfoil and fanwort management plan*. New Hampshire Department of Environmental Services, Sandown.
- New Hampshire Department of Environmental Services. 2020. *Long-term variable milfoil management plan*. New Hampshire Department of Environmental Services, Lake Winnisquam.
- New York State Department of Environmental Conservation. 2005. *A primer on aquatic plant management in New York State, draft*. Bureau of Water Assessment and Management, Division of Water, Albany.
- Newman, R. M. 2004. Biological control of Eurasian watermilfoil by aquatic insects: Basic insights from an applied problem. *Archiv fur Hydrobiologie*, 159: 145–184.
- Newman, R. M. et Biesboer, D. D. 2000. A decline of Eurasian watermilfoil in Minnesota associated with the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei*. *Journal of Aquatic Plant Management*, 38: 105–111.
- Nichols, D. S. et Keeney, D. R. 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying water milfoil. *Hydrobiologia*, 42: 509–525.
- Nichols, S. A. et Lathrop, R. C. 1994. Cultural impacts on macrophytes in the Yahara lakes since the late 1800s. *Aquatic Botany*, 47: 225–247.
- Nicholson, S. A. 1981. Effects of uprooting on Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 19: 57–59.
- Odom, D. I. S., Cacho, O. J., Sinden, J. A. et Griffith, G. R. 2003. Policies for the management of weeds in natural ecosystems: The case of scotch broom (*Cytisus scoparius*, L.) in an Australian national park. *Ecological Economics*, 44: 119–135.
- Ortiz, J. E., Marcarelli, A. M., Juneau, K. J. et Huckins, C. J. 2019. Invasive *Myriophyllum spicatum* and nutrients interact to influence algal assemblages. *Aquatic Botany*, 156: 1–9.
- Painter, D. S. et McCabe, K. J. 1988. Investigation into the disappearance of Eurasian watermilfoil from the Kawartha Lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 26: 3–12.
- Panetta, F. D. et Lawes, R. 2005. Evaluation of weed eradication programs: The delimitation of extent. *Diversity and Distributions*, 11: 435–442.
- Paradis, L. et Jacques, J. 2016. *Plan directeur de l'eau du lac des Abénaquis*. Association des riverains du lac des Abénaquis, Sainte-Aurélie.
- Parkes, J. P. et Panetta, F. D. 2009. Eradication of pests and weeds: Progress and emerging issues in the 21st century. Dans Clout, M. N. et Williams, P. A. (rédacteurs), *Invasive species management. A handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford. p. 47–60.
- Parsons, J. K., Marx, G. E. et Divens, M. 2011. A study of Eurasian watermilfoil, macroinvertebrates and fish in a Washington lake. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49: 71–82.

- Perkins, M. A., Boston, H. L. et Curren, E. F. 1980. The use of fiberglass screens for control of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 18: 13–19.
- Perkins, M. A. et Sytsma, M. D. 1987. Harvesting and carbohydrate accumulation in Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 25: 57–62.
- Perry, M. C. et Deller, A. S. 1996. Review of factors affecting the distribution and abundance of waterfowl in shallow-water habitats of Chesapeake Bay. *Estuaries*, 19: 272–278.
- Pichancourt, J. B., Chadès, I., Firn, J., van Klinken, R. D. et Martin, T. G. 2012. Simple rules to contain an invasive species with a complex life cycle and high dispersal capacity. *Journal of Applied Ecology*, 49: 52–62.
- Pimentel, D., Zuniga, R. et Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273–288.
- Pluess, T., Cannon, R., Jarošík, V., Pergl, J., Pyšek, P. et Bacher, S. 2012a. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions*, 14: 1365–1378.
- Pluess, T., Cannon, R., Jarošík, V., Pergl, J., Pyšek, P., Breukers, A. et Bacher, S. 2012b. Which factors affect the success or failure of eradication campaigns against alien species? *PLoS One*, 7: e48157.
- Poland, T. M., Patel-Weynand, T., Finch, D., Ford Miniati, C., Hayes, D. C. et Lopez, V. M. 2021. *Invasive species in forests and rangelands of the United States. A comprehensive science synthesis for the United States forest sector*. Springer, New York.
- Pomerleau, G. 2017. *Plans stratégiques d'intervention pour la gestion des espèces exotiques envahissantes identifiées prioritaires dans la zone périphérique du Parc national du Mont-Orford*. Mémoire M.Sc. Université de Sherbrooke, Sherbrooke.
- Raduege, A. 2020. *Population dynamics and habitat selection of giant floater mussels (Pyganodon grandis) in a lake infested with invasive milfoil (Myriophyllum spicatum)*. Local Ecology Research Paper, Aquatic Ecosystems, Northfield.
- Reeves, J. L., Lorch, P. D., Kershner, M. W. et Hilovský, M. A. 2008. Biological control of Eurasian watermilfoil by *Euhrychiopsis lecontei*: Assessing efficacy and timing of sampling. *Journal of Aquatic Plant Management*, 46: 144–149.
- Rejmánek, M. et Pitcairn, M. J. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? Dans Vietch, C. R. et Clout, M. N. (rédacteurs), *Turning the tide: The eradication of island invasives*. International Union for Conservation of Nature, Gland, p. 249–253.
- Roley, S. S. et Newman, R. M. 2008. Predicting Eurasian watermilfoil invasions in Minnesota. *Lake and Reservoir Management*, 24: 361–369.
- Rooney, N., Kalff, J. et Habel, C. 2003. The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. *Limnology and Oceanography*, 48: 1927–1937.
- Rothlisberger, J. D. et Lodge, D. M. 2011. Limitations of gravity models in predicting the spread of Eurasian watermilfoil. *Conservation Biology*, 25: 64–72.
- Rout, T. M., Hauser, C. E., McCarthy, M. A. et Moore, J. L. 2017. Adaptive management improves decisions about where to search for invasive species. *Biological Conservation*, 212: 249–255.
- Sesin, V., Dalton, R. L., Boutin, C., Robinson, S. A., Bartlett, A. J. et Pick, F. R. 2018. Macrophytes

- are highly sensitive to the herbicide diquat dibromide in test systems of varying complexity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165: 325–333.
- Shaker, R. R., Yakubov, A. D., Nick, S. M., Vennie-Vollrath, E., Ehlinger, T. J. et Forsythe, K. W. 2017. Predicting aquatic invasion in Adirondack lakes: A spatial analysis of lake and landscape characteristics. *Ecosphere*, 8: 1–25.
- Shaw, D. W. H., Hymanson, Z. P., Boyd, K. et Sasaki, T. L. 2011. *Effectiveness of aquatic invasive plant control in Emerald Bay, Lake Tahoe, California*. California State Parks, Tahoe City.
- Shaw, D. W. H., Hymanson, Z. P. et Sasaki, T. L. 2016. Physical control of nonindigenous aquatic plants in Emerald Bay, Lake Tahoe, CA. *Invasive Plant Science and Management*, 9: 138–147.
- Shuskey, T., Bosch, I., Ryczek, C. et Cohen, B. 2009. In situ experimental studies of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) downstream from agricultural watersheds: Nutrient loading, foliar uptake, and growth. *Journal of Great Lakes Research*, 35: 109–116.
- Simberloff, D. 2008. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. Dans Langor, D. W. et Sweeney J. (rédacteurs), *Ecological impacts of non-native invertebrates and fungi on terrestrial ecosystems*. Springer, ville d'édition à trouver et à ajouter, p. 149–157.
- Simberloff, D. 2013. Biological invasions: What's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering*, 65: 112–121.
- Simberloff, D. 2020. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. *Hydrobiologia*, 848: 2399–2420.
- Simberloff, D., Parker, I. M. et Windle, P. N. 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 12–20.
- Skogerboe, J. G., Getsinger, K. D. et Glomski, L. A. M. 2006. Efficacy of diquat on submersed plants treated under simulated flowing water conditions. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44: 122–125.
- Smith, C. S. et Adams, M. S. 1986. Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnology and Oceanography*, 31: 1312–1321.
- Smith, C. S. et Barko, J. W. 1990. Ecology of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 28: 55–64.
- Smith, C. S. et Barko, J. W. 1996. *Evaluation of a Myriophyllum spicatum decline in reservoirs of the Tennessee and Cumberland rivers*. Technical Report A-96-6, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Smith, S., Küpper, F. C., Trinder, C. et Louca, V. 2021. Assessing watermilfoil invasion effects on native macrophyte communities in North American lakes using a novel approach for macrophyte sampling. *Knowledge Management of Aquatic Ecosystems*, 422: 1.
- Stewart-Koster, B., Olden, J. D. et Johnson, P. T. J. 2015. Integrating landscape connectivity and habitat suitability to guide offensive and defensive invasive species management. *Journal of Applied Ecology*, 52: 366–378.
- Strimaitis, A. M. et Sheldon, S. P. 2011. A comparison of macroinvertebrate and epiphyte density and diversity on native and exotic complex macrophytes in three Vermont Lakes. *Northeastern Naturalist*, 18: 149–160.
- Tamayo, M. et Olden, J. D. 2014. Forecasting the vulnerability of lakes to aquatic plant invasions.

- Taylor, C. M. et Hastings, A. 2004. Finding optimal control strategies for invasive species: A density-structured model for *Spartina alterniflora*. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1049–1057.
- Tellier, E. G. et Fortin, S. 2020. *Le myriophylle à épis au lac Bromont*. Action Conservation du Bassin Versant du Lac Bromont, Bromont.
- Thériault, M. 2015. *Délimitation et inventaire des herbiers aquatiques du lac des Abénakis et revue des méthodes de contrôle du myriophylle à épi. Rapport d'expertise*. Biosconsultants, Saint-Camille.
- Unmuth, J. M. L., Lillie, R. A., Dreikosen, D. S. et Marshall, D. W. 2000. Influence of dense growth of Eurasian watermilfoil on lake water temperature and dissolved oxygen. *Journal of Freshwater Ecology*, 15: 497–503.
- Ussery, T. A., Eakin, H. L., Payne, B. S., Miller, A. C. et Barko, J. W. 1997. Effects of benthic barriers on aquatic habitat conditions and macroinvertebrate communities. *Journal of Aquatic Plant Management*, 35: 69–73.
- Van Goethem, R. R., Huckins, C. J. et Marcarelli, A. M. 2020. Effects of invasive watermilfoil on primary production in littoral zones of north-temperate lakes. *Diversity*, 12: 82.
- Van Nes, E. H., van den Berg, M. S., Clayton, J. S., Coops, H., Scheffer, M. et van Ierland, E. 1999. A simple model for evaluating the costs and benefits of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 415: 335–339.
- VanderMeulen, D. et Michaud, J. P. 2004. *Integrated aquatic vegetation management plan*. EnviroVision Corp., Thurston County.
- Verhoeven, M. R., Glisson, W. J. et Larkin, D. J. 2020. Niche models differentiate potential impacts of two aquatic invasive plant species on native macrophytes. *Diversity*, 12: 162.
- Verhofstad, M. J. J. M. et Bakker, E. S. 2019. Classifying nuisance submerged vegetation depending on ecosystem services. *Limnology*, 20: 55–68.
- Verhofstad, M. J. J. M., Poelen, M. D. M., van Kempen, M. M. L., Bakker, E. S. et Smolders, A. J. P. 2017. Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants. *Ecological Engineering*, 106: 423–430.
- Vuilleumier, S., Buttler, A., Perrin, N. et Yearsley, J. M. 2011. Invasion and eradication of a competitively superior species in heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling*, 222: 398–406.
- Wainger, L. A., Harms, N. E., Magen, C., Liang, D., Nesslage, G. M., McMurray, A. M. et Cofrancesco, A. F. 2018. Evidence-based economic analysis demonstrates that ecosystem service benefits of water hyacinth management greatly exceed research and control costs. *PeerJ*, 6:e4824.
- Wersal, R. M., Madsen, J. D., Massey, J. H., Robles, W. et Cheshier, J. C. 2010. Comparison of daytime and night-time applications of diquat and carfentrazoneethyl for control of parrotfeather and Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 48: 56–58.
- Whittle, A. J., Lenhart, S. et Gross, L. J. 2007. Optimal control for management of an invasive plant species. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 4: 101–112.
- Wilson, S. J. et Ricciardi, A. 2009. Epiphytic macroinvertebrate communities on Eurasian

watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and native milfoils *Myriophyllum sibiricum* and *Myriophyllum alterniflorum* in eastern North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66: 18–30.

Zhang, C. et Boyle, K. J. 2010. The effect of an aquatic invasive species (Eurasian watermilfoil) on lakefront property values. *Ecological Economics*, 70: 394–404.

Zhu, J., Liu, B., Wang, J., Gao, Y. et Wu, Z. 2010. Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion. *Aquatic Toxicology*, 98: 196–203.

Zipp, K. Y., Lewis, D. J., Provencher, B. et Vander Zanden, M. J. 2019. The spatial dynamics of the economic impacts of an aquatic invasive species: An empirical analysis. *Land Economics*, 95: 1–18.