



Évaluation de méthodes de lutte aux plantes envahissantes en tourbière: les cas de la quenouille et du roseau

Mémoire

François Messier

Maîtrise en biologie végétale
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

© François Messier, 2017

Évaluation de méthodes de lutte aux plantes envahissantes en tourbière: les cas de la quenouille et du roseau

Mémoire

François Messier

Sous la direction de :

Line Rochefort, directrice de recherche

Claude Lavoie, codirecteur de recherche

Résumé

La quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*, une plante indigène d'Amérique du Nord) et le roseau commun (*Phragmites australis*, haplotype M, le génotype exotique d'Eurasie) sont souvent observés dans les tourbières à sphaignes à la suite des activités d'extraction de la tourbe. L'envahissement des milieux humides par ces plantes peut nuire au rétablissement des communautés végétales typiques des tourbières et potentiellement réduire la capacité de ces écosystèmes à stocker le carbone. De plus, les graines produites en grandes quantités peuvent être responsables de la contamination de la tourbe extraite des terrains voisins. Au Québec, des populations denses de quenouille et de roseau ont été répertoriées récemment dans deux bogs de la région du Bas-Saint-Laurent autrefois utilisés pour l'extraction de la tourbe. Le but de ce projet était d'évaluer et tester des méthodes pour lutter contre la propagation de la quenouille et du roseau en tourbière. Différentes méthodes de lutte telles que la fauche des tiges, le bâchage et la revégétalisation ont été testées dans deux sites, Bois-des-Bel (BDB, une tourbière restaurée) et Saint-Alexandre-de-Kamouraska (SAK, une tourbière non restaurée). À BDB, les résultats montrent que le traitement de fauches répétées (trois fois par été) des tiges de quenouille a diminué la densité de repousses de tiges de 77 % et la biomasse aérienne de 88 % par rapport aux secteurs où aucune fauche n'a été effectuée. À SAK, des observations effectuées sur le terrain suggèrent que l'utilisation d'une toile opaque combinée à des plantations de saules pour former rapidement un couvert végétal dense pourrait contribuer à limiter la repousse du roseau. Ce projet aborde une nouvelle perspective de l'envahissement biologique dans les tourbières d'Amérique du Nord. Par ailleurs, il contribue à développer une expertise technique et opérationnelle basée sur l'approche expérimentale pour le contrôle des plantes envahissantes en tourbière.

Mots-clés : Quenouille à feuilles larges, *Typha latifolia*, roseau commun, *Phragmites australis*, tourbières, bog, envahissement, lutte intégrée

Abstract

Broad-leaf cattail (*Typha latifolia*, a native plant in North America) and common reed (*Phragmites australis*, haplotype M, the exotic Eurasian genotype) are often observed in *Sphagnum*-dominated peatlands once peat extraction activities have ceased. Both species are tall opportunistic herbs showing highly competitive behavior through vegetative propagation and seed production. They are invasive in peatlands that have been used for peat extraction and could become a major threat to restoration projects by preventing the establishment of desirable plant species and potentially reducing carbon sequestration. Furthermore, seed dispersal could contaminate adjacent commercial peat fields. Dense, nearly monospecific, patches of Cattail and Reed have been recently identified in two bogs located in eastern Canada cutover bogs. The main objective of this project was to evaluate and test methods to prevent the spread of these invasive plants in peatlands. Different control methods, such as repeated stem cutting, tarping and revegetation were tested on cattails and reeds, at Bois-des-Bel (BDB, a restored peatland) and Saint-Alexandre-de-Kamouraska (SAK, an unrestored site). Repeated cuttings (3 times per summer) decreased cattail stem density by 77 % and biomass by 88 % compared to control (no cutting) sites. Field observations suggest that a combination of tarping and planting willows to rapidly establish a dense plant cover could inhibit the regrowth of reeds. This project examines a new aspect of biological invasions in North American peatlands. It contributes to the development of technical and operational expertise regarding invasive plant control, based on experimental evidence.

Key words: Broad-leaf cattail, *Typha latifolia*, common reed, *Phragmites australis*, peatlands, bog, invasion, control

Table des matières

Résumé	III
Abstract	IV
Table des matières	V
Liste des tableaux	VII
Liste des figures	VIII
Remerciements	X
Avant-propos	XII
Chapitre 1. Introduction générale	1
1.1 Définition du problème	1
1.2 Impacts des invasions biologiques et de l’envahissement par des plantes	2
1.3 Dégradation des milieux humides.....	3
1.4 Écologie des tourbières	4
1.5 Envahissement des bogs par des hélophytes.....	4
1.6 Restauration écologique des tourbières dégradées	6
1.7 Objectifs généraux et hypothèses.....	8
Chapitre 2. Lutte à la quenouille à feuilles larges en tourbière	9
2.1 Introduction.....	9
2.1.1 Définition du problème	9
2.1.2 Écologie et biologie de la quenouille à feuilles larges	10
2.1.3 Méthodes de lutte à la quenouille.....	13
2.1.4 Objectif spécifique et hypothèses.....	19
2.2. Méthodologie	19
2.2.1 Site d’étude.....	19
2.2.2 Approche expérimentale et description des méthodes de lutte à la quenouille....	21
2.2.3 Dispositif expérimental et description des traitements	22
2.2.4 Récolte des données in situ	26
2.2.5 Traitements des échantillons en laboratoire.....	26
2.2.6 Analyses statistiques	27
2.3 Résultats.....	28
2.3.1 État de la situation de la présence de la quenouille à Bois-des-Bel	28

2.3.2 État de la situation de la présence des populations de quenouilles dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent	33
2.3.3 Effets des traitements de lutte contre la quenouille testés à Bois-des-Bel	34
2.4 Discussion	37
2.4.1 Fauche répétée.....	37
2.4.2 Bâchage	41
2.4.3 Effet de la restauration d'une tourbière sur l'abondance de quenouilles	43
2.5 Recommandations dans le contexte des tourbières au Québec.....	44
Chapitre 3. Conclusion	46
3.1 Caractère envahissant de la quenouille à feuilles larges en tourbière.....	46
3.2 Restauration des tourbières envahies par des quenouilles	46
3.3 Retombées du projet et perspectives de recherche	47
Références	49
Annexes	60
Annexe 1 : Sommaire des coûts associés aux méthodes de bâchage et fauche répétée des populations de quenouilles présentes dans les canaux de drainage à BDB.	60
Annexe 2 : Évaluation du potentiel de méthodes de lutte au roseau exotique en tourbière	61
1. Introduction	61
2. Méthodologie	76
3. Résultats et discussion.....	89
4. Recommandations	94
5. Références	95

Liste des tableaux

Tableau 1. Description des traitements de l'expérience de lutte à la quenouille à feuilles larges effectuée au site de BDB.....	22
Tableau 2. Plan des analyses de variance (ANOVA) effectuées pour comparer les moyennes des valeurs de densité de tiges et de biomasse aérienne de quenouilles.	27
Tableau 3. Nombre et étendue des populations de quenouilles dans les canaux de drainage de différents types de secteurs dans quatre sites d'extraction de la tourbe de la région du Bas-Saint-Laurent.	34
Tableau A1. Dimensions et superficies des populations de roseau commun observées sur le site de SAK, une tourbière non restaurée.	79
Tableau A2. Caractéristiques des parcelles expérimentales mises en place à SAK, une tourbière non restaurée, où des traitements de lutte contre le roseau commun ont eu lieu ..	80
Tableau A4. Sommaire des coûts (en valeur monétaire de 2016) associés à la méthode de bâchage des populations de roseau commun présentes à SAK suivi d'une revégétalisation des surfaces traitées.	90
Tableau A5. Taux de survie des plantations, hauteur maximale et couverture végétale des saules (n = 499), nombre de repousses de roseau ayant percées la toile et retrouvées dans les incisions des toiles (n = 499) et profondeur de la nappe phréatique (n = 8) (moyenne des sous-parcelles ± écart-type) inventoriés en 2015 pour les quatre parcelles expérimentales à SAK	93

Liste des figures

Figure 1. Emplacement géographique du site d'étude de Bois-des-Bel (BDB) où des méthodes de lutte à la quenouille à feuilles larges ont été testées.....	20
Figure 2. Schéma décrivant la séquence des différents traitements de lutte au <i>Typha latifolia</i> effectués de 2012 à 2015 dans le site de BDB.....	23
Figure 3. Localisation du site de BDB dans la tourbière de Bois-des-Bel et représentation schématique du dispositif expérimental et de l'emplacement des traitements de lutte au <i>Typha latifolia</i> le long des canaux de drainage.	24
Figure 4. Exemple d'une parcelle expérimentale soumise à un traitement de bâchage des populations de quenouilles sur le site de BDB	25
Figure 5. Cartes illustrant la répartition spatiale de la quenouille à feuilles larges dans les canaux de drainage de la tourbière de BDB avant sa restauration, ainsi que 3 et 15 ans après restauration dans les trois différentes sections du site (restaurée, non restauré, zone tampon).....	30
Figure 6. Cartes illustrant la répartition spatiale de la quenouille à feuilles larges sur les planches de la tourbière de BDB avant sa restauration, ainsi que 3 et 15 ans après restauration dans les trois différentes sections du site (restaurée, non restauré, zone tampon).....	31
Figure 7. Fréquence (%) d'apparition de la quenouille à feuilles larges dans les canaux de drainage des sections restaurée et non restaurée du site de BDB en fonction du nombre d'années écoulées depuis la restauration du site.	32
Figure 8. Fréquence (%) d'apparition de la quenouille à feuilles larges sur les planches des sections restaurée et non restaurée du site de BDB en fonction du nombre d'années écoulées depuis la restauration du site.....	32
Figure 9. Effet de différents traitements de contrôle du <i>Typha latifolia</i> sur la densité des tiges de quenouilles mesurée au cours de la saison de croissance (moyenne $\pm$ écart-type) sur le site de BDB.....	35
Figure 10. Évolution de la densité des tiges de <i>Typha latifolia</i> au cours de la saison de croissance (nombre de mois après le retrait des toiles entre les mois de juin à septembre) en fonction du traitement de lutte contre la quenouille utilisé sur le site de BDB	35
Figure 11. Effet de différents traitements sur la biomasse aérienne des tiges du <i>Typha latifolia</i> mesurée à la quatrième année de la mise en place des traitements et à la troisième année pour le bâchage 2 ans (moyenne $\pm$ écart-type) sur le site de BDB.	36
Figure A1. Emplacement géographique du site d'étude de Saint-Alexandre-de-Kamouraska (SAK) où des méthodes de lutte au roseau commun ont été testées.	76

Figure A2. Population de roseau commun la plus étendue répertoriée sur le site de SAK le long et en bordure d'un canal de drainage, avant l'application des traitements.....	78
Figure A3. Localisation et délimitation des trois populations de roseau commun répertoriées sur le site de SAK.	78
Figure A4. Emplacement des trois populations de roseau commun, des quatre parcelles expérimentales et des huit unités d'échantillonnage utilisés pour caractériser les populations à SAK.	79
Figure A5. Différentes opérations entreprises lors du bâchage des populations de roseau à SAK.	82
Figure A6. Population de roseau avant et après l'application de la bâche et du traitement de revégétalisation effectué sur une parcelle expérimentale à SAK..	83
Figure A7. Différentes étapes des travaux de revégétalisation des parcelles expérimentales à SAK.	85
Figure A8. Dispositif expérimental de l'expérience de lutte au roseau commun à SAK	86
Figure A9. Suivi des plantations de saules à SAK pour déterminer a) la couverture végétale et b) la hauteur des saules. Exemples c) d'un plant de saule mort dû à un stress hydrique prolongé, d) de tiges de roseau sortant par une incision, e) d'une tige ayant percée la toile et f) d'un puits hydrologique..	88
Figure A10. Valeurs moyennes (moyenne $\pm$ écart-type) de la hauteur maximale, la couverture végétale, le taux de survie et la profondeur de la nappe phréatique mesurée pour les huit sous-parcelles de plantation de saules indigènes et exotiques effectuées à SAK en fonction du nombre de mois écoulé depuis le début du traitement de revégétalisation..	92
Figure A11. Valeurs moyennes (moyenne $\pm$ écart-type) du nombre de repousses des parties aériennes de roseau commun compté aux endroits où le roseau a percé la toile et dans les incisions des toiles installées sur les parcelles expérimentales à SAK en fonction du type de plantation de saules.....	92

Remerciements

J'aimerais tout d'abord remercier sincèrement Line Rochefort, qui en tant que directrice de recherche, m'a permis de me joindre à une équipe dynamique et me consacrer à un projet de recherche sur l'écologie des tourbières. Ta passion, ta détermination et ton amabilité m'ont beaucoup inspiré durant mon parcours académique. Je tiens également à remercier mon co-directeur, Claude Lavoie, pour ses conseils et commentaires pertinents concernant la mise en place de mes expériences, l'implication pratique de ce projet et la relecture de ce mémoire.

J'exprime toute ma gratitude à l'équipe du Parc national du Bic pour leur soutien logistique et l'appui à notre projet de recherche à Saint-Fabien-sur-Mer. Je remercie spécialement Marlène Dionne pour son prêt matériel. Merci également à Mathieu St-Onge du MDDELCC pour sa participation à ce projet et la délivrance du certificat d'autorisation. De même, je remercie Stéphanie Boudreau de l'APTHQ pour avoir fait connaître ce projet de recherche. J'adresse de sincères remerciements aux membres du groupe PHRAGMITES pour leurs conseils judicieux dans la mise en place des travaux. Aux partenaires industriels, j'aimerais exprimer toute ma gratitude pour leurs nombreux services rendus dans ce projet.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à tous les membres professionnels du laboratoire de Line Rochefort. Je vous remercie pour votre présence, votre soutien et tous vos commentaires pendant les midi-GRET. Un merci spécial à ma collègue géographe, Marie-Claire LeBlanc, pour sa patience et sa rigueur exceptionnelle à la relecture de ce mémoire, ainsi que son aide précieuse à la coordination de ce projet. Je remercie chaleureusement mes collègues de bureau : Ariane, Mélina, Sébastien, Kathy, André-Philippe, Étienne, Laurence et Marie-Ève. Ces quelques années passées en votre compagnie ont été des moments privilégiés et divertissants. Il m'est impératif de souligner le travail acharné accompli par mes stagiaires et assistants de terrain au cours de l'été 2015 et leur patience inouïe à compiler les données, je vous en suis très reconnaissant.

Merci à mes parents et ma famille qui, par leurs nombreux encouragements et leur affection, ont su insuffler l'intérêt et la persévérance dans mes études. Enfin, je me dois de

souligner le support inconditionnel, l'attitude bienveillante, la patience et les encouragements infinis de ma copine, merci Michèle.

Finalement, j'adresse de sincères remerciements à la Chaire industrielle de recherche du CRSNG en aménagement des tourbières et l'Association des producteurs de tourbe horticole du Canada pour leur soutien financier au cours de ma maîtrise.

Avant-propos

En guise d'introduction à cette étude, le premier chapitre présentera brièvement le problème lié à l'envahissement des écosystèmes de tourbière par des plantes. Le second chapitre présentera le phénomène d'envahissement de tourbières ombrotrophes par la quenouille à feuilles larges. Une revue de littérature des méthodes de lutte à la quenouille sera par la suite présentée, suivie par la formulation des objectifs spécifiques et hypothèses de ce projet. Ensuite, le site d'étude et l'expérience portant sur la lutte à la quenouille en tourbière seront présentés. Une discussion générale des résultats obtenus sera proposée, puis des recommandations seront émises dans le contexte des tourbières au Québec. Enfin, au troisième chapitre, une conclusion fera la synthèse de l'expérience dans le cadre de la restauration des tourbières et présentera les retombées et perspectives de recherche de l'étude. Une étude complémentaire, dont le déroulement est toujours en cours au moment de la rédaction de ce document, traitant de l'évaluation du potentiel de méthodes de lutte au roseau commun en tourbière sera présentée en annexe.

Chapitre 1. Introduction générale

Les quenouilles et les roseaux exotiques sont des plantes de milieux humides qui sont parfois considérées comme envahissantes selon certaines conditions dans les écosystèmes de tourbière. Dans les prochaines sections, les caractéristiques de ces plantes envahissantes et leur impact dans le contexte des tourbières dégradées et en cours de restauration écologique seront abordés.

1.1 Définition du problème

Certaines espèces végétales possèdent des attributs qui leur permettent de se propager rapidement dans de nouveaux territoires et former de grandes populations dominantes. De façon générale, parmi les caractéristiques qui prédisposent les plantes à occuper un nouveau milieu avec succès, il y a une aire de répartition vaste dans leur continent d'origine et une production élevée de diaspores qui se disséminent facilement (Lodge 1993; Rejmánek et Richardson 1996; Williamson et Fitter 1996). Le nombre d'espèces végétales et la quantité de diaspores introduites par l'Homme de façon volontaire ou accidentelle dans de nouveaux écosystèmes ont été grandement exacerbés par la multiplication des transports et la mondialisation des échanges (Levine et D'Antonio 2003; Pauchard et Shea 2006; Keller et Lodge 2007). Parmi l'ensemble des espèces introduites, quelques-unes parviennent à franchir les barrières abiotiques et biotiques à leur survie et leur reproduction, pour ensuite se disperser et s'établir dans de nouveaux environnements (Richardson et al. 2000).

Généralement pourvues d'une capacité à supporter les fortes variations des conditions abiotiques (humidité, lumière, température, salinité et nutriments) d'un environnement (Rejmánek et Richardson 1996), les espèces qui réussissent à disséminer leurs diaspores et développer de nouveaux individus viables dans cet environnement d'accueil peuvent former une population naturalisée (Davis 2009). Seule une faible proportion des populations végétales naturalisées sont capables de produire de nombreux descendants fertiles pouvant être dispersés à des distances considérables (> 100 m) des plants mères et ont le potentiel de couvrir de grandes surfaces. De telles espèces sont considérées « envahissantes » (Richardson et al. 2000; Thévenot 2013). Leur prolifération peut parfois s'avérer nuisible aux écosystèmes ou aux activités

humaines (Lavoie et al. 2014). Ces nuisances posent des problèmes de plus en plus complexes aux décideurs et entraînent parfois des impacts écologiques aux écosystèmes (Vilà et al. 2011). Dans certains cas, des interventions urgentes sont nécessaires afin de limiter les impacts potentiels.

1.2 Impacts des invasions biologiques et de l'envahissement par des plantes sur un habitat

Les espèces végétales envahissantes sont majoritairement introduites de façon volontaire (Ruiz et Carlton 2003). Toutefois, des espèces indigènes peuvent aussi occasionnellement se propager rapidement dans des habitats qu'elles n'avaient pas occupé auparavant (Richardson et al. 2000). Certaines explosent sur le plan démographique à cause des modifications environnementales provoquées par les perturbations anthropiques ou naturelles (Lavoie et al. 2005a; Lefeuvre 2013). La disparition de barrières naturelles confère à ces envahisseurs, exotiques ou indigènes, un avantage compétitif par rapport aux autres plantes. Ils se propagent rapidement et occupent une position dominante dans les écosystèmes d'accueil (Valéry et al. 2008). Cependant, ils ont, dans la plupart des cas, un impact faible sur l'écosystème (Lavoie et al. 2014).

La prolifération de plantes dans un milieu peut affecter le fonctionnement d'un écosystème (Vitousek et al. 1987; Vilà et al. 2011; Pyšek et al. 2012). Par exemple, elles peuvent provoquer des changements dans le recyclage et la disponibilité des nutriments (Ehrenfeld 2003) et altérer les régimes de perturbations naturelles d'un territoire, tels que les cycles d'incendie et l'érosion (Mack et D'Antonio 1998; Brooks et al. 2004). De plus, ces populations végétales très productives et dominantes sont capables de déloger des plantes indigènes (Callaway et Aschehoug 2000; Saltonstall 2002), diminuer la diversité en espèces (Hejda et al. 2009; Vilà et al. 2011) et modifier la composition d'un habitat en espèces végétales indigènes (MacDougall et Turkington 2005). Ces changements biotiques et abiotiques contribuent à l'homogénéisation du biote (Olden et al. 2004) et la création de nouveaux écosystèmes (Hobbs et al. 2006). Par ailleurs, ils peuvent engendrer la perte de services écologiques (Eviner et al. 2012). Cela a pour effet de compromettre la disponibilité des ressources et le bien-être humain (Pejchar et Mooney 2009; Pyšek et Richardson 2010). À la lumière de ces constatations, il semble probable que

l'impact négatif global des espèces végétales envahissantes surpasse largement l'ensemble des services écologiques bénéfiques qu'elles peuvent procurer dans leur environnement dont : l'épuration de l'eau, le contrôle des inondations et de l'érosion, la régulation du climat, la séquestration du carbone, le maintien de la fertilité des sols et la production de nourriture (Eviner et al. 2012).

Il est difficile de prédire et mesurer la susceptibilité d'une espèce végétale à afficher un caractère envahissant ou d'un habitat à être envahi par une espèce envahissante. Ce phénomène est illustré par deux concepts reconnus pour leur importance dans le processus d'envahissement : le caractère envahissant d'une espèce et le risque d'invasion d'un habitat (Lonsdale 1999; Davis et al. 2000; Richardson et Pyšek 2006). Ainsi, un écosystème est plus propice à l'envahissement lorsqu'il est exposé à une pression élevée en diaspores (Williamson et Fitter 1996; Kolar et Lodge 2001; Lockwood et al. 2005). Un milieu sera plus vulnérable aux invasions s'il est sujet à de fortes perturbations anthropiques (Blumenthal 2005; Rejmánek et al. 2005; Pyšek et al. 2010) et à une disponibilité accrue en ressources (nutriments, lumière, eau, etc.; Tilman 1985; Blumenthal 2005; Chytrý et al. 2008).

1.3 Dégradation des milieux humides

Parmi tous les écosystèmes, les milieux humides tendent à être particulièrement vulnérables à l'envahissement par des plantes, puisqu'ils se trouvent dans les parties basses d'un bassin versant où s'accumulent divers débris organiques, les sédiments (sable, limon et argile), l'eau et les nutriments pouvant faciliter ces invasions (Zedler et Kercher 2004). Ainsi, parmi la trentaine d'espèces végétales reconnues comme étant les plus envahissantes à travers le monde, 24 % d'entre elles (8 sur 33) sont des espèces végétales envahissantes sont des plantes de milieux humides (Zedler et Kercher 2004).

Plusieurs activités d'origine anthropique ont fortement contribué à la dégradation voire la perte des milieux humides à l'échelle globale (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Les causes exactes de ces dégradations sont nombreuses et elles sont généralement liées aux activités humaines, considérées comme des sources de pollution, fragmentation et transformation des

paysages (Moser et al. 1996; Millennium Ecosystem Assessment 2005; van Asselen et al. 2013). Parmi ces activités, il y a le drainage, la conversion de l'usage des terres, l'eutrophisation, l'envasement des cours d'eau, la surexploitation et l'envahissement par des espèces exotiques (Cronk et Fennessy 2001; Zedler et Kercher 2005). Par exemple, au Québec, les activités agricoles et sylvicoles ont perturbé près de 20 % de la superficie totale des milieux humides des Basses-Terres du Saint-Laurent sur une période de 22 années (Pellerin et Poulin 2013).

1.4 Écologie des tourbières

Les tourbières sont des écosystèmes à drainage variable, où le processus d'accumulation organique prévaut sur les processus de décomposition, sont marqués par la formation de tourbe riche en carbone organique d'une épaisseur pouvant atteindre 10 m (Rydin et Jeglum 2013). Il est possible de distinguer deux principaux types de tourbières en fonction de leurs caractéristiques hydriques, physicochimiques de l'eau et la tourbe et leur composition végétale : les tourbières ombrotrophes et minérotrophes. L'écosystème d'étude se concentre spécifiquement sur les tourbières ombrotrophes. Les tourbières ombrotrophes, communément appelées bogs, ont une morphologie bombée et sont dominées par des sphaignes, souvent accompagnées de plantes herbacées, d'arbustes (éricacées) et d'arbres comme le mélèze laricin et l'épinette noire (Payette et Rochefort 2001). La présence de plantes typiques de milieux humides, telles que la quenouille et le roseau, est généralement faible (- 1 %) dans les parties naturelles des bogs de la région du Bas-Saint-Laurent (Poulin et al. 2013).

1.5 Envahissement des bogs par des héliophytes

Jusqu'à ce jour, peu de cas d'envahissement d'un bog par des espèces héliophytes ont été répertoriés en Amérique du Nord et documentés dans la littérature scientifique. Les héliophytes sont définies comme des plantes semi-aquatiques typiquement de marais dont l'appareil végétatif et reproducteur est totalement aérien et dont les racines ou rhizomes se développent dans la vase ou dans une terre gorgée d'eau (Tiner 1991). Parmi les quelques cas documentés à ce jour, celui de l'envahissement des bogs du nord-ouest du Michigan (États-Unis) est particulièrement révélateur. La quenouille (*Typha latifolia*) et le roseau (*Phragmites australis*) ont envahi la rive de certains lacs peu profonds entrecoupant ce complexe tourbeux à la suite de perturbations

causées par les feux et le piétinement de la flore. Ces perturbations ont contribué à l'élimination du tapis de sphaignes et de la couche superficielle de tourbe (Gates 1942).

D'autres types de plantes peuvent envahir les bogs. Par exemple, l'envahissement d'une tourbière par le bouleau (*Betula* spp.) est un phénomène qui a souvent été observé au Québec et ailleurs au Canada, ainsi qu'en Europe (Jonsson-Ninniss et Middleton 1991; Meade 1992; Lavoie et Rochefort 1996; Girard et al. 2002; Diamond et al. 2003; Lavoie et al. 2005b; Fay et Lavoie 2009). D'autres études menées principalement en Europe ont fait mention de l'envahissement par une mousse brune (*Campylopus introflexus*), des herbacées (*Molinia caerulea*, *Sarracenia flava*, *Sarracenia purpurea*), une fougère (*Pteridium aquilinum*), une éricacée (*Rhododendron ponticum*), ainsi que différentes espèces de conifères (*Picea sitchensis*, *Pinus contorta*, *Pinus sylvestris*). Ces envahissements résultent dans la plupart des cas de perturbations anthropiques sévères, d'un assèchement de la tourbe ou d'un dépôt excessif en azote (Smart et al. 1986; Tomassen et al. 2004; Malone et O'Connell 2009; Gogo et al. 2011; Rydin et Jeglum 2013; Lindsay 2014; Jukonienė et al. 2015; Swindles et al. 2016; Walker et al. 2016).

Les bogs sont généralement des milieux moins propices à la présence de plantes envahissantes, puisque leurs conditions abiotiques sont hostiles (Zefferman et al. 2015). Ils reçoivent leurs apports en éléments nutritifs et en eau du vent et des précipitations atmosphériques. Ils sont isolées des eaux souterraines, ce qui fait en sorte que l'eau et la tourbe y sont acides (pH de 3,5 à 4,2) et très pauvres en éléments minéraux et nutritifs (Payette 2001; Rydin et Jeglum 2013). Par contre, la dégradation de ces milieux par les activités humaines a nettement contribué à modifier ces conditions. Par exemple, le drainage intensif d'un bog abaisse le niveau de la nappe phréatique et augmente les fluctuations de cette dernière (Price et al. 2003). De plus, l'aspiration des horizons superficiels lors de l'extraction de tourbe à des fins horticoles augmente le pH et la conductivité électrique de la tourbe. Elle augmente aussi les concentrations en calcium et ammonium, mais diminue la biodisponibilité de certains éléments minéraux et nutritifs (sodium et phosphore; Andersen et al. 2011). Il est possible que la modification des conditions hydriques et physicochimiques de la tourbe des bogs perturbés puisse faciliter l'établissement et la prolifération de certaines héliophytes, puisqu'elles affectionnent les zones

humides non saturées d'eau en permanence, tolèrent de fortes fluctuations de la nappe phréatique et sont compétitives pour l'eau et les nutriments grâce à leur réseau racinaire bien développé (Tulbure et al. 2007; Johnston et al. 2009). Les perturbations anthropiques peuvent donc avoir des impacts négatifs sur la richesse en espèces de sphaignes (Tousignant et al. 2010). Elles peuvent également induire des effets à long terme sur certaines fonctions d'une tourbière comme la capacité à stocker l'eau et le carbone (Laine et al. 1995; Ward et al. 2007).

L'extraction de la tourbe à des fins horticoles est une source importante de perturbations anthropiques des bogs dans l'Est du Canada (Poulin et al. 2004). Il s'agit d'une activité répandue au Québec méridional (Payette et Rochefort 2001; Poulin et al. 2004). Elle se fait principalement par la méthode d'aspiration (Landry 2008), qui requiert le drainage du site et le retrait du couvert végétal. À la fin de la vie industrielle de la tourbière, une couche épaisse de tourbe a été extraite. Le réservoir de graines a par conséquent été éliminé (Salonen 1987) et l'hydrologie grandement altérée (Price et al. 2003). Il en résulte de grandes superficies de tourbe résiduelle très décomposée et compacte (Price et Whitehead 2001). La couche superficielle est instable et soumise à l'érosion éolienne et au soulèvement gélival (Campbell et al. 2002). Ces conditions ne sont pas favorables à la croissance de la sphaigne. Plusieurs décennies après l'arrêt des activités d'extraction de la tourbe, la régénération naturelle par les sphaignes et autres plantes typiques des bogs est très lente (Lavoie et Rochefort 1996; Lavoie et al. 2005b). Cependant, cette surface peut parfois devenir favorable à certaines plantes rudérales tolérantes aux perturbations (Poulin et al. 2005) ou être dominée par une seule espèce durant plusieurs décennies (Poschlod et al. 2007).

1.6 Restauration écologique des tourbières dégradées

Depuis le début des années 1990, des efforts ont été entrepris dans le but de restaurer les bogs fortement perturbés grâce à la réintroduction active d'une végétation typique de ces milieux (Rochefort et Lode 2006). Il s'est avéré que la restauration des tourbières pouvait potentiellement limiter l'expansion excessive de certaines espèces indésirables et atypiques des bogs (Poulin et al. 2013). En Amérique du Nord, la restauration écologique des bogs à partir de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal développée par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET ; Quinty et Rochefort 2003) constitue une des pratiques employées pour

restaurer un milieu dégradé et favoriser le retour à un écosystème fonctionnel (González et Rochefort 2014). Il s'agit de rétablir un couvert végétal principalement composé de mousses du genre *Sphagnum*. La restauration par transfert du tapis muscinal comporte plusieurs autres objectifs, comme le rétablissement d'un régime hydrologique propre aux tourbières (Rochefort et al. 2003) et le retour des cycles biogéochimiques et des interactions plantes-micro-organismes comparables à ceux d'une tourbière naturelle (Andersen 2006). Cette approche de restauration peut aussi assurer la présence d'une structure de végétation propre aux tourbières qui favorise la biodiversité faunique et floristique et qui permet à l'écosystème de résister aux invasions biologiques (Payette et Rochefort 2001), dont l'invasion par des espèces envahissantes atypiques des bogs (Gorham et Rochefort 2003).

Les tourbières à sphaignes revêtent une valeur exceptionnelle dans l'ensemble des écosystèmes du Québec. Par contre, leur envahissement par des plantes habituellement non présentes ou peu abondantes peut représenter des risques inhérents à leur intégrité écologique. C'est pourquoi des interventions visant à freiner l'expansion ou diminuer la dominance de ces plantes doivent être entreprises rapidement lorsqu'une espèce réussit à s'établir et à se propager. À ce titre, l'article 8h de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (CDB), ratifiée par le Canada en 1992, stipule que chaque partie contractante doit « *empêcher d'introduire, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces* » (Nations Unies 1992). D'ailleurs, la Convention relative aux zones humides d'importance internationale (Convention de Ramsar 1971) considère les plantes exotiques envahissantes comme une des trois plus grandes menaces aux zones humides (sites Ramsar). De plus, la recommandation 6.1 (CdP 6) de cette convention encourage les parties contractantes « *à soutenir des programmes de recherche, particulièrement sur le fonctionnement des tourbières et sur la restauration des écosystèmes de tourbières dégradés* » (Convention de Ramsar 2013). Depuis ce jour, la onzième Conférence des Parties (CdP 11) de la CDB, qui s'est tenue en 2012, a demandé aux parties contractantes « *d'envisager, lors de l'élaboration de leurs stratégies nationales ou régionales sur les espèces exotiques envahissantes des mesures appropriées en faisant usage de l'ensemble des mesures de détection précoce, de contrôle et/ou d'éradication* » (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2012). Il apparaît donc primordial, tel que souligné par Daehler (2003), d'intégrer des pratiques environnementales

planifiées et définies en connaissance de l'espèce et du type d'habitat, afin d'apporter des solutions face aux problèmes que pose la gestion des espèces végétales envahissantes.

1.7 Objectifs généraux et hypothèses

Cette étude vise, dans un premier temps, à dresser un portrait de l'abondance de certaines plantes jugées potentiellement envahissantes dans quelques tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent où des activités d'extraction de la tourbe à des fins horticoles ont eu lieu. À première vue, deux espèces de plantes atypiques des bogs et potentiellement envahissantes, *Typha latifolia* et *Phragmites australis* semblent former des populations denses dans les canaux de drainage et sur la tourbe adjacente à ces canaux. L'hypothèse émise est que ces héliophytes devraient proliférer davantage dans les bogs non restaurés, à l'endroit où les conditions sont les plus humides et où leur système racinaire peut avoir accès à l'eau et aux nutriments du sol. De plus, les conditions qui prévalent dans un bog restauré sont, *a priori*, moins favorables à l'établissement et la croissance d'héliophytes. Elles sont plus acides comparativement à celles caractérisant habituellement un bog non restauré (Andersen et al. 2010, 2011). Dans un deuxième temps, cette étude vise à déterminer les méthodes de lutte les plus appropriées aux tourbières pour empêcher la dominance ou freiner l'expansion de ces plantes envahissantes. La mise en place d'expériences pour tester ces méthodes a pour but de fournir des techniques pouvant être appliquées dans un contexte de restauration, conservation ou utilisation industrielle d'un bog.

Chapitre 2. Lutte à la quenouille à feuilles larges en tourbière

2.1 Introduction

Plusieurs activités liées à l'extraction industrielle de la tourbe horticole offrent des conditions favorables à l'établissement de la quenouille (*Typha* spp.). Les sites avec du sol à nu, humide et exposé à la lumière constituent des habitats idéaux pour l'établissement d'hélophytes comme la quenouille (Tulbure et Johnston 2010; Boivin et al. 2011). Lorsque des activités d'extraction de la tourbe ont lieu, les canaux de drainage où la tourbe est exposée représentent des conditions favorables à l'établissement de nouveaux individus par graines. Des fragments de tiges et de rhizomes de quenouille peuvent aussi être dispersés par la machinerie utilisée. Les conditions abiotiques de certains bogs dégradés et l'apport en diaspores peuvent avoir favorisé l'établissement et la prolifération de populations de quenouilles à feuilles larges (*Typha latifolia* L.) qui ont été remarquées dans les canaux de drainage de certaines tourbières du Québec. Aux fins de la présente étude, le terme « population » réfère à un groupe localisé d'individus appartenant à une même espèce et situé dans un même habitat ou circonscrit dans une parcelle expérimentale (Raven et al. 2005; Gibson 2015).

2.1.1 Définition du problème de l'envahissement des milieux humides par la quenouille

Le genre *Typha* (famille : Typhaceae) représente une composante importante des milieux humides à travers le monde (Cronk et Fennessy 2001). Trois des espèces qui en font partie (*T. angustifolia*, *T. latifolia* et *T. dominensis*), ainsi qu'un hybride envahissant (*T. ×glauca*) figurent parmi les espèces les plus répandues dans certains milieux humides d'Amérique du Nord (Grace et Harrison 1986). Toutefois, ils peuvent parfois devenir fortement dominants à la suite de perturbations anthropiques (Galatowitsch et al. 1999; Ciotir et Freeland 2016). Des populations denses quasi-monospécifiques peuvent alors constituer une nuisance pour les milieux humides (Global Invasive Species Database 2017). Au Québec, on trouve deux espèces de quenouilles: la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia* L.), indigène d'Amérique du Nord, et la quenouille à feuilles étroites (*Typha angustifolia* L.), probablement introduite d'Europe (Ciotir et al. 2013; Ciotir et Freeland 2016). Ces deux espèces peuvent se croiser pour former des hybrides F₁, dont le plus connu est *T. ×glauca* Godr. (Smith 1967; Galatowitsch et al. 1999). Il a été suggéré que cet hybride jouerait un rôle important dans l'envahissement des milieux humides

situés le long des rives des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (Freeland et al. 2013). Il s'est propagé à divers endroits aux États-Unis (Wilcox et al. 1985, 2008; Vaccaro et al. 2009). D'ailleurs, la prolifération de *T. ×glaucia* dans un large complexe de milieux humides près du lac Michigan aurait eu pour conséquence de diminuer drastiquement la diversité d'espèces de plantes indigènes et d'altérer les conditions abiotiques du milieu (Mitchell et al. 2011). Néanmoins, aucun envahissement par *T. ×glaucia* n'a encore été répertorié dans une tourbière en Amérique du Nord.

Les communautés de quenouilles où la densité des tiges et l'accumulation de biomasse sont fortes peuvent s'avérer nuisibles pour la diversité des espèces floristiques et fauniques et les activités humaines (Holm et al. 1997; Farrer et Goldberg 2009). La prolifération de la quenouille pourrait mettre en péril certaines espèces de plantes rares ou représentatives de bogs naturels. Ce changement dans la composition végétale pourrait aussi affecter certaines espèces d'oiseaux typiques des tourbières qu'on trouve habituellement sous des latitudes beaucoup plus nordiques que celles des Basses-Terres du Saint-Laurent, telles que la Paruline à couronne rousse (*Setophaga palmarum*; Calmé et al. 2002). Bien que ces hypothèses demeurent controversées, certaines études suggèrent que la quenouille aurait la capacité d'inhiber la germination et la croissance de certaines espèces indigènes, car elle libérerait des substances allélopathiques à partir de ses racines (McNaughton 1968; Jarchow et Cook 2009). La biomasse aérienne et la litière qu'elle accumule au sol diminue la pénétration de la lumière à la surface du sol, ce qui pourrait avoir des effets négatifs sur la germination et la richesse en espèces de plantes (McNaughton 1966; Facelli 1994; Vaccaro et al. 2009). Elle pourrait également engendrer des pertes importantes d'eau par transpiration dans certains lacs, mares ou champs (Mitich 2000). D'un autre point de vue, la dissémination d'une quantité abondante de diaspores de quenouilles sur des tourbières voisines, où la tourbe est toujours extraite à des fins industrielles, peut affecter la qualité de la tourbe et entraîner une dépréciation de cette ressource sur le marché.

2.1.2 Écologie et biologie de la quenouille à feuilles larges

L'espèce indigène, *Typha latifolia*, a connu une expansion considérable de son aire de répartition en Amérique du Nord entre le milieu et la fin du 20^e siècle et tend à former des populations denses, parfois dominantes, dans les milieux humides fortement dégradés par des

perturbations anthropiques (McNaughton 1966; Shih et Finkelstein 2008). Au Québec, elle a été répertoriée dans plusieurs bogs ayant été fortement perturbés. La quenouille à feuilles larges est une espèce ubiquiste, typique des bords des eaux calmes, des rivages, des lacs, des marécages, des marais, des tourbières minérotrophes et plus généralement des milieux humides, où elle pousse parfois en populations denses (Grace et Harrison 1986). L'expansion de son aire de répartition aurait été facilitée par sa capacité à occuper des sites fortement perturbés, dont les canaux situés en bordure du système routier reconnus comme des corridors de dissémination pour certaines espèces envahissantes et caractérisés par des conditions salines (Hansen et Clevenger 2005; Jodoin et al. 2008; Olson et al. 2009). Cette plante monocotylédone pérenne possède plusieurs traits morphologiques qui font d'elle un envahisseur prolifique dans les milieux humides. Il s'agit d'une plante semi-aquatique de type émergente, dont la tige peut atteindre jusqu'à 3 m de hauteur (Mitich 2000). La quenouille tolère une salinité modérée (300 à 2400 mg L⁻¹; Koropchak et Vitt 2012) et elle tolère aussi une acidité élevée (pH > 3,5), mais elle capte mieux les nutriments (azote) lorsque les conditions sont moins acides (pH > 5; Brix 2002). Elle est adaptée à une vaste gamme de températures pouvant aller de -34 à 50 °C (Liu et al. 1978; Mitich 2000), mais sa croissance et ses besoins en macroéléments et microéléments sont influencés positivement par une augmentation de la température du sol (Adriano et al. 1980). Tolérante à un stress hydrique important (humidité du sol $\geq 5\%$; Asamoah et Bork 2010), la quenouille est répartie spatialement selon son degré d'adaptation morphologique aux niveaux d'eau. *Typha latifolia*, l'espèce ayant proliféré dans les canaux de drainage du site d'étude, se trouve principalement dans les étendues d'eau peu profondes (< 50 cm) contrairement à *Typha angustifolia* qui se trouve dans les eaux plus profondes (> 50 cm; Grace et Wetzel 1981a, 1982, 1998). La quenouille possède une plasticité phénotypique. Elle dispose d'une capacité à exprimer différents phénotypes physiologiques ou morphologiques en réponse à diverses conditions environnementales (Callaway et al. 2003). Par contre, elle est sensible à une sécheresse prolongée. Dans ces conditions, la photosynthèse est réduite et la production de sa biomasse est ralentie (Grace et Wetzel 1981b; Li et al. 2004). La forte production de biomasse aérienne, due à son efficacité photosynthétique élevée (équivalente à une plante en C₄) et à sa capacité à emmagasiner les réserves de glucides sous forme d'amidon dans ses organes souterrains, se traduit souvent par une grande quantité de litière au sol (McNaughton 1974).

La quenouille se reproduit entre autres de manière sexuée. Ses organes femelles, une fois fécondées, peuvent produire entre 200 000 et 700 000 graines (akènes) par inflorescence (Holm et al. 1997). Ces graines vont être dispersées par le vent grâce à leurs stipes allongés munis de longs poils (Grace et Harrison 1986). Ce mode de dissémination permet aux graines d'être transportées sur des distances considérables. Les graines de quenouille peuvent former une proportion importante ($> 25 \%$) du réservoir de semences dans le sol d'un milieu humide. Une densité de 13 670 graines m^{-2} a été observée dans les premiers 10 cm du sol (Leck et Graveline 1979). Elles peuvent entrer en dormance lorsque les conditions du milieu sont défavorables à leur germination et demeurer viables durant une longue période (60 mois ; Comes et al. 1978). Elles nécessitent toutefois des conditions qui leur sont favorables pour germer, soient : un taux d'humidité élevé, une température oscillant entre 20 et 30 °C, une photopériode relativement longue avec un cycle de 12/12 et une faible concentration en oxygène dans l'eau (2,3 à 4,3 mg L^{-1} ; Sifton 1959; Bonnewell et al. 1983; Lombardi et al. 1997). La germination peut aussi avoir lieu sans oxygène (Lorenzen et al. 2000), mais elle est fortement affaiblie par une diminution ou une privation de lumière (Sifton 1959; Bourgeois et al. 2012).

Elle se propage aussi par multiplication végétative (clonale). Ce mode de propagation est une stratégie de survie primordiale pour la quenouille et lui permet d'augmenter la taille de sa population (Grace et Wetzel 1981b). Westlake (1982) estime que plus de 50 % de la biomasse totale de la quenouille est allouée au système racinaire. Ses rhizomes latéraux sont des organes robustes, parfois lignifiés, longs (jusqu'à 1 m) et minces (0,5 à 3 cm de diamètre) pouvant potentiellement demeurer vivants durant 17 à 22 mois (Westlake 1968; Holm et al. 1997; Mitich 2000). Les racines et les rhizomes se trouvent dans la portion du sol comprise entre la surface jusqu'à 25 cm de profondeur (McNaughton 1966). Les organes souterrains possèdent un tissu particulier, l'aérenchyme, qui favorise les échanges gazeux, surtout l'oxygène. Il permet notamment à la plante de s'installer dans les milieux saturés en eau et de tolérer des conditions anaérobiques.

Le premier stade de développement de la quenouille consiste à la croissance des feuilles, puis des tiges au printemps grâce aux réserves énergétiques contenues dans les rhizomes. Le deuxième stade comprend la floraison et la germination des graines produites durant les années

précédentes. Celles-ci ont lieu au début ou à la moitié de l'été. Le troisième stade de développement consiste à la fécondation, la fructification et le relâchement des fruits en août et septembre. Lorsqu'il y a fructification d'un individu de quenouille, l'activité du méristème (un tissu végétal indifférencié produisant de nouvelles cellules) situé à la base de la tige est totalement épuisée. Cela provoque l'arrêt de la croissance des feuilles et la mort de l'individu (Grace et Wetzel 1981b). Le quatrième stade est marqué par une forte croissance des rhizomes qui survient à la suite de la fructification et lorsque les tiges atteignent environ 35 à 45 cm de hauteur (Holm et al. 1997). La quenouille continue de se propager végétativement à partir des rhizomes et de produire de nouvelles tiges pour la prochaine saison de croissance jusqu'à ce que les feuilles deviennent sénescents à la fin de l'automne. Lors du cinquième et dernier stade de développement, les individus entrent en dormance pour la saison hivernale (Grace et Harrison 1986).

2.1.3 Méthodes de lutte à la quenouille

2.1.3.1 Herbicides

Certains produits phytosanitaires ont été utilisés aux États-Unis dans la lutte chimique à la quenouille dont l'amitrole, le dalapon, le paraquat, le Tandex, le 2,4-D et le glyphosate (Corns et Gubta 1971; Lawrence et al. 2015). Sculthorpe (1967) mentionne que le dalapon s'est avéré particulièrement efficace pour la lutte à la quenouille lorsqu'utilisé à une dose de 11,2 à 44,8 kg ha⁻¹. Selon les résultats obtenus dans cette étude, la pulvérisation foliaire était une technique préférable à l'injection directe dans le sol, dont l'efficacité ne pouvait être assurée qu'en absence d'eau libre. En contrepartie, l'utilisation du 2,4-D pouvait nécessiter plusieurs applications par saison selon la région où le traitement avait été effectué. L'application de glyphosate sous forme de pulvérisation aérienne a souvent été utilisée pour contrôler la quenouille dans les vastes complexes de milieux humides dans le but de restaurer les habitats pour la faune aviaire (Solberg et Higgins 1993; Linz et Homan 2011).

Plusieurs études montrent que l'utilisation d'herbicides en lutte à l'envahissement des milieux humides par des plantes augmente la disponibilité en nutriments (N et P; Findlay et al. 2003; Lawrence et al. 2015), ce qui pourrait favoriser un ré-envahissement des parcelles traitées, une eutrophisation du milieu et une prolifération d'algues nocives (Lawrence et al. 2015).

Plusieurs envahisseurs des milieux humides, telles que les quenouilles, voient alors leur croissance augmenter en réponse à un apport supplémentaire en nutriments (Woo et Zedler 2002; Minchinton et Bertness 2003; Kercher et Zedler 2004).

L'utilisation de produits phytosanitaires pour la lutte à une plante envahissante n'est pas permise dans le contexte des tourbières du Québec. En vertu de l'alinéa 2 de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (R.L.R.Q., chap. Q-2, art. 22), l'application de pesticides est proscrite dans un milieu humide (Gouvernement du Québec 2016). De surcroît, l'utilisation des herbicides suscite la controverse au sein de la communauté scientifique, étant donné que la toxicité liée aux adjuvants est peu documentée et semble être potentiellement néfaste à certaines espèces de poissons et macro-invertébrés (Tu et al. 2001). Malgré ces contraintes et conséquences possibles, des études menées en Europe montrent que l'utilisation ciblée de glyphosate est la méthode ayant le rapport coût-efficacité le plus avantageux pour éradiquer ou diminuer l'abondance de certaines espèces de plantes envahissantes en tourbières (Walker et al. 2016).

2.1.3.2 Extraction manuelle

Selon l'étude menée par Lawrence *et al.* (2015), l'extraction manuelle est une méthode toute aussi efficace que les herbicides pour éliminer une population de quenouilles en milieux humides. Une seule récolte des parties aériennes et souterraines vivantes de quenouilles peut engendrer des améliorations significatives de la biodiversité et des conditions de l'habitat (Lishawa et al. 2015). Plus précisément, cette récolte augmente la pénétration de la lumière à la surface du sol (Lawrence et al. 2015). De plus, elle n'appauvrit pas le sol en nutriments (Lishawa et al. 2015). En revanche, l'extraction manuelle de la quenouille est exigeante en main d'œuvre et limitée aux petites populations. Elle peut avoir un effet négatif sur le réservoir de semences présent dans le sol et le potentiel de régénération naturelle des plantes indigènes, puisqu'elle contribue à la compaction de la couche superficielle de l'horizon organique du sol, diminue les échanges gazeux, l'activité microbienne et la capacité d'infiltration de l'eau dans les pores du sol (Boyd et al. 2015). En tourbière, Walker *et al.* (2016) ont démontré que l'extraction manuelle de *Sarracenia purpurea*, une plante carnivore exotique très commune des tourbières d'Europe, contribue à diminuer de façon significative l'abondance des plants adultes, tout en entraînant une

faible diminution de la diversité des espèces qui leur est associées. À l'inverse, elle a causé une augmentation de façon significative du nombre de diaspores et de plantes juvéniles. Il est possible que les effets de l'extraction manuelle de la quenouille en tourbières puissent s'apparenter à ceux observés chez la sarracénie.

2.1.3.3 Fauche répétée

La fauche répétée des tiges semble être la méthode la plus efficace pour lutter contre l'envahissement par la quenouille (Sale et Wetzel 1983). Des réductions très importantes des densités de quenouilles (80 à 99 %) ont été obtenues dans plusieurs études à la suite d'une fauche répétée (Nelson et Dietz 1966; Stodola 1967; Shekhov 1974; Weller 1975; Sojda et Solberg 1993). Dans ces études, deux à trois fauches par saison de croissance ont été effectuées de façon à laisser les sections de tiges restantes sous un niveau d'eau supérieur à 7,5 cm pendant au moins une saison de croissance.

Selon Sale et Wetzel (1983), il est préférable d'effectuer la fauche juste avant la floraison (début et moitié de l'été) des individus, lorsque les réserves énergétiques contenues dans les rhizomes sont à leurs niveaux minima. Les fauches effectuées après la floraison empêchent la repousse des tiges au printemps suivant, mais elles n'ont aucun effet sur la croissance des tiges au cours des années subséquentes et peuvent même l'augmenter. De plus, une fauche trop hâtive (au printemps) augmente de 25 % le nombre de tiges observées l'été suivant (Sale et Wetzel 1983). L'efficacité de la méthode de fauche répétée sous la surface de l'eau résiderait peut-être dans sa capacité à empêcher la diffusion de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (Beule 1979). À ce titre, Sale et Wetzel (1983) ont montré que trois fauches successives des tiges durant la saison de croissance effectuées sous la surface de l'eau étaient suffisantes pour supprimer la quasi-totalité des parties souterraines de quenouilles. Malgré ces diminutions importantes de la biomasse souterraine (97 %) et de la densité de tiges (75 %), Sharma et Kushwaha (1990) ont noté que les quenouilles fauchées étaient toujours viables, donc qu'elles avaient la capacité de se régénérer. Il semble probable que cette méthode puisse contribuer à affaiblir le réseau racinaire et à empêcher la production de graines jusqu'à épuiser le réservoir de graines du sol. En revanche, il est possible qu'elle s'avère inefficace à éradiquer une population bien établie.

2.1.3.4 Bâchage

La méthode de bâchage n'a pas été testée à ce jour dans un objectif de lutte à la quenouille en tourbière. Elle est toutefois fréquemment utilisée dans le secteur agricole pour lutter contre certains parasites (champignons pathogènes, nématodes) ou mauvaises herbes des cultures (Katan 2015). Certains chercheurs ont aussi utilisé cette méthode pour lutter contre plusieurs espèces de plantes envahissantes dans un contexte d'aménagement ou de restauration d'habitats (Holm et al. 1977). Le bâchage consiste à mettre en place une membrane (toile) transparente ou opaque qui est laissée plusieurs années sur la surface à traiter pour éliminer les plantes situées en-dessous de celle-ci. L'efficacité de la méthode de bâchage repose essentiellement sur le principe de solarisation du sol, c'est-à-dire une hausse de la température des couches supérieures (15 cm) de sol pouvant atteindre 10 à 12 °C sous une toile opaque (Stapleton et al. 1985). Il a été montré que la température enregistrée sous une toile pouvait atteindre 60 °C à 5 cm de profondeur et 45 °C à 15 cm de profondeur dans un sol de type loam sableux (Arora et Yaduraju 1998). L'effet thermique de la solarisation induit une mortalité importante des graines contenues dans le sol (Arora et Yaduraju 1998; Cohen et al. 2008; Hutchinson et Viers 2011). Elle peut notamment faire sortir les graines de leur stade de dormance et détériorer leur tégument, par choc thermique ou altération chimique (Dahlquist et al. 2007), ce qui les rend plus vulnérables aux attaques par des microbes du sol (Kremer 1993).

Cette méthode agit toutefois sur l'ensemble des communautés végétales de la surface traitée. Elle peut entraîner des changements physiques, biologiques et chimiques importants du sol qui peuvent persister jusqu'à deux ans après le retrait de la toile (Kiviat 2006). Suite à son retrait, le traitement laisse le site propice à de nouvelles invasions (Tu et al. 2001b; Kiviat 2006). De plus, la solarisation contribuerait à libérer une quantité appréciable d'éléments minéraux solubles dans le sol susceptibles de provoquer une augmentation momentanée de la croissance des plantes, quoique l'effet aurait une durée relativement courte (Stapleton et al. 1985). Le bâchage est considéré tout aussi efficace que les traitements chimiques (Hutchinson et Viers 2011). Il est souvent combiné avec une fauche préalable des tiges, ainsi qu'un labour ou une scarification de la surface du sol à traiter. Toutefois, il s'agit d'une technique très coûteuse et limitée aux petites populations (Kiviat 2006; Hazelton et al. 2014). Son efficacité dépend

certainement du moment et de la durée du bâchage, des propriétés de la membrane utilisée et des conditions environnementales du milieu (Karathanos 2015).

2.1.3.5 Compétition végétale

La compétition végétale est utilisée pour lutter contre certaines plantes envahissantes en milieux humides, mais elle n'a encore fait l'objet d'aucune étude concernant la quenouille. La mise en place d'un couvert formé d'espèces herbacées compétitives ou d'arbustes vise à créer de l'ombre pour diminuer la densité des espèces indésirables et d'avantager les espèces indigènes qui poussent bien sous couvert (Perry et Galatowitsch 2006). La plupart des études traitant de méthodes de lutte tendent à négliger le rétablissement des espèces végétales indigènes (Kettenring et Adams 2011). De façon générale, la compétition végétale consiste à mettre en place rapidement un couvert composé de plantes indigènes, soit des arbres, arbustes ou un mélange d'herbacées. Ce couvert végétal doit créer un ombrage et alimenter la compétition pour les ressources de façon suffisamment importante pour empêcher l'établissement de l'espèce végétale envahissante.

La compétition végétale à l'aide d'arbustes a été utilisée pour lutter contre différentes espèces héliophytes envahissantes telles que *Calamagrostis canadensis* (Lieffers et al. 1993) et *Phalaris arundinacea* (Hovick et Reinartz 2007). Une étude a montré que lorsqu'elle est soumise à un ombrage prolongé, la quenouille à feuilles larges devient moins compétitive pour les ressources par rapport à une autre plante comme la salicaire commune (*Lythrum salicaria*; (Yakimowski et al. 2005). La croissance des organes aériens et souterrains, ainsi que le nombre des inflorescences, diminuent en raison de l'ombrage (Weihe et Neely 1997). Même si la quenouille dispose d'un indice de surface foliaire élevé lui permettant d'être compétitive pour la lumière (Grace et Wetzel 1981b), il a été démontré que la totalité des quenouilles étaient supprimées après trois mois lorsqu'elles se situaient sous un filet d'ombrage bloquant 90 % des rayons solaires (Holm et al. 1997). Dans le contexte de création de mares en tourbières, une étude menée en laboratoire a montré que la mise en place d'un couvert de sphaignes permet de diminuer le taux de germination des graines de quenouilles présentes à une valeur presque nulle à cause du pH acide (< 4) de la tourbe et l'ombrage créé par le tapis de sphaignes (Bourgeois et

al. 2012). Ainsi, le rétablissement rapide d'un tapis de mousses peut offrir une compétition à la germination de la quenouille en tourbière.

Bien que la méthode de compétition végétale soit utilisée habituellement en combinaison avec des méthodes de lutte mécanique ou chimique, elle pourrait constituer une barrière végétale à l'établissement de nouvelles populations de quenouilles. Cette barrière pourrait également être utilisée pour confiner des populations denses de quenouilles à l'aide d'une haie arbustive utilisée pour circonscrire l'expansion de certaines populations denses d'hélophytes en milieux humides (Albert et al. 2013). Cela dit, elle serait efficace surtout pour limiter l'établissement d'individus à partir de graines et elle aurait probablement un effet négligeable sur la propagation d'individus de quenouilles par voie végétative.

2.1.3.6 Lutte biologique

Il existe plusieurs espèces d'insectes susceptibles de se nourrir ou de parasiter les différentes parties de la quenouille (Claassens 1918). Toutefois, aucun insecte n'a été utilisé jusqu'à présent pour empêcher la prolifération de la quenouille. En fait, la plupart de ces insectes peuvent attaquer plusieurs parties de la plante à la fois, mais il demeure néanmoins plus pratique de catégoriser ces espèces en fonction du type de dommages affligés à la plante pour être en mesure de les intégrer dans une perspective de lutte biologique. Certains insectes appartenant aux ordres des lépidoptères ou des hémiptères se nourrissent des styles à leur stade larvaire, puis des graines et des parties contiguës de l'inflorescence en atteignant un stade plus mature. Deux autres types d'insectes très communs sur la quenouille, les chenilles noctuidés et les aphides, vont plutôt ingérer des portions de feuilles ou des jeunes pousses. Les noctuidés et d'autres espèces de coléoptères s'attaquent pour leur part aux tiges de quenouilles. Les larves, capables de s'introduire à l'intérieur de la tige, migrent vers leur base et se nourrissent des tissus de l'aérenchyme. Elles provoquent une mortalité importante des jeunes feuilles et l'avortement des inflorescences, pouvant représenter une diminution de 55 % de la production totale de la biomasse aérienne de la plante (Grace et Harrison 1986). Une autre espèce d'insectes appartenant à l'ordre des coléoptères et au genre *Calendra* (*Calendra pertinax* Oliv.) est spécialisée dans l'ingestion de la partie corticale des rhizomes fortement concentrée en amidon (Claassens 1918; Grace et Harrison 1986).

2.1.4 Objectif spécifique et hypothèses

L'objectif spécifique poursuivi dans cette expérience consistait principalement à tester deux méthodes de lutte, la fauche répétée des tiges sous la surface de l'eau et le bâchage, dans le but de réduire la dominance ou freiner l'expansion de la quenouille dans les canaux de drainage à la tourbière de Bois-des-Bel dans la région du Bas-Saint-Laurent. Premièrement, considérant les études scientifiques décrites précédemment, la fauche répétée effectuée sous la surface de l'eau semble être une méthode très efficace pour diminuer le nombre de repousses, limiter la germination et affaiblir le réseau racinaire des quenouilles. Ainsi, l'hypothèse émise était que la fauche répétée des quenouilles trois fois par saison de croissance est plus efficace pour diminuer le nombre de repousses en tourbière comparativement à un traitement sans fauche ni bâchage ou un traitement avec une fauche unique. La deuxième hypothèse était que l'installation d'une toile opaque laissée sur place durant trois années consécutives est plus efficace qu'un bâchage durant deux années pour diminuer les repousses de quenouille en tourbière. Puisque la littérature semble indiquer que la durée du bâchage semble avoir un effet non négligeable sur l'efficacité du traitement, la durée du traitement la plus longue est la plus efficace. Enfin, la troisième hypothèse est que la méthode de fauche répétée à trois reprises durant quatre années consécutives est plus efficace pour diminuer les repousses de quenouille en tourbière que l'installation d'une toile durant deux à trois années consécutives.

2.2. Méthodologie

2.2.1 Site d'étude

L'expérience visant à freiner l'expansion de la quenouille a été effectuée dans la tourbière de Bois-des-Bel (BDB). Il s'agit d'une tourbière ombrotrophe couvrant une superficie de 202 ha et située à une altitude moyenne de 28 m, à environ 10 km au nord-ouest de la ville de Rivière-du-Loup, dans la région du Bas-Saint-Laurent (47° 58' N; 69° 26' O; Figure 1). Le bog de Bois-des-Bel repose en majeure partie sur de l'argile marine. L'épaisseur moyenne de la tourbe y est de 2,2 m et peut atteindre par endroit 3,75 m (Lavoie et al. 2001). La végétation consiste en un assemblage d'aires ouvertes ou boisées dominées par l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) Britton, Sterns et Poggenburg), des éricacées (*Kalmia angustifolia* L., *Ledum groenlandicum* Oeder, *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench, *Vaccinium angustifolium* Ait.) et

les mousses boréales (*Sphagnum* spp. et *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. ; Pellerin et Lavoie 2000).

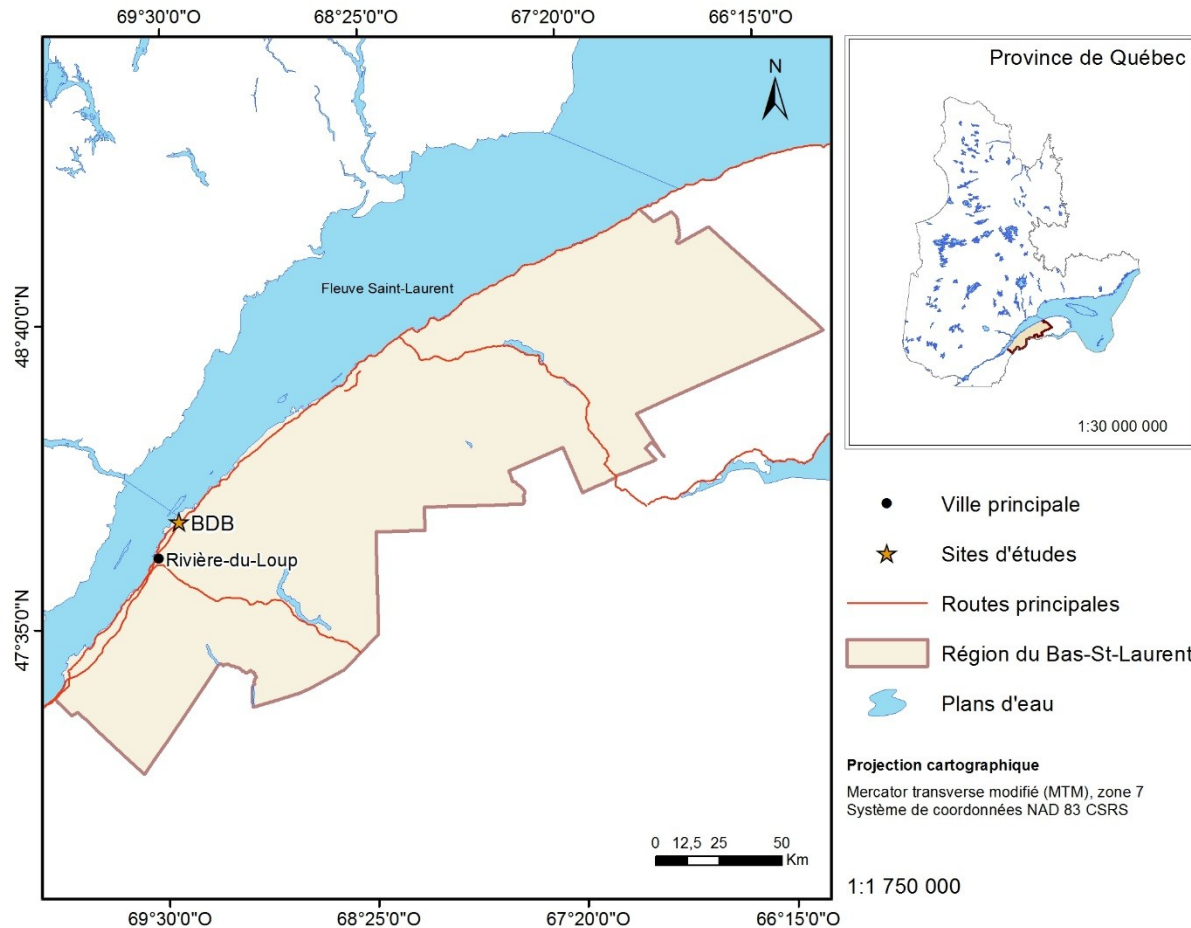


Figure 1. Emplacement géographique du site d'étude de Bois-des-Bel (BDB) où des méthodes de lutte à la quenuille à feuilles larges ont été testées.

Les données climatologiques relevées à la station météorologique de Rivière-du-Loup, située respectivement à environ 30 km de BDB indiquent que les précipitations totales annuelles enregistrées en 2015 étaient de 760 mm (34 % en neige; minimum de 5 mm en mai et maximum de 125 mm en juillet). La température moyenne annuelle était de 3,6 °C avec des températures moyennes minimale de -17,1 °C au mois de février et maximale de 18,3 °C au mois d'août (Environnement Canada 2016).

La quasi-totalité du site de Bois-des-Bel est encore à l'état naturel (sans perturbation visible). Toutefois, un petit secteur couvrant une superficie de 11,8 ha a été drainé et des activités d'extraction de la tourbe par aspirateur y ont été effectuées de 1972 à 1980. Selon un inventaire exhaustif de la végétation réalisé en 1995, la recolonisation naturelle par les plantes dans ce secteur était très éparse (< 5 % de couvert) et aucune sphaigne n'avait colonisé le site 15 ans après la fin des activités d'extraction (Poulin et al. 2005). En 1999, 20 ans après la cessation des activités d'extraction de la tourbe, le cortège floristique était toujours caractérisé par une faible présence des sphaignes, par la présence d'espèces rudérales comme *Equisetum arvense* et celui, dans les canaux de drainage, d'espèces de milieux humides peu communes dans les bogs comme la quenouille à feuilles larges. Afin de recréer un tapis de sphaignes et permettre le retour des fonctions écologiques d'un bog, une expérience de restauration à grande échelle a été menée par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) de l'Université Laval sur 8,4 des 11,8 ha perturbés. La restauration consistait à épandre des diaspores de plantes de bog, les recouvrir avec de la paille, appliquer un fertilisant phosphaté et bloquer les canaux de drainage (Rocheffort 2000; Quinty et Rocheffort 2003). Une autre section de 2,4 ha n'a pas été restaurée (elle a été abandonnée en 1980) à des fins de comparaison. Ces deux sections ont été séparées l'une de l'autre par une zone tampon de 1 ha et d'une largeur de 30 m.

2.2.2 Approche expérimentale et description des méthodes de lutte à la quenouille choisies

Dès le mois de juin 2012, une équipe du GRET a décidé de tester des méthodes de lutte à la quenouille de manière à diminuer fortement sa présence dans les canaux de drainage, afin qu'en définitive, on ne trouve plus dans la tourbière que quelques plants épars formant tout au plus 1 % du couvert, comme ce que l'on trouve dans les sites non perturbés. Ces méthodes de lutte ont été testées sur le site de BDB. Les deux méthodes qui ont été choisies ont répondu à différents critères, soit la faisabilité en tourbière, le faible coût, la faible perturbation du milieu occasionnée par la méthode et l'efficacité démontrée dans la littérature scientifique, sinon pour la quenouille, du moins pour d'autres types de plantes de milieu humide. Les deux méthodes retenues pour cette expérience consistent en la fauche des tiges sous la surface de l'eau et le bâchage.

2.2.3 Dispositif expérimental et description des traitements

Les effets de la fauche et du bâchage ont été testés selon un dispositif aléatoire comprenant cinq traitements (Tableau 1) qui ont été répliqués trois fois. Ces traitements ont été appliqués selon une séquence précise entre 2012 à 2015 (Figure 2). L'emplacement de chacune des 15 parcelles expérimentales est représenté à la Figure 3.

Tableau 1. Description des traitements de l'expérience de lutte à la quenouille à feuilles larges effectuée au site de BDB.

Traitement	Description	Dimensions (largeur × longueur) (m)	Superficie (m ²)	Année de mise en place des parcelles
T1 : Témoin	Aucune fauche ni bâchage depuis 2012.	4 × 5	20	2015
T2 : Fauche unique	Tiges de quenouilles fauchées une seule fois en 2012.	4 × 5	20	2012
T3 : Fauche répétée	Tiges de quenouilles fauchées à trois reprises à chaque été de 2012 à 2015 (4 ans).	5 × 8	40	2012
T4 : Bâchage 3 ans	- Tiges de quenouilles fauchées en 2012. - Canal nettoyé de ses tiges - Bâches installées sur les parcelles et laissées en place durant trois années consécutives. - Bâches retirées en mai 2015.	4 × 5	20	2012
T5 : Bâchage 2 ans	- Tiges de quenouilles fauchées en 2013. - Canal nettoyé de ses tiges. - Bâches installées sur les parcelles et laissées en place durant deux années consécutives. - Bâches retirées en mai 2015.	4 × 8	32	2013

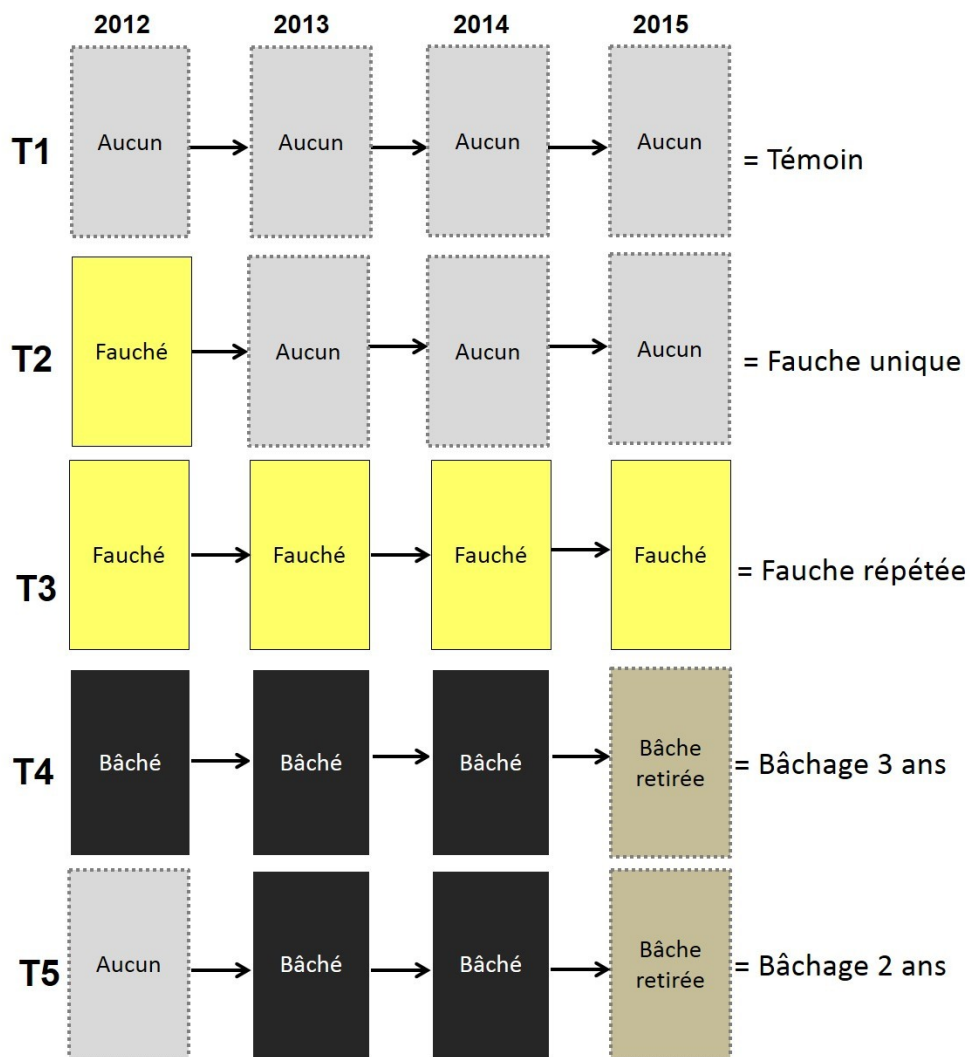


Figure 2. Schéma décrivant la séquence des différents traitements de lutte à la quenouille à feuilles larges effectués de 2012 à 2015 dans le site de BDB. Le traitement « fauché » était constitué de trois coupes des tiges par saison de croissance tant pour la fauche unique (une année) que la fauche répétée sur quatre années.

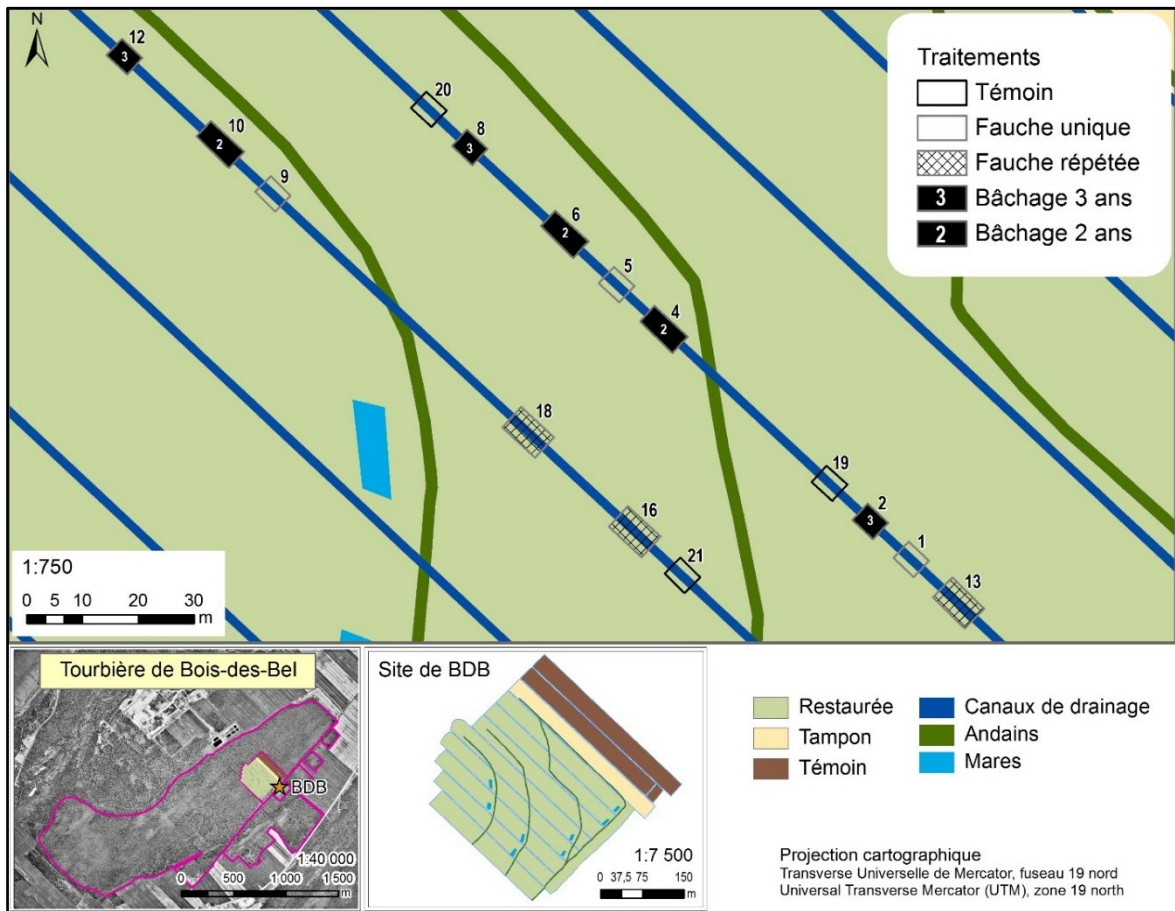


Figure 3. Localisation du site de BDB dans la tourbière de Bois-des-Bel et représentation schématique du dispositif expérimental et de l'emplacement des traitements de lutte à la quenouille à feuilles larges le long des canaux de drainage. Les chiffres correspondent au numéro de chacune des parcelles.

Au cours de chaque opération de fauche, toutes les tiges de quenouilles ont été coupées à l'aide de cisailles à haie sous le niveau de l'eau ou le plus près de la surface de la tourbe si le canal était asséché. Par ailleurs, pour le traitement de fauche répétée, les tiges considérées vivantes, c'est-à-dire comportant une portion de tige verte ou une inflorescence, ont été coupées à trois reprises entre les mois de juin et de septembre durant quatre saisons de croissance. Tous les résidus de fauche ont été laissés en place dans le canal après les fauches de 2012 à 2014. Cependant, ils ont été récoltés pour ensuite être pesés en laboratoire pour le traitement de fauche répétée effectué en 2015 afin de comparer entre les traitements la biomasse aérienne totale de quenouilles produites durant une saison de croissance.

Lors du bâchage, toutes les tiges ont été fauchées de la manière décrite précédemment pour chacune des parcelles expérimentales. Les résidus de fauche ont été récoltés pour être éliminés. Puis, les toiles ont été fixées au sol grâce à des piquets de bois et laissées en place durant deux ou trois années consécutives (Figure 4). Les bâches ont été retirées le 11 mai 2015.

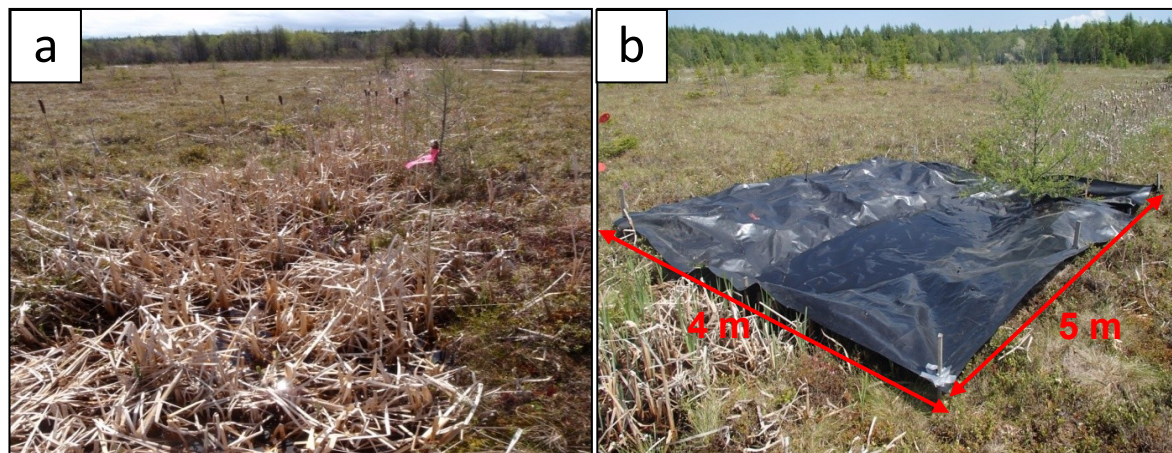


Figure 4. Exemple d'une parcelle expérimentale soumise à un traitement de bâchage des tiges de quenouille à feuilles larges sur le site de BDB. Les photographies ont été prises à l'automne 2012 a) avant la mise en place des bâches et b) au printemps après la fauche des tiges et l'installation des bâches. Photographies : F. Messier.

Deux espèces de sphaignes, *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum fallax*, ont été introduites dans la partie du canal de drainage correspondant à chacune des parcelles expérimentales à la suite du retrait des toiles. L'objectif de cette manipulation visait à favoriser la compétition végétale pour la lumière et l'espace par un couvert de sphaignes ayant la capacité de

limiter la germination de la quenouille par l'ombrage (Bourgeois et al. 2012). Ces deux espèces ont été choisies en raison de leur tolérance aux conditions très humides pendant de longues périodes. L'introduction de sphaignes consistait à couper à l'aide de ciseaux la première couche de 10 cm du tapis de sphaignes présent dans des mares et à la récolter à la main ou à l'aide d'un râteau. Ensuite, les sphaignes ont été essorées et transportées le jour même du site d'emprunt (les mares) jusqu'au site receveur (les parcelles expérimentales). Un rapport de surface de 1:10 (1 m² de surface du site d'emprunt épandu sur 10 m² de surface du site receveur) a été utilisé, tel que suggéré par Quinty et Rochefort (2003). En 2015, environ 13,5 m² de sphaignes ont été récoltés et étendues à la main dans les canaux de drainage pour les parcelles expérimentales où la méthode de bâchage a été utilisée, puisque la sphaigne était absente dans ces parcelles et ne pouvait donc pas offrir une compétition à la germination de la quenouille. Les autres parcelles contenaient déjà des sphaignes dans leurs canaux de drainage.

2.2.4 Récolte des données *in situ*

Au cours de l'été 2015, le nombre de tiges de quenouilles a été compté dans chaque parcelle expérimentale à quatre moments, soit le 23 juin, le 28 juillet, le 3 septembre et le 28 septembre. Toutes les tiges vivantes, c'est-à-dire comportant une partie de tige verte ou une inflorescence étaient comptées. La biomasse aérienne a été récoltée le 28 septembre 2015 pour l'ensemble des parcelles expérimentales. Toutes les tiges ont été fauchées sous la surface de l'eau, plus précisément à l'endroit situé le plus près possible de la surface de la tourbe se trouvant dans le fond du canal de drainage, à l'aide d'une cisaille à haie. Cette biomasse a ensuite été mise dans des sacs en papier puis emportée au laboratoire pour être séchée et pesée. Pour les parcelles avec fauches répétées, la biomasse aérienne a été récoltée à trois autres reprises suite aux fauches effectuées au même moment que chacun des relevés d'échantillonnage. Enfin, l'ensemble des coûts relatifs à l'exécution des travaux et à l'achat du matériel a été évalué (Annexe 1).

2.2.5 Traitements des échantillons en laboratoire

La biomasse aérienne des quenouilles récoltée a été mise dans un séchoir à maïs-grains à une température de 25 °C pendant deux semaines. Une première pesée a été effectuée après le séchage sur quelques échantillons de biomasse. Une deuxième pesée a ensuite été effectuée le

jour suivant sur les mêmes échantillons en s'assurant que le pourcentage de variation entre ces deux lectures n'excède pas 0,1 %. Au moment de la pesée définitive, chaque sac de biomasse a été pesé à l'aide d'une balance d'une précision égale à 0,01 g.

2.2.6 Analyses statistiques

L'efficacité des cinq traitements de lutte à la quenouille sur la biomasse résiduelle post-traitement et la densité des tiges a été comparée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à mesures répétées, suivie d'un test LSD protégé de Fisher à intervalle de confiance égal à 95 %. Pour la biomasse aérienne, les comparaisons multiples des moyennes ont été effectuées à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à un facteur, suivie du même test utilisé pour l'analyse des valeurs de densité de tiges (Tableau 2). La normalité et l'indépendance des échantillons ont été vérifiées au préalable grâce à l'analyse des résidus. Les tests statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel SAS, version 9.4 (SAS Institute 2013).

Tableau 2. Plan des analyses de variance (ANOVA) effectuées pour comparer les moyennes des valeurs de a) densité de tiges et de b) biomasse aérienne de quenouilles recueillies lors de l'expérience de lutte contre la quenouille à feuilles larges menée à BDB.

a) Analyse de variance de la densité de tiges

Source de variation	Degrés de liberté
Traitements	4
Erreur (a)	15
Temps	3
Traitements x Temps	12
Erreur (b)	45
Total	79

b) Analyse de variance de la biomasse aérienne

Source de variation	Degrés de liberté
Traitements	4
Erreur	10
Total	14

2.3 Résultats

2.3.1 État de la situation de la présence de la quenouille à Bois-des-Bel

Une analyse préliminaire de la présence de la quenouille sur le site de BDB a été effectuée en 2015 afin de faire le portrait de l'état d'envahissement des canaux de drainage et des planches par cette plante. L'analyse a été réalisée à partir des données provenant de six inventaires de végétation pour les canaux et sept inventaires pour les planches effectués entre 1999 et 2015 à l'aide de la méthode d'échantillonnage par transects linéaires par point de contact (*line-point intercept method* ; Bonham 1989). Cette méthode d'échantillonnage consiste à relever à tous les points d'inventaire la présence des espèces des strates arbustive, herbacée et muscinale en contact ou situées à moins de 2 mm d'une tige verticale ou de son prolongement vers le haut (Rocheffort et al. 2013). En 2015, 12 canaux de drainage et 11 planches orientés nord-sud ont été inventoriés à partir de transects disposés à tous les 10 m le long du canal (5 m pour les planches entre 1999 et 2007) et le traversant sur le sens de la largeur. Chacun des canaux comptait six points d'inventaire équidistants. Le nombre de points par transect a varié au cours des années (sept en 1999, cinq en 2003 et six de 2005 à 2015). Chacune des planches comptait, quant à elles, dix points d'inventaire équidistants par transect. En résumé, les espèces végétales présentes dans les canaux secondaires ont été inventoriées à six reprises et celles présentes sur les planches ont été inventoriées à sept reprises sur une période de 16 ans. La fréquence totale d'apparition de chaque espèce a été calculée selon le nombre d'observations de l'espèce en fonction du nombre total de points échantillonnés, qui était en moyenne de 2 028 chaque année pour les canaux et 2 441 chaque année pour les planches (pour les sections restaurée et non restaurée combinées).

On constate que la répartition spatiale de la quenouille présente dans les canaux et sur les planches avant et après les travaux de restauration n'a guère changée dans la section non restaurée et la zone tampon, comparativement à la section restaurée (Figures 5 et 6). L'analyse de l'évolution temporelle de la présence de la quenouille dans les canaux de drainage (Figure 7) suggère que les travaux de restauration semblent avoir nui à la plante dans la section restaurée, qui passe de 30 % de fréquence d'apparition (avant restauration) à 13 % (15 ans après restauration). On observe toutefois la même tendance (chute de fréquence) dans la section non restaurée (50 à 33 %). Pour les planches, l'analyse suggère que les actions de restauration semblent avoir facilité temporairement la propagation de la quenouille dans la section restaurée,

dont la fréquence d'apparition a augmenté de 5 % durant les cinq premières années pour atteindre 6,2 % (Figure 8). Toutefois, entre la 5^e et la 15^e année après la restauration, la présence de la quenouille sur les planches a diminué pour atteindre une fréquence de 1,5 %. On observe la même tendance dans la section non restaurée, qui passe d'une fréquence d'apparition de 2,6 % (3 ans après restauration) à 0,5 % (15 ans après restauration). Il est donc difficile de savoir avec certitude si les actions de restauration nuisent bel et bien à la quenouille présente autant dans les canaux que sur les planches ou si la tourbière devient simplement, au fil du temps, de moins en moins propice à sa présence, restauration ou pas. Cela étant, les pourcentages pour les canaux demeurent largement supérieurs à ce que l'on trouve en général dans les tourbières (< 1 %; D'Astous 2012; Poulin et al. 2013), signe que les activités d'extraction de la tourbe peuvent favoriser l'établissement massif des quenouilles.

**Pré-restauration
(1999)
n = 2632**

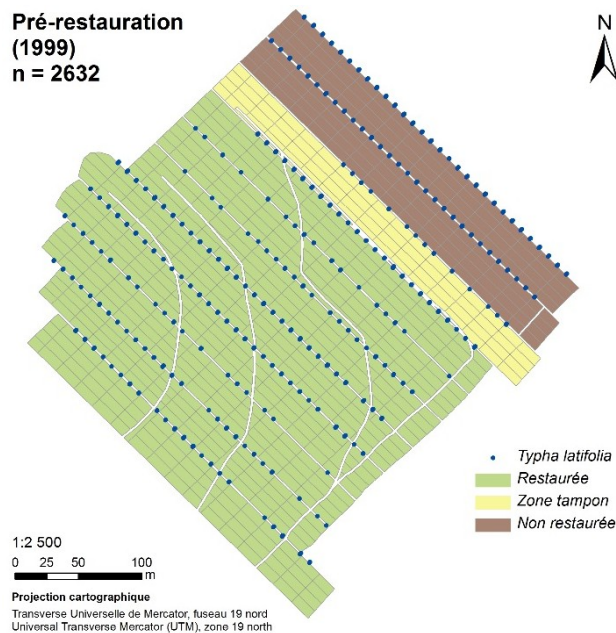
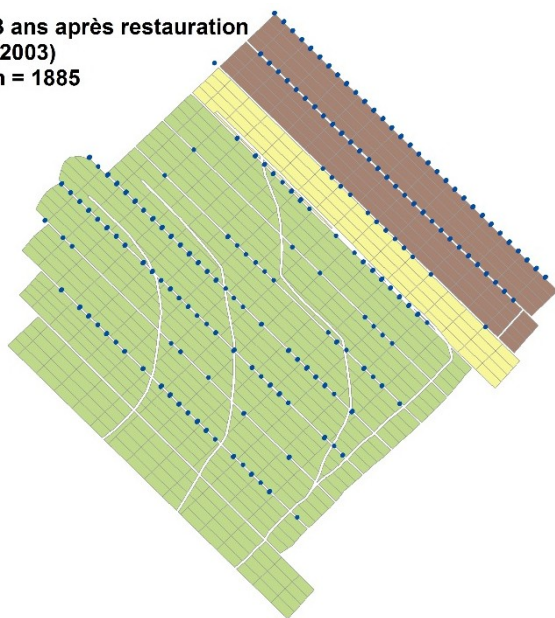
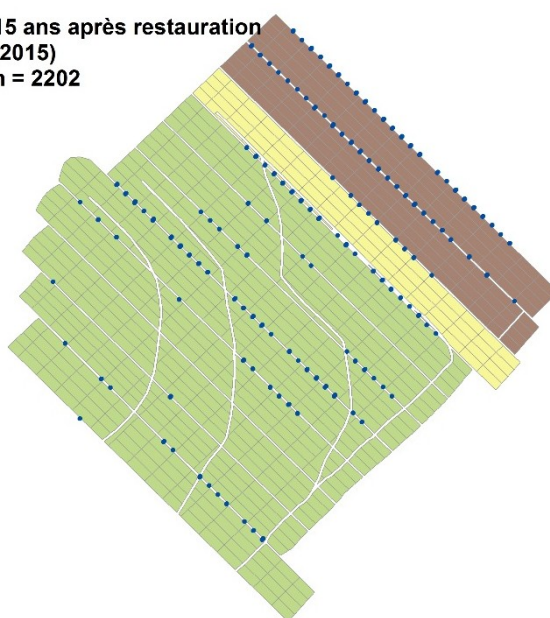


Figure 5. Cartes illustrant la répartition spatiale de la quenouille à feuilles larges dans les canaux de drainage de la tourbière de BDB avant sa restauration, ainsi que 3 et 15 ans après restauration dans les trois différentes sections du site (restaurée, non restauré, tampon). Chacun des points sur la carte correspond à une ou plusieurs observations de la quenouille dans les canaux de drainage.

**3 ans après restauration
(2003)
n = 1885**



**15 ans après restauration
(2015)
n = 2202**



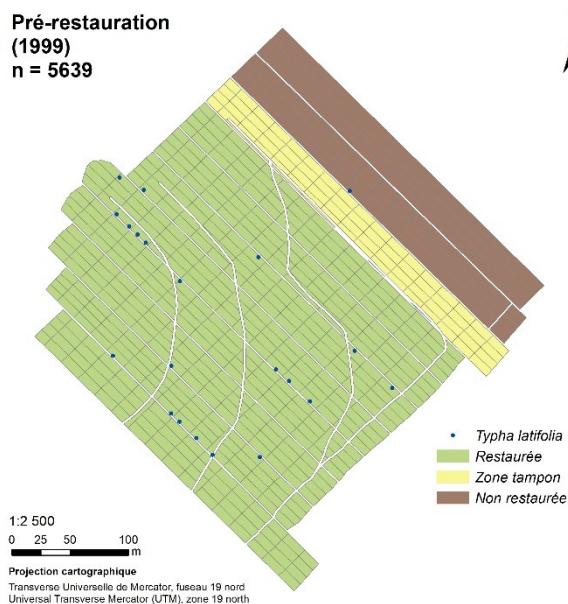
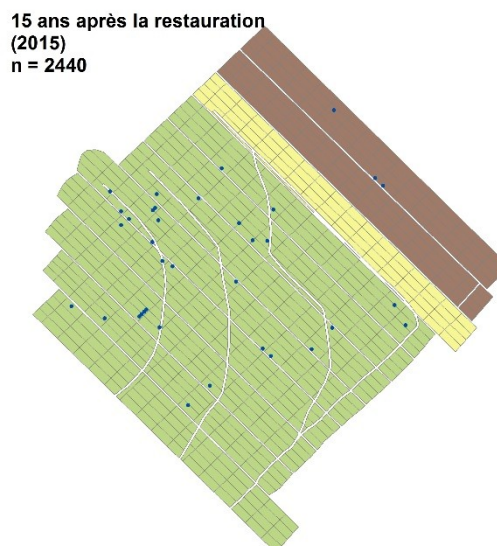
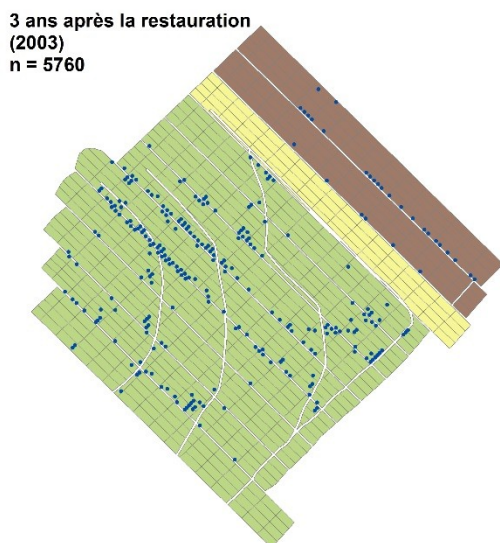


Figure 6. Cartes illustrant la répartition spatiale de la quenouille à feuilles larges sur les planches de la tourbière de BDB avant sa restauration, ainsi que 3 et 15 ans après restauration dans les trois différentes sections du site (restaurée, non restauré, tampon). Chacun des points sur la carte correspond à une ou plusieurs observations de la quenouille sur les planches.



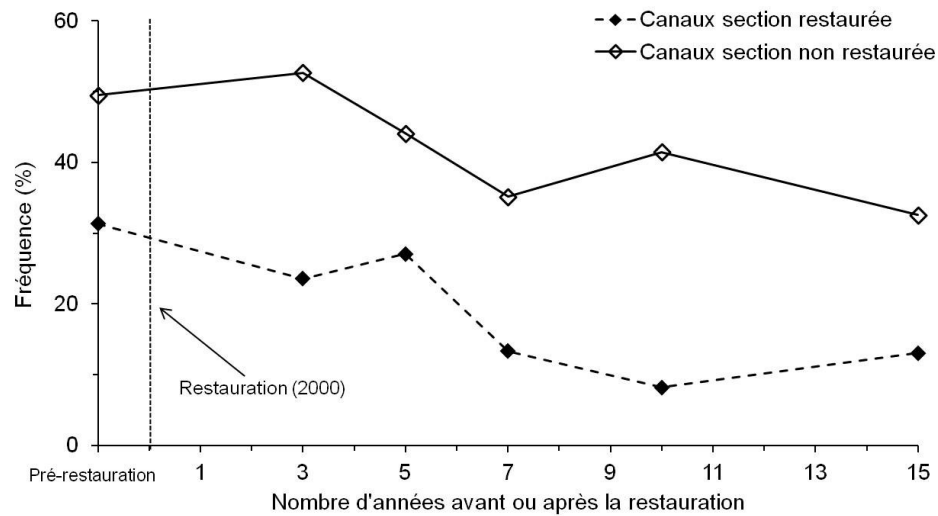


Figure 7. Fréquence (%) d'apparition de la quenouille à feuilles larges dans les canaux de drainage des sections restaurée et non restaurée du site de BDB en fonction du nombre d'années écoulées depuis la restauration du site.

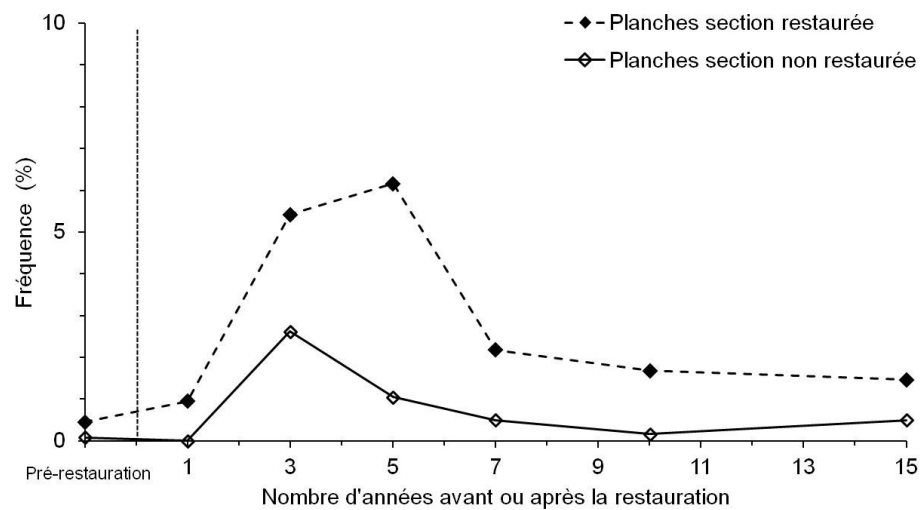


Figure 8. Fréquence (%) d'apparition de la quenouille à feuilles larges sur les planches des sections restaurée et non restaurée du site de BDB en fonction du nombre d'années écoulées depuis la restauration du site.

2.3.2 État de la situation de la présence des populations de quenouilles dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent

Au cours de l'été 2015, quatre sites d'extraction de la tourbe situés tout près de Rivière-du-Loup (Chemin-du-Lac, Saint-Laurent, Président Ouest et Verbois) ont été visités dans le but de recenser la présence et l'abondance de la quenouille dans leurs canaux de drainage. Dans chacun de ces sites, un ou plusieurs types d'aménagement de tourbière (ci-après nommés secteurs) ont été choisis, puis ont été classés selon les catégories suivantes : 1) restauré, 2) remouillé (blocage des canaux de drainage, mais sans réintroduction de matériel végétal) ou 3) sans restauration ni remouillage. Un secteur couvrait en moyenne une superficie de 10 ha. Un canal sur deux a été inventorié dans chaque secteur. La méthode consistait à marcher le long du canal d'une extrémité à l'autre et à relever la position, à l'aide d'un système de positionnement géographique, de toutes les populations observées. L'étendue de chaque population le long du canal a aussi été mesurée. Parmi les 50 canaux suivis dans les quatre sites, 94 populations, d'une étendue moyenne de 19 m, ont été observées. Prises dans leur ensemble, elles s'étendaient sur 25 % des 6 725 m de longueur représentant l'ensemble des canaux recensés (Tableau 3). On trouvait davantage de quenouille dans les secteurs non restaurés que les secteurs restaurés ou remouillés mais la différence entre les secteurs demeure faible.

Tableau 3. Nombre et étendue des populations de quenouilles dans les canaux de drainage de différents types de secteurs dans quatre sites d'extraction de la tourbe de la région du Bas-Saint-Laurent.

Variable	Type de secteur			Tous les secteurs
	Restauré	Remouillé	Non restauré	
Nombre total de populations	30	22	42	94
Étendue moyenne des populations (m)	58	32	72	54
Pourcentage moyen de la longueur des canaux occupée par la quenouille (%)	9	5	11	25

2.3.3 Effets des traitements de lutte contre la quenouille testés à Bois-des-Bel

L'analyse de l'effet des cinq traitements (témoin, fauche unique, fauche répétée, bâchage 3 ans et bâchage 2 ans) sur la densité des tiges de quenouilles indique que les traitements de fauche répétée (trois fois par année) et de bâchage (3 ans) diminuent de façon significative la densité des tiges (Figure 9). Ainsi, la fauche répétée diminue la densité des tiges de 77 % (en moyenne après quatre ans de traitement) par rapport aux parcelles où aucune fauche ni bâchage n'ont été effectués (traitement témoin). Mais on note qu'une fois la toile enlevée post-trois ans, la densité de tiges s'est accrue au cours de la saison de croissance suivante tout comme pour les autres traitements, sauf dans le traitement de fauche répétée (Figure 10). Sans égard aux autres traitements, la fauche répétée a diminué en moyenne de 88 % la densité de tiges entre le début et la fin de la saison de croissance suivante, soit dans la quatrième année de fauche. Le traitement de bâchage des quenouilles durant trois années a, quant à lui, diminué la densité des tiges de 50 % par rapport au traitement témoin. Néanmoins, ce dernier traitement a connu, après le retrait de la bâche au début de la saison de croissance suivante, une augmentation de la densité de tiges de 6 % (Figure 10).

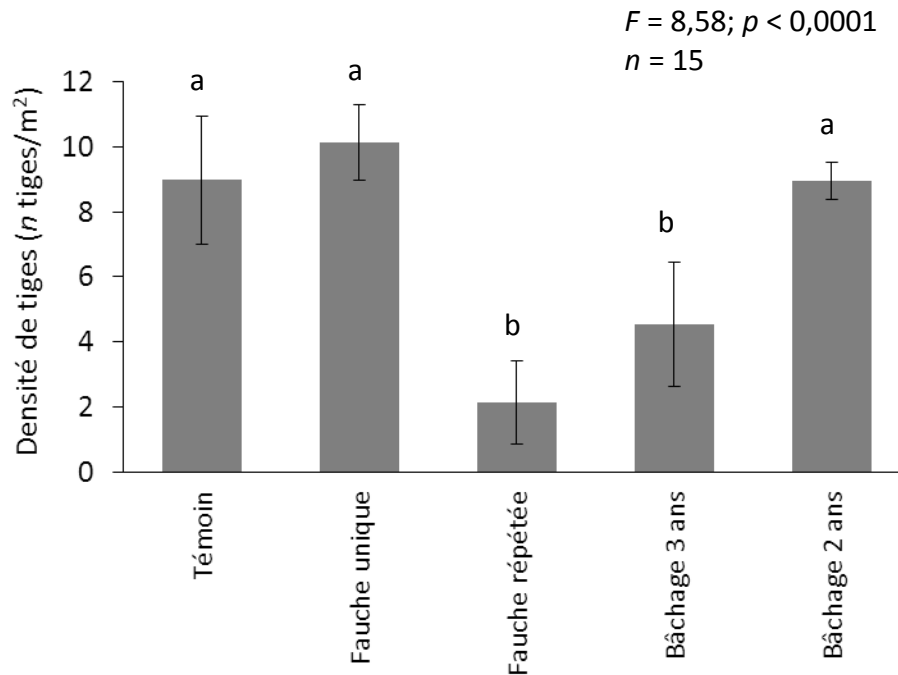


Figure 9. Effet de différents traitements de lutte contre la quenouille à feuilles larges sur la densité des tiges de quenouilles mesurée au cours de la saison de croissance (moyenne $\pm$ écart-type) sur le site de BDB. Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes à $\alpha = 0,05$.

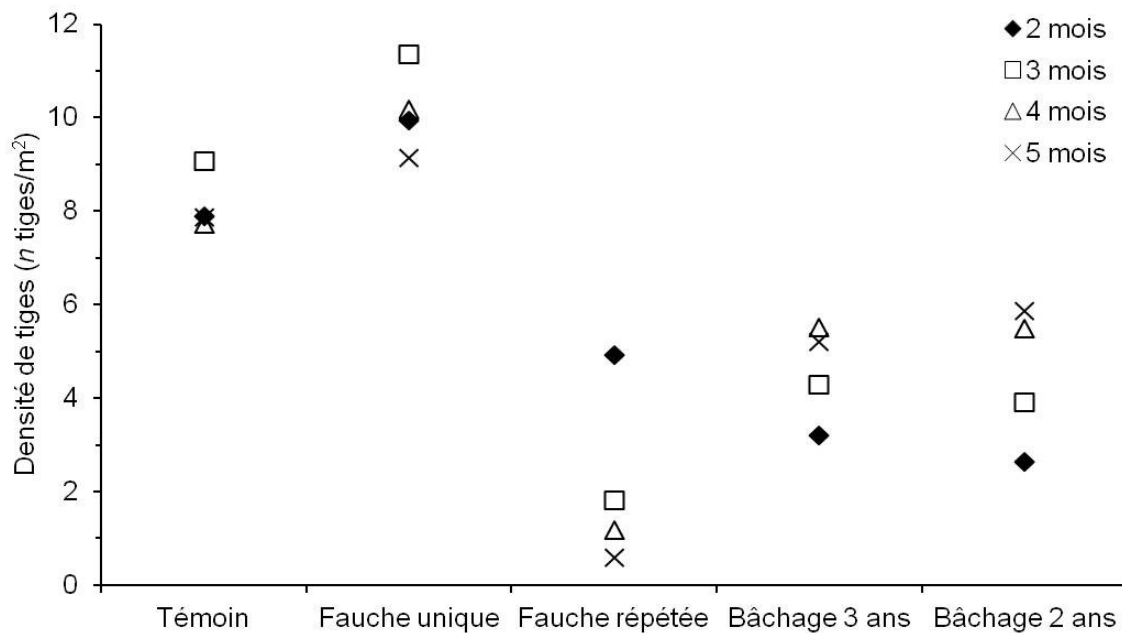


Figure 10. Évolution de la densité des tiges de quenouille à feuilles larges au cours de la saison de croissance (nombre de mois après le retrait des toiles entre les mois de juin à septembre) en fonction du traitement de lutte contre la quenouille utilisé sur le site de BDB.

Pour ce qui est de la biomasse aérienne des tiges, un seul traitement, celui de la fauche répétée, a fait chuter de façon significative la biomasse dans une proportion de 88 % par rapport au témoin (Figure 11). La biomasse aérienne récoltée lors de la première fauche des tiges en 2015 variait entre 3,22 à 13,99 g/m² (traitement de fauche répétée). Quatre mois plus tard, elle variait entre 0,02 et 0,35 g/m². À titre comparatif, la biomasse était de 22,42 à 78,57 g/m² pour les deux traitements de bâchage.

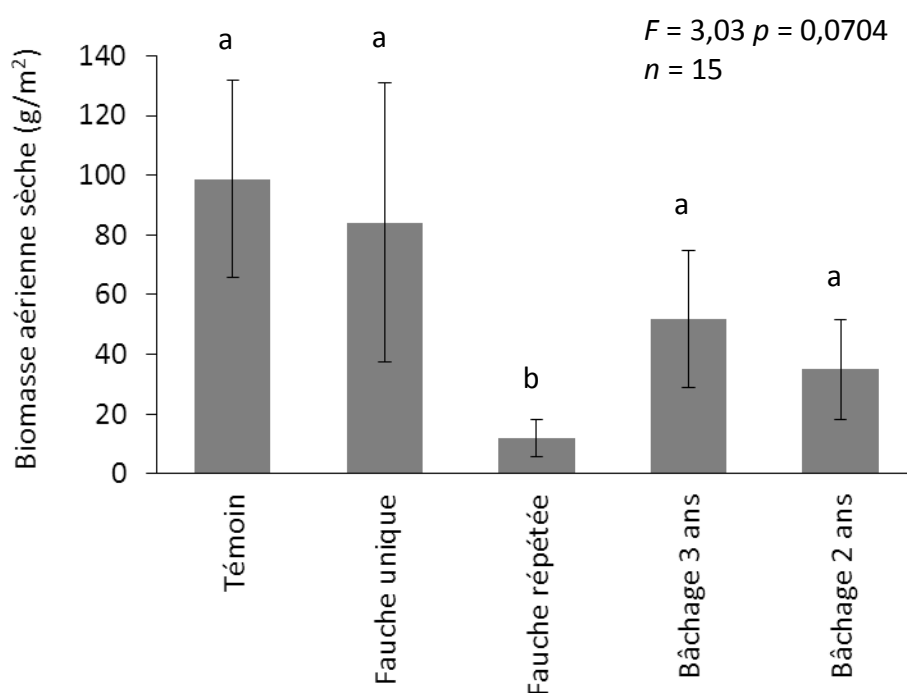


Figure 11. Effet de différents traitements sur la biomasse aérienne des tiges de quenouilles à feuilles larges mesurée à la quatrième année de la mise en place des traitements et à la troisième année pour le bâchage 2 ans (moyenne $\pm$ écart-type) sur le site de BDB. Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes à $\alpha = 0,05$.

2.4 Discussion

Dans le bog de Bois-des-Bel, la quenouille à feuilles larges s'est établie de façon massive dans les canaux de drainage de la section restaurée du site. Elle s'est aussi établie dans d'autres sites d'extraction de la tourbe de la région du Bas-Saint-Laurent. Les résultats obtenus dans cette étude ont permis de comparer deux méthodes de lutte à la quenouille en tourbière restaurée : la fauche et le bâchage. Ceux-ci seront discutés dans la section suivante de l'étude.

2.4.1 Fauche répétée

La fauche répétée des tiges de quenouilles sous la surface de l'eau est une méthode plus efficace que le bâchage pour diminuer la densité et la biomasse aérienne de repousse de tiges. Elle est aussi moins dispendieuse ($0,69\$/m^2$) que le bâchage ($2,23\$/m^2$; Annexe 1). La fauche des tiges à trois reprises au cours de la saison de croissance 2015 a contribué à diminuer de façon significative la densité de tiges (- 77 %) et la biomasse aérienne de quenouilles (- 88 %), résultats qui ont été obtenus dans d'autres études (Nelson et Dietz 1966; Stodola 1967; Shekhov 1974; Weller 1975; Husak 1978; Sale et Wetzel 1983; Ball 1990; Boa 2013). Cependant, cette diminution fut de 13 à 23 % inférieure à celle indiquée dans la littérature pour une saison de croissance.

La fauche répétée des tiges sous la surface de l'eau contribue fort probablement à affaiblir le système racinaire, ce qui se traduit par une croissance plus lente, voire nulle, des parties aériennes de la plante (Sojda et Solberg 1993). Ce frein à la croissance de la plante se traduit par une diminution de la densité de tiges et de la production de biomasse aérienne, tel qu'observée dans la présente étude. En fait, il a été montré que les organes souterrains utilisent rapidement (environ 8 h) tout l'oxygène et les sucres disponibles lorsqu'ils sont privés de leurs connexions avec les tissus aériens (feuilles et tiges) après une fauche (Sale et Wetzel 1983). Ensuite, ils entrent en respiration anaérobie et produisent de l'éthanol. Après quelques semaines ou mois seulement, la totalité des rhizomes et racines des quenouilles est fortement détérioré ou meure à cause d'une exposition à des conditions anoxiques sur une période prolongée. Cette anoxie entraîne la dégradation des tissus du système racinaire due à la toxicité provoquée par une concentration trop élevée en

éthanol (Sale et Wetzel 1983; Monk et al. 1984; Brändle 1985). Donc, la fauche initie ce processus de dégradation du système racinaire.

D'autre part, après certains traitements de fauche des quenouilles, il est possible que des portions de tiges aient été exposées à l'air ambiant lors d'une période sèche et suffisamment longue pour que l'oxygène soit diffusé vers les rhizomes. À ce titre, Sale et Wetzel (1983) ont démontré que les parties aériennes vivantes ou mortes de la quenouille fournissent, grâce à l'aérenchyme, une quantité suffisante d'oxygène aux racines et rhizomes pour que la respiration cellulaire de ces derniers s'effectue en aérobie. Cette respiration des rhizomes augmente rapidement la production de nouvelles quenouilles par voie végétative. Ces nouveaux individus permettent la translocation de photosynthats, des sucres simples produits lors de la photosynthèse (Sale et Wetzel 1983). Ces sucres quittent les feuilles par la sève élaborée et sont transportés, par le biais du phloème, vers les racines et les rhizomes (Raven et al. 2005). Ces apports en oxygène et sucres provenant des feuilles et des tiges des nouveaux plants contribuent à l'augmentation de la biomasse de leurs organes souterrains. De plus, ils peuvent accroître la vitesse de propagation végétative d'une population dans un site (Sharma et Kushwaha 1990). À BDB, le niveau moyen de l'eau enregistré dans les canaux de drainage où s'est déroulée l'expérience était particulièrement près de la surface du sol en septembre (0,6 cm), tandis qu'il était plus élevé aux mois de juin, juillet et août (16,8 cm, 17,3 cm et 8,2 cm ; données non présentées). Cet assèchement des canaux a exposé des portions de tiges de quenouilles à l'air, ce qui a possiblement augmenté la diffusion d'oxygène vers les rhizomes et favorisé l'apparition de jeunes tiges issues de la multiplication végétative. Il a été montré également que l'assèchement d'un étang pendant l'été crée un bon lit de germination pour les graines de quenouille qui y sont déjà présentes (Sojda et Solberg 1993). Ces deux mécanismes entraînent une forte production de jeunes tiges et, par conséquent, une densité de tiges élevée et un effet moindre de la fauche répétée par rapport au traitement témoin.

Un autre facteur pouvant expliquer une diminution plus importante de la densité de tiges obtenue dans d'autres études comparativement à celle-ci, tient peut-être de l'effet de la biomasse aérienne (tiges mortes et vivantes) et la litière de quenouilles sur son

environnement. Plusieurs tiges mortes peuvent demeurer érigées pendant deux années, s'accumuler au sol et produire une litière qui se décompose lentement (Vaccaro et al. 2009). Il a été démontré que l'enlèvement de ces tiges a un effet négatif sur la repousse de la quenouille après une fauche (Weller 1975; Beule 1979; Boa 2013). En contrepartie, certaines études suggèrent que la quenouille hybride (*Typha ×glauca*) présente dans les Grands-Lacs produit une litière capable d'engendrer une rétroaction positive sur son environnement, ce qui contribue au maintien de sa dominance (Larkin et al. 2012; Farrer et Goldberg 2014). Elle augmente notamment le contenu en azote dans le sol et diminue l'espace et la lumière disponibles aux autres plantes indigènes sans affecter la croissance de ses propres individus vivants (Boers et Zedler 2008; Farrer et Goldberg 2014). Un nombre plus élevé d'espèces et d'individus de plantes indigènes a d'ailleurs été observé après l'enlèvement de la litière de quenouilles (van der Valk 1986). À BDB, les tiges mortes érigées et la litière formée avant les traitements de fauche effectués en 2015 n'ont pas été retirées des canaux de drainage. Celles-ci peuvent avoir favorisé des conditions propices à la repousse de tiges tout au long de la saison de croissance.

La fauche répétée des tiges s'est avérée plus efficace pour diminuer la biomasse aérienne que de diminuer la densité de tiges de quenouilles. Cette différence peut s'expliquer par la synchronisation des interventions avec les différents stades de développement de la quenouille. Trois périodes de croissance des tiges de *Typha latifolia* ont été rapportées dans la région des Grands-Lacs (Michigan, États-Unis) au cours d'une saison de croissance (Dickerman et Wetzel 1985). Celles-ci se traduisent par la formation de trois différentes cohortes (cohortes A, B et C). La première période de croissance a lieu au début de la saison de croissance, soit du début mai à la mi-juin (cohorte A). La deuxième période correspond à la croissance de nouvelles tiges (jeunes, petites et de faible diamètre) entre la mi-juin et la mi-août (cohorte B). La troisième période de croissance de nouvelles tiges a lieu de la fin de l'été (mi-août) au début de l'automne (fin octobre; cohorte C). Dans notre étude, la densité moyenne de tiges pour la cohorte A (5,0 tiges m⁻²) a été 64 % supérieure à celle de la cohorte B (1,8 tiges m⁻²). Ce résultat s'apparente à celui de Dickerman et Wetzel (1985) qui ont observé pour la première et deuxième année de croissance, des densités de 50 % et 90 % supérieures à la cohorte B. La densité et la

biomasse des tiges issues de la première cohorte sont élevées, puisque les individus adultes (tiges hautes et de diamètre élevé) en dormance depuis la fin de la saison de croissance précédente ont recommencé à pousser. Les tiges et les feuilles, profitant de la vigueur des rhizomes formés au cours de l'année précédente, puisent les réserves de glucides (amidon) contenues dans ces derniers et croissent de façon rapide et prolifique (Ball 1990). Par ailleurs, la floraison de ces individus diminue les réserves énergétiques des rhizomes à un niveau minimal (Sojda et Solberg 1993). À ce moment (fin juin), un traitement de fauche est effectué et diminue de façon marquée la biomasse des parties aériennes et du système racinaire (Fiala 1978; Sale et Wetzel 1983). Les résultats de notre étude montrent une diminution de 60 % de la biomasse aérienne après la première fauche avec une submersion d'environ 17 cm d'eau. Quoique l'impact sur le réseau racinaire n'ait pas été mesuré dans le cas présent, certaines études ont observé une diminution de 90 % de la biomasse souterraine après la première fauche avec une submersion de 7 cm (Nelson et Dietz 1966; Weller 1975). Les autres fauches effectuées à la fin de juillet et au début septembre éliminent la repousse de jeunes individus issus essentiellement de la reproduction végétative et appartenant aux cohortes B et C. Au cours de cette période, les réserves d'énergie produites par les feuilles sont redirigées vers les rhizomes pour permettre la croissance de nouvelles tiges au printemps suivant. Ainsi, ces deux fauches ont peu d'effet sur la diminution de la densité de tiges au cours de la même saison de croissance, mais elles affectent les tiges et rhizomes qui subsistent en hiver (Shekhov 1974; Sharma et Gopal 1977).

Il est donc manifeste que la fauche répétée des tiges à trois reprises durant la saison de croissance pendant quatre années consécutives diminue la biomasse souterraine et aérienne des quenouilles par l'affaiblissement du réseau racinaire. Par contre, la quenouille possède des traits morphologiques et phénotypiques lui permettant d'être plus compétitive pour les ressources par rapport aux plantes typiques d'une tourbière et de maintenir sa dominance en créant elle-même des conditions propices à son développement. Il est donc fort probable que la méthode de fauche répétée des tiges sous la surface de l'eau s'avère efficace à court ou moyen terme pour diminuer la dominance et freiner l'expansion des populations de quenouilles, mais qu'elle s'avère dans le cadre du protocole suivi au cours

de cette expérience une solution temporaire et inefficace pour éradiquer cette espèce envahissante. Ainsi, les interventions de fauche doivent être appliquées à plus long terme (> 4 ans) pour parvenir à maintenir la présence de la quenouille à un seuil acceptable et représentatif des tourbières naturelles (< 1 %; D'Astous 2012; Poulin et al. 2013).

2.4.2 Bâchage

La méthode de bâchage a un effet significatif (diminution de 50 %) sur la densité des tiges de quenouilles lorsqu'appliquée pendant trois ans. Après 106 jours de bâchage, Beule (1979) a observé une diminution de 38 % de la densité de tiges. Selon l'auteur, l'efficacité du traitement était fortement liée à la durée de la solarisation. Par contre, les résultats de notre étude n'indiquent aucun effet significatif sur la biomasse de repousses de tiges évaluée après deux et trois ans. Dans ce dernier traitement, la densité de tiges observée après deux années de traitement a même augmenté de façon marquée. Un résultat semblable a été obtenu par Beule (1979) après un bâchage des tiges durant 70 jours, dont l'auteur attribue probablement à l'infiltration d'air sous la toile.

A priori, l'utilisation d'une toile déposée au-dessus de la végétation agit comme une perturbation, voire un stress autant pour les espèces de plantes de bogs que la quenouille. En principe, la capacité de solarisation ou de formation d'un stress thermique important associée à l'altération substantielle des propriétés physicochimiques du sol à une échelle locale, entraînerait des conséquences importantes sur les structures souterraines des quenouilles. En fait, peu de plantes vasculaires survivent à des températures de plus de 45 °C (Brock 1978). Pourtant, il a été rapporté dans la littérature que la malate déshydrogénase (MDH), une isoenzyme impliquée dans plusieurs voies métaboliques majeures des plantes et essentielle pour leur nutrition minérale (Schulze et al. 2002), pouvait demeurer intacte à 50 °C dans le cas de tissus végétaux prélevés sur *Typha latifolia*, mais était complètement dénaturée pour *Typha domingensis* (Liu et al. 1978). À la lumière de l'expérience menée dans notre étude, il est impossible de déterminer avec certitude les effets engendrés par la solarisation sur les tissus végétaux de *T. latifolia* dans le contexte d'une tourbière. Après les deux premières années de traitement de bâchage, certains rhizomes situés près de la surface de la tourbe peuvent avoir survécu aux températures

extrêmes (45 à 60 °C) engendrées généralement par la solarisation, tandis que d'autres rhizomes peuvent avoir été détruits. En fait, il est fort probable que les températures atteintes sous la toile aient été plus faibles (< 45 °C) que celles normalement atteintes et mentionnées dans la littérature, à cause du contexte très humide des tourbières. Elles pourraient être insuffisantes pour induire un effet quelconque sur les rhizomes. Puisqu'elles n'ont pas été quantifiées dans cette étude, il est impossible de mesurer l'effet de la solarisation sur la quenouille en tourbière.

Une hausse significative des concentrations en azote (NH_4^+ et NO_3^-) a souvent été observée dans les sols solarisés à cause d'une minéralisation accrue (Stapleton et al. 1985; Kaewruang et al. 1989; Arora et Yaduraju 1998). Puisque ces nutriments se seraient accumulés dans les rhizomes survivants, ils auraient probablement contribué à la croissance des parties aériennes après le retrait des toiles, et auraient même favorisé une hausse de la densité et de la biomasse de la repousse des tiges de quenouilles. Ce phénomène n'est pas surprenant, puisqu'il a été démontré dans plusieurs études que les nutriments jouent un rôle essentiel dans la productivité d'une population de quenouilles et que la quenouille est particulièrement compétitive pour la captation des nutriments du sol par rapport aux autres plantes de milieux humides (Boyd et Hess 1970; Boyd 1971; Bonnewell et Pratt 1978; Grace et Wetzel 1981a).

L'inefficacité de la méthode de bâchage pourrait aussi être liée à la structure du système racinaire de la quenouille composé de plusieurs rhizomes longs et minces et d'un mode d'envahissement de type phalange (de proche en proche; Dickerman et Wetzel 1985). Un effet semblable du réseau racinaire a aussi été constaté dans une expérience visant à tester le bâchage sur la densité des repousses du passerage à feuilles larges (*Lepidium latifolium*), une plante envahissante aux États-Unis (Hutchinson et Viers 2011). Cette plante peut se propager sur une distance de 3 m par année via son réseau racinaire et former des tiges, pourvues parfois d'inflorescences, au pourtour d'une toile. De la même manière, les populations de quenouilles présentes dans les canaux de drainage de Bois-des-Bel ont pu bénéficier de la forte capacité de leurs rhizomes à s'étendre rapidement pour former des tiges au pourtour des parcelles bâchées. Lors de l'expérience menée à BDB, des

quenouilles ont été observées à de multiples reprises aux deux extrémités des parcelles bâchées orientées le long du canal de drainage. En contrepartie, la baisse significative de la densité de repousses constatée à la quatrième année de l'expérience pourrait s'expliquer par une mortalité importante des rhizomes après le traitement de trois années de bâchage, étant donné que la durée de la solarisation était supérieure à la longévité des rhizomes (< 3 ans) décrite dans la littérature.

En résumé, la méthode de bâchage s'avère moins efficace que la fauche répétée des tiges sous le niveau d'eau. Elle semble peu efficace pour lutter contre la quenouille dans les bogs en raison d'une résistance potentielle des rhizomes à des températures extrêmes ou d'une inefficacité de la solarisation dans les bogs à induire un effet thermique suffisant pour affecter la structure des rhizomes. De plus, son efficacité est influencée par la propagation des rhizomes au-delà de la surface bâchée.

2.4.3 Effet de la restauration d'une tourbière sur l'abondance de quenouilles

En comparant les données de l'analyse de l'évolution temporelle de la présence de la quenouille au site expérimental de Bois-des-Bel et les données de l'abondance de la quenouille dans différents secteurs de quatre sites d'extraction de la tourbe du Bas-Saint-Laurent, on remarque que la quenouille s'est établie de façon massive dans les canaux de drainage suite aux activités d'extraction de la tourbe. Par exemple, la composition végétale de la section restaurée du site de Bois-des-Bel était caractérisée par une fréquence d'apparition anormalement élevée (13–15 %) d'herbacées atypiques d'un bog, dont *Typha latifolia*, dans les canaux de drainage et les champs d'aspiration, comparativement à l'écosystème de référence où ces espèces sont pratiquement absentes (Poulin et al. 2013; ce mémoire). Dans le site restauré de Bois-des-Bel, la quenouille devient de moins en moins abondante au fil du temps. On remarque aussi qu'elle est plus abondante dans les secteurs non restaurés des tourbières que dans ceux restaurés.

Quelques pistes de réflexion peuvent être envisagées pour expliquer les différences dans l'abondance de quenouille entre les secteurs non restaurés et restaurés d'une tourbière. En prenant l'exemple du site de Bois-des-Bel, le fait qu'il se soit écoulé un long intervalle

de temps (> 20 ans) entre la cessation des activités d'extraction de la tourbe et l'amorce des travaux de restauration a probablement facilité l'établissement de la quenouille qui a la capacité d'être envahissante dans les milieux humides perturbés (Shih et Finkelstein 2008). Elle serait apparue à partir de corridors de dissémination situés près du chemin d'accès principal au site. Des graines auraient été transportées par l'eau circulant entre le ruisseau bordant le secteur sud du site et les différents canaux de drainage artificiels créés lors des activités d'extraction de la tourbe par aspiration par l'entremise d'un ponceau reliant ceux-ci. À cette étape, le succès de la germination d'une ou plusieurs graines serait attribuable au taux d'humidité élevé de la tourbe, l'enrichissement en nutriments lié aux activités d'extraction de la tourbe (Wind-Mulder et al. 1996) et la faible compétition interspécifique. Par la suite, la quenouille se serait probablement établie dans les canaux de drainage et les parties plus humides des champs d'aspiration.

La présence de la quenouille dans les canaux de drainage secondaires du site de Bois-des-Bel, 15 ans après la restauration, peut être attribuable à sa tolérance exceptionnelle à des conditions abiotiques variées et sites perturbés, son caractère opportuniste, sa forte productivité et sa compétitivité pour les ressources. Elle s'est établie sous forme de populations denses dans les canaux de drainage, une niche écologique laissée libre après les activités d'extraction de la tourbe. Cela a pu entraîner des changements dans les conditions environnementales locales de la tourbe de surface.

2.5 Recommandations dans le contexte des tourbières au Québec

Dans cette étude, différentes méthodes (fauche répétée et bâchage et réintroduction de mousses) ont été déployées pour lutter contre la quenouille à feuilles larges. Afin d'évaluer la pertinence de ces méthodes, il faut prendre en compte la valeur accordée à l'écosystème et aux espèces spécifiques des tourbières. Elles doivent aussi avoir un rapport coûts/bénéfices avantageux pour limiter l'introduction et la propagation de nouvelles populations de plantes envahissantes dans les tourbières. Le *statu quo* est, dans ce travail, exclu d'emblée puisque des interventions ciblées et proactives sont nécessaires pour renverser le rythme de croissance exponentielle d'une plante envahissante et minimiser ses impacts potentiels à l'échelle locale.

Ce projet de recherche constitue une étape vers l'élaboration d'un programme de lutte intégrée aux espèces de plantes envahissantes dans les tourbières. Il tente d'apporter quelques pistes de solutions concrètes en proposant des méthodes et techniques opérationnelles en tourbière pour les gestionnaires des milieux naturels et les producteurs de tourbe du Québec. Des méthodes de lutte contre la quenouille ont été comparées et testées, puis leur efficacité a été évaluée et leur faisabilité a été vérifiée.

Pour traiter des populations de quenouille en tourbière, une fauche répétée des tiges sous la surface de l'eau serait préférable lorsque 1) le site est aisément accessible, 2) les populations sont petites, jeunes et éparées, 3) le système racinaire est encore peu développé et 4) le niveau d'eau permet une période de submersion des tiges fauchées suffisamment longue au cours de la saison de croissance. Cette étude suggère qu'une fauche répétée des tiges sous la surface de l'eau est plus appropriée qu'un bâchage. Elle réduit de façon significative les repousses de quenouilles dans les canaux de drainage à un coût abordable. De plus, les fauches successives peuvent favoriser une croissance des plantes indigènes sur les surfaces traitées. Elles sont simples à faire et peu exigeantes en main-d'œuvre.

Un bâchage durant au moins trois années serait préférable si 1) le site est éloigné, peu accessible et profite d'un ensoleillement prolongé et 2) que les populations de quenouilles sont petites. Le bâchage est moins efficace, plus dispendieux et plus complexe à mettre en place que la fauche répétée des tiges lorsqu'effectué durant deux ou trois années. En revanche, moins de temps est nécessaire pour le suivi. Pour les deux méthodes, il est suggéré de retirer, avant le traitement si possible, toute la litière de quenouilles accumulée au sol et d'ensemencer le plus rapidement possible après le traitement la surface du sol avec un mélange d'espèces végétales représentatives de tourbière. Ces interventions sont susceptibles de favoriser le retour d'une flore indigène qui offre une certaine compétition pour la lumière et l'espace à la germination des graines de quenouilles.

Chapitre 3. Conclusion

3.1 Caractère envahissant de la quenouille à feuilles larges en tourbière

La quenouille à feuilles larges est utilisée par l'Homme depuis plusieurs millénaires (Revedin et al. 2010) et lui procure de nombreux services écologiques (Kiviat 2013). La quenouille constitue notamment une source d'alimentation importante (Turner 1981; Small 2013). Par contre, il est possible que cette espèce ait des effets indésirables, tel que l'émission élevée de méthane vers l'atmosphère (Chanton et al. 1993, Rankin 2016), et que l'expansion excessive de ses populations constitue une nuisance pour les tourbières. Il est improbable d'éradiquer ces populations à court terme (< 10 années) sans déployer des moyens significatifs. Les populations devraient plutôt être réduites à un seuil à partir duquel la nuisance est faible. Actuellement, la valeur de ce seuil n'a pas encore été déterminée. Des études subséquentes devraient être conduites afin de l'évaluer dans un avenir proche. Malgré cela, deux méthodes (fauche répétée et bâchage) présentées et testées dans ce projet de recherche sont susceptibles de pouvoir maintenir des populations de quenouilles à des seuils faibles lorsqu'utilisées pendant plusieurs années (> 4 ans). Elles pourraient aussi être utilisées pour rétablir un couvert végétal de plantes indigènes.

3.2 Restauration des tourbières envahies par des quenouilles

Certaines hypothèses ont été avancées quant au dépérissement possible de populations de quenouilles à la suite d'une inondation prolongée. En effet, les variations du niveau d'eau peuvent avoir un impact majeur sur la dynamique des populations (Keddy 1982; Keddy et Reznicek 1986). Wilcox *et al.* (2008) ont analysé durant cinq décennies l'envahissement par la quenouille de 16 milieux humides répartis le long de la rive du lac Ontario dans la région des Grands-Lacs aux États-Unis. Leurs observations ont permis de détecter des épisodes où certaines populations se sont rétractées durant quelques années (3 à 5 ans) à cause des niveaux d'eau anormalement élevés lac enregistrés en 1973. Le même constat a été établi dans des milieux humides situés près des lacs Érié, Huron, Michigan et St-Clair (Wilcox et al. 2008). D'autres études menées à Delta Marsh (Manitoba) ont indiqué une chute drastique (40 %) de la densité totale de tiges de quenouilles après avoir inondé des marais sous 30 à 60 cm d'eau pendant 5 ans (van der Valk 1981; 1986; van der

Valk et al. 1994). Néanmoins, la quenouille se rétablit à la suite du retour à des niveaux d'eau plus bas (Boers et al. 2007). Elle peut survivre à une inondation (> 70 cm d'eau) pendant 2 à 3 années (Squires et van der Valk 1992; van der Valk 1994). En tourbière, il est peu probable que ces niveaux d'eaux soient atteints. À BDB, le niveau moyen de la nappe phréatique ($-27,3 \pm 14,9$ cm) a été rehaussé (~ 5 à 10 cm) 10 ans après la restauration d'une partie de la tourbière (McCarter 2012). Cependant, il est inférieur et fluctue davantage que celui observé en conditions naturelles ($33,2 \pm 9,0$ cm). À ce propos, il a été mentionné qu'un rabattement de la nappe phréatique est nécessaire à l'établissement de certaines espèces de plantes émergentes, comme la quenouille et le roseau (van der Valk 1981). Cette fluctuation du niveau d'eau est particulièrement importante dans les bogs non restaurés. Alors que la nappe phréatique tend à s'élever et se stabiliser après la restauration d'un bog (Price et al. 2003). Dans un bog restauré, il est possible que les inondations récurrentes et prolongées aient tendance à submerger le réservoir la banque de graines de quenouilles comprises majoritairement dans la couche superficielle du sol (10 cm). L'effet de cette submersion peut limiter le recrutement de nouveaux individus de quenouilles par reproduction sexuée jusqu'à ce que les individus matures meurent par asphyxie de leur système racinaire. Finalement, la quenouille perd peu à peu sa dominance, devient moins vigoureuse et fréquente sur le site, jusqu'à ce qu'elle soit éteinte (Whigham et al. 1990).

La restauration de la tourbière de Bois-des-Bel, effectuée en 1999 par le Groupe de recherche en écologie des tourbières et ses partenaires, est un exemple du retour de la végétation représentative d'un bog en moins d'une décennie. La restauration de ce site a contribué à réduire l'abondance de la quenouille dans les canaux de drainage. Il est possible que la restauration écologique des tourbières dégradées puisse restreindre l'envahissement de cet écosystème par des plantes atypiques. Cette hypothèse reste toutefois à démontrer et pourrait faire l'objet de davantage de recherches.

3.3 Retombées du projet et perspectives de recherche

Cette étude met en évidence un phénomène encore peu étudié et documenté en Amérique du Nord : l'envahissement par des hélrophytes des tourbières dégradées à cause d'activités anthropiques. À ma connaissance, il s'agit de la première étude sur le continent

nord-américain traitant de l'envahissement d'une tourbière à sphaigne par la quenouille à feuilles larges. En particulier, l'étude sur la prolifération remarquable de la quenouille à la tourbière de Bois-des-Bel apporte quelques pistes de solutions quant aux mesures qui peuvent être prises pour limiter sa prolifération. Ce projet de recherche a eu pour objectif d'affiner et de rendre opérationnel des techniques de lutte à cette plante. Au cours des prochaines décennies, il est fort probable que les envahissements par des héliophytes se multiplient dans les tourbières dégradées au Québec. C'est pourquoi, il semble tout à fait à propos de fournir aux acteurs concernés (gestionnaires de milieux naturels dans les secteurs publics et privés) l'information adéquate sur les moyens pratiques pour lutter efficacement. Cela étant, les défis et contraintes associés à la lutte aux héliophytes en tourbières devront tenir compte à l'avenir des développements récents en matière de recherche et d'apports technologiques, ainsi que des nouvelles réalités liées aux changements mondiaux affectant les écosystèmes. Par exemple, il est suggéré que des méthodes alternatives de lutte à la quenouille (lutte biologique, badigeonnage manuel d'herbicides et inondation prolongée des terres) soient testées à des fins expérimentales en tourbière si les moyens légaux le permettent.

Tel que mentionné par Lavoie (2007) : « *Le succès de telles campagnes [d'éradication] sera en effet toujours mitigé si l'on néglige de s'occuper de la source du problème [...]* ». Il donc est essentiel de porter un regard en amont face aux problèmes causés par les invasions biologiques, plus spécifiquement face à la prolifération de la quenouille en tourbières.

Dans le cadre de la stratégie de l'Union européenne en faveur de la biodiversité d'ici 2020, l'action n°7 vise à assurer « *aucune perte nette de biodiversité et des services écologiques* » (Commission Européenne 2011). Si cette action d'aucune perte nette était appliquée au Canada, il semble nécessaire que les gestionnaires et décideurs aient à prendre en compte les impacts potentiels liés à l'envahissement des tourbières par des plantes. Il en résulterait une meilleure stratégie de conservation et de restauration des tourbières sur l'ensemble du territoire canadien.

Références

- Adriano, D. C., A. Fulenwider, R. R. Sharitz, T. G. Ciravolo et G. D. Hoyt. (1980). Growth and Mineral Nutrition of Cattail (*Typha*) as Influenced by Thermal Alteration. *Journal of Environmental Quality*, **9**:649–653.
- Albert, A., J. Brisson, J. Dubé et C. Lavoie. (2013). Do Woody Plants Prevent the Establishment of Common Reed along Highways? Insights from Southern Quebec. *Invasive Plant Science and Management*, **6**(4):585–592.
- Andersen, R. (2006). Suivi de la restauration écologique des tourbières ombrotrophes: le point de vue microbiologique. *Le Naturaliste Canadien*, **130**(1):25–31.
- Andersen, R., L. Rochefort et M. Poulin. (2010). Peat, water and plant tissue chemistry monitoring: A seven-year case-study in a restored peatland. *Wetlands*, **30**:159–170.
- Andersen, R., L. Rochefort et J. Landry. (2011). La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste Canadien*, **135**(1):5–14.
- Anderson, H. M., M. R. Gale, M. F. Jurgensen et C. C. Trettin. (2007). Vascular and non-vascular plant community response to silvicultural practices and resultant microtopography creation in a forested wetland. *Wetlands*, **27**(1):68–79.
- Angeloni, N. L., K. J. Jankowski, N. C. Tuchman et J. J. Kelly. (2006). Effects of an invasive cattail species (*Typha x glauca*) on sediment nitrogen and microbial community composition in a freshwater wetland. *FEMS Microbiology Letters*, **263**:86–92.
- Arora, A. et N. T. Yaduraju. (1998). High-Temperature Effects on Germination and Survival of Weed Seeds in Soil. *Journal of Agronomy & Crop Science*, **181**:35–43.
- Asamoah, S. A. et E. W. Bork. (2010). Drought tolerance thresholds in cattail (*Typha latifolia*): A test using controlled hydrologic treatments. *Wetlands*, **30**:99–110.
- Ball, J. P. (1990). Influence of subsequent flooding depth on cattail control by burning and mowing. *Journal of Aquatic Plant Management*, **28**:32–36.
- Bérubé, M.-È. et Lavoie, C. (2000). The natural revegetation of a vacuum-mined peatland: Eight years of monitoring. *Canadian Field-Naturalist*, **114**: 279–286.
- Beule, J. D. (1979). Control and management of cattails in southeastern Wisconsin wetlands. Technical Bulletin No. 112. Madison, Wisconsin. 44 p.
- Blumenthal, D. M. (2005). Interrelated Causes of Plant Invasion. *Science*, **310**(5746):233–244.
- Boa, K. (2013). Control of invasive *Typha* spp. in a restored freshwater wetland. Master's Thesis. Rochester Institute of Technology. 83 p.
- Boers, A. M., R. L. D. Veltman et J. B. Zedler. (2007). *Typha x glauca* dominance and extended hydroperiod constrain restoration of wetland diversity. *Ecological Engineering*, **29**(3):232–244.
- Boers, A. M. et J. B. Zedler. (2008). Stabilized water levels and *Typha* invasiveness. *Wetlands*, **28**(3):676–685.
- Boivin, P., A. Albert et J. Brisson. (2011). Prévenir et contrôler l’envahissement des autoroutes par le roseau commun (*Phragmites australis*): volet intervention (R538.3) et volet analytique (R538.2). Rapport final préparé pour le Ministère des Transports du Québec. Institut de recherche en biologie végétale, Montréal, Québec. 40 p.
- Bonham, C. D. (1989). Measurements for Terrestrial Vegetation. *John Wiley & Sons*, New York, USA. 352 p.
- Bonnewell, V. W. et D.C. Pratt. (1978). Effects of nutrients on productivity and morphology of *Typha angustifolia x latifolia*. *Journal of the Minnesota Academy of Science*, **44**: 18–20.
- Bonnewell, V. W., L. Koukkari et D. C. Pratt. (1983). Light, oxygen, and temperature requirements for *Typha latifolia* seed germination. *Canadian Journal of Botany*, **61**(7):1330–1336.
- Bourgeois, B., S. Hugron et M. Poulin. (2012). Establishing a moss cover inhibits the germination of *Typha latifolia*, an invasive species, in restored peatlands. *Aquatic Botany*, **100**:76–79.

- Boyd, C. E. et L. W. Hess. (1970). Factors Influencing Shoot Production and Mineral Nutrient Levels in *Typha Latifolia*. *Ecology*, **51**(2):296–300.
- Boyd, C. E. (1971). Further Studies on Productivity, Nutrient and Pigment Relationships in *Typha latifolia* Populations. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, **98**(3):144–150.
- Boyd, M. C., M. T. Brown et S. Brandt-Williams. (2015). Addressing pollutant load reduction goals for impaired waterbodies through biomass harvest of Gulf Coast type *Phragmites australis* (common reed). *Wetlands Ecology and Management*, **23**:519–533.
- Brändle, R. (1985). Kohlenhydratgehalte und Vitalität von *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* nach mehrwöchigem O₂-Mangelstress. *Flora*, **177**:317–321.
- Brix, H. (2002). Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, **53**(379):2441–2450.
- Brock, T. D. (1978). Thermophilic Microorganisms and Life at High Temperatures. *Springer-Verlag*, New York. 465 p.
- Brooks, M. L., C. M. D'Antonio, D. M. Richardson, J. B. Grace, J. E. Keeley, J. M. DiTomaso, R. J. Hobbs, M. Pellant et D. Pyke. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience*, **54**(7):677–688.
- Callaway, R. M. et E. T. Aschehoug. (2000). New and Old Neighbors: for Exotic Invasion Mechanism. *Science*, **290**(5491):521–523.
- Callaway, R. M., S. C. Pennings et C. L. Richards. (2003). Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology*, **84**(5):1115–1128.
- Calmé, S., A. Desrochers et J. P. L. Savard. (2002). Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**(3):273–281.
- Campbell, D. R., C. Lavoie et L. Rochefort. (2002). Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Canadian Journal of Soil Science*, **82**(1):85–95.
- Chanton, J. P., G. J. Whiting, J. D. Happell et G. Gerard. (1993). Contrasting rates and diurnal patterns of methane emission from emergent aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, **46**: 111–128.
- Chytrý, M., V. Jarošík, P. Pyšek, O. Hájek, I. Knollová, L. Tichý et J. Danihelka. (2008). Separating Habitat Invasibility by Alien Plants from the Actual Level of Invasion. *Ecology*, **89**(6):1541–1553.
- Ciotir, C., H. Kirk, J. R. Row et J. R. Freeland. (2013). Intercontinental dispersal of *Typha angustifolia* and *T. latifolia* between Europe and North America has implications for *Typha* invasions. *Biological Invasions*, **15**:1377–1390.
- Ciotir, C. et J. Freeland. (2016). Cryptic intercontinental dispersal, commercial retailers, and the genetic diversity of native and non-native cattails (*Typha* spp.) in North America. *Hydrobiologia*, **768**:137–150.
- Claassen, P. W. (1918). *Typha* insects: their ecological relationships. *Agric. Exo. Sta. Mem.*, **47**: 463–509.
- Cohen, O., J. Riov, J. Katan, A. Gamliel et P. Bar (Kutiel). (2008). Reducing Persistent Seed Banks of Invasive Plants by Soil Solarization -The Case of *Acacia saligna*. *Weed Science*, **56**(6):860–865.
- Comes, R. D., V. F. Bruns et A. D. Kelley. (1978). Longevity of certain weeds and crop seeds in fresh water. *Weed Science*, **26**:336–344.
- Commission européenne. (2011). La stratégie de l'UE en matière de biodiversité à l'horizon 2020. *Office des publications de l'Union européenne*, Luxembourg. 28 p. [en ligne]. Disponible au http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure_fr.pdf [consulté le 13 janvier 2017].
- Convention de Ramsar. (2013). Le Manuel de la Convention de Ramsar: Guide de la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971), 6e édition. *Secrétariat de la Convention de Ramsar*, Gland, Suisse. 120 p. [en ligne]. Disponible au <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-fr.pdf>. [consulté le

17 janvier 2017].

- Corns, W. G. et R. K. Gubta. (1971). Chemical Control of Cattail, *Typha latifolia*. *Canadian Journal of Plant Science*, **51**:491–497.
- Cronk, J. K. et M. S. Fenessy. (2001). Wetland plants: biology and ecology. *CRC Press*, Boca Raton, FL, USA, 462 p.
- D'Astous, A. (2012). Approches par communautés et par traits pour l'évaluation du succès de restauration d'une tourbière. Mémoire de maîtrise. Département de Phytologie, Université Laval, Québec. 100 p.
- Daehler, C. C. (2003). Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**:183–211.
- Dahlquist, R. M., T. S. Prather et J. J. Stapleton. (2007). Time and Temperature Requirements for Weed Seed Thermal Death. *Weed Science*, **55**(6):619–625.
- Davis, M. A., J. P. Grime, K. Thompson. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general of invasibility theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**:528–534.
- Davis, M. A. (2009). Invasion Biology. *Oxford University Press*. Oxford, UK. 244 p.
- Diamond, J., M. Browning, A. Williams et J. Middleton. (2003). Lack of evidence for impact of the European White Birch, *Betula pendula*, on the hydrology of Wainfleet Bog, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, **117**(3):393–398.
- Dickerman, A. et R. G. Wetzel. (1985). Clonal Growth in *Typha Latifolia* : Population Dynamics and Demography of the Ramets. *Journal of Ecology*, **73**(2):535–552.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, **6**(6):503–523.
- Environnement Canada. (2016). Données climatiques historiques. [en ligne]. http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/hourlydata_f.html?timeframe=1&Prov=XX&StationID=5415&Year=2015&Month=1&Day=1 [consulté le 14 février 2016].
- Eviner, V. T., K. Garbach, J. H. Baty et S. A. Hoskinson. (2012). Measuring the Effects of Invasive Plants on Ecosystem Services: Challenges and Prospects. *Invasive Plant Science and Management*, **5**(1):125–136.
- Facelli, J. M. (1994). Multiple Indirect Effects of Plant Litter Affect the Establishment of Woody Seedlings in Old Fields. *Ecology*, **75**(6):1727–1735.
- Farrer, E. C. et D. E. Goldberg. (2009). Litter Drives Ecosystem and Plant Community Changes in Cattail Invasion Litter drives ecosystem and plant community changes invasion. *Ecological Applications*, **19**(2):398–412.
- Farrer, E. C. et D. E. Goldberg. (2014). Mechanisms and reversibility of the effects of hybrid cattail on a Great Lakes marsh. *Aquatic Botany*, **116**:35–43.
- Fay, E. et C. Lavoie. (2009). The impact of birch seedlings on evapotranspiration from a mined peatland: an experimental study in southern Quebec, Canada. *Mires and Peat*, **5**:1–7.
- Fiala, K. (1978). Underground organs of *Typha angustifolia* and *Typha latifolia*, their growth, propagation and production. *Acta. Sci. Natur. Acad. Sci.*, **12**:1–43.
- Findlay, S., P. Groffman et S. Dye. (2003). Effects of *Phragmites australis* removal on marsh nutrient cycling. *Wetlands Ecology and Management*, **11**(3):157–165.
- Freeland, J., C. Ciotir et H. Kirk. (2013). Regional differences in the abundance of native, introduced, and hybrid *Typha* spp. in northeastern North America influence wetland invasions. *Biological Invasions*, **15**(12):2651–2665.
- Galatowitsch, S. M., N. O. Anderson, P. D. Ascher et A. Hall. (1999). Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, **19**(4):733–755.
- Gibson, D. J. (2015). Methods in Comparative Plant Population Ecology. Second edition. *Oxford University Press*, Oxford, UK. 320 p.
- Girard, M., C. Lavoie et M. Thériault. (2002). The Regeneration of a Highly Disturbed Ecosystem: A Mined Peatland in Southern Québec. *Ecosystems*, **5**(3):274–288.

- Global Invasive Species Database. (2017). Species profile: *Typha latifolia*. [en ligne]. Disponible au <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=895> [consulté le 11 janvier 2017].
- Gogo, S., F. Laggoun-Défarge, F. Delarue et N. Lottier. (2011). Invasion of a *Sphagnum*-peatland by *Betula* spp. and *Molinia caerulea* impacts organic matter biochemistry. Implications for carbon and nutrient cycling. *Biogeochemistry*, **106**(1):53–69.
- González, E. et L. Rochefort. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, **68**:279–290.
- Gorham, E. et L. Rochefort. (2003). Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetlands Ecology and Management*, **11**:109–119.
- Gouvernement du Québec. (2016). Loi sur la qualité de l'environnement, article 22. [en ligne]. Disponible au <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/lois-reglements.htm> [consulté le 11 janvier 2017].
- Grace, J. B. et R. G. Wetzel. (1981a). Habitat Partitioning and Competitive Displacement in Cattails (*Typha*): Experimental Field Studies. *The American Naturalist*, **118**(4):463–474.
- Grace, J. B. et R. G. Wetzel. (1981b). Phenotypic and Genotypic Components of Growth and Reproduction in *Typha Latifolia* : Experimental Studies in Marshes of Differing Successional Maturity. *Ecology*, **62**(3):789–801.
- Grace, J. B. et R. G. Wetzel. (1982). Niche differentiation between two rhizomatous plant species : *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Canadian Journal of Botany*, **60**:47–57.
- Grace, J. B. et J. S. Harrison. (1986). The Biology of Canadian Weeds. 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha x glauca* Godr. *Canadian Journal of Plant Science*, **379**(66):361–379.
- Grace, J. B. et R. G. Wetzel. (1998). Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquatic Botany*, **61**(2):137–146.
- Hansen, M. J. et A. P. Clevenger. (2005). The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, **125**(2):249–259.
- Hazelton, E. L. G., T. J. Mozdzer, D. M. Burdick, K. M. Kettenring et D. F. Whigham. (2014). *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB Plants*, **6**:19 p.
- Hejda, M., P. Pyšek et V. Jarošík. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, **97**(3):393–403.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora et M. Zobel. (2006). Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, **15**:1–7.
- Holm, L. G., D. L. Plucknett, J. V. Pancho et J. P. Herberger. (1977). The World's Worst Weeds: Distribution and Biology. East-West Center, *University of Hawaii Press*, Honolulu. 609 p.
- Holm, L. G., J. Doll, E. Holm, J. V. Pancho et J. P. Herberger. (1997). World Weeds: Natural Histories and Distribution. *John Wiley & Sons*, New York, NY. 1152 p.
- Hovick, S. M. et J. A. Reinartz. (2007). Restoring forest in wetlands dominated by reed canarygrass: The effects of pre-planting treatments on early survival of planted stock. *Wetlands*, **27**(1):24–39.
- Hulme, P. E. (2007). Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. in Hester, R. et R. M. Harrison (Eds.), Biodiversity under Threat. *Cambridge University Press*, Cambridge, UK. pp. 56–80.
- Husak, S. (1978). Control of reed and reed mace stands by cutting. in Dykyjova, D. et J., Kvet (Eds.), *Springer-Verlag*, Berlin. *Ecological Studies*, **28**:404–408.
- Hutchinson, R. A. et J. H. Viers. (2011). Tarping as an Alternative for Perennial Pepperweed (*Lepidium latifolium*) Control. *Invasive Plant Science and Management*, **4**(1):66–72.

- Jarchow, M. E. et B. J. Cook. (2009). Allelopathy as a mechanism for the invasion of *Typha angustifolia*. *Plant Ecology*, **204**(1):113–124.
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Theriault, J. Beaulieu et F. Belzile. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, **45**(2):459–466.
- Johnston, C. A., J. B. Zedler, M. G. Tulbure, C. B. Frieswyk, L. Bedford, L. Vaccaro et B. L. Bedford. (2009). A unifying the condition of wetland plant approach for evaluating communities and identifying related stressors. *Ecological applications*, **19**(7):1739–1757.
- Jonsson-Ninniss, S. et J. Middleton. (1991). Effect of peat extraction on the vegetation in Wainfleet Bog, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, **105**:505–511.
- Jukonienė, I., R. Dobravolskaitė, J. Sendžikaitė, D. Skipskytė et J. Repečkienė. (2015). Disturbed peatlands as a habitat of an invasive moss *Campylopus introflexus* in Lithuania. *Boreal Environment Research*, **20**(6):724–734.
- Kaewruang, W., K. Sivasithamparam et G. E. Hardy. (1989). Effect of solarization of soil within plastic bags on root rot of gerbera (*Gerbera jamesonii* L.). *Plant and Soil*, **120**(2):303–306.
- Karathanos, S., N. Rivard, J. Brisson et C. Lavoie. (2015). Limiter l'invasion du roseau commun sur des terres en friche. Bulletin de conservation du Parc National des Îles-de-Boucherville. Parc Québec, pp. 23–26.
- Katan, J. (2015). Soil solarization: the idea, the research and its development. *Phytoparasitica*, **43**:1–4.
- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany*, **14**:41–48.
- Keddy, P. A. et A. A. Reznicek. (1986). Great lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, **12**(1):25–36.
- Keller, R. P. et D. M. Lodge. (2007). Species Invasions from Commerce in Live Aquatic Organisms: Problems and Possible Solutions. *BioScience*, **57**(5):428–436.
- Kercher, S. M. et J. B. Zedler. (2004). Flood tolerance in wetland angiosperms: A comparison of invasive and noninvasive species. *Aquatic Botany*, **80**(2):89–102.
- Kettenring, K. M. et C. R. Adams. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **48**(4):970–979.
- Kiviat, E. (2006). *Phragmites* management sourcebook for the tidal Hudson River and the Northeastern States. Report to the Hudson River Foundation, New York. *Hudsonia Ltd.*, Annandale, NY, USA. 74 p.
- Kiviat, E. (2013). Ecosystem services of *Phragmites* in North America with emphasis on habitat functions. *AoB Plants*, **5**(plt008): 29 p..
- Kolar, C. S. et D. M. Lodge. (2001). Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**(4):199–204.
- Koropchak, S. et D. Vitt. (2012). Survivorship and growth of *Typha latifolia* L. across a NaCl gradient: a greenhouse study. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, **27**(2):143–150.
- Kramer, R. J. (1993). Management of Weed Seed Banks with Microorganisms. *Ecological Applications*, **3**(1):42–52.
- Laine, J., H. Vasander et T. Sallantausta. (1995). Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, **3**:286–303.
- Landry, J. (2008). Impacts environnementaux d'une nouvelle technique de récolte de la tourbe. Mémoire de maîtrise, Département de Phytologie, Université Laval, Québec. 79 p.
- Larkin, D. J., M. J. Freyman, S. C. Lishawa, P. Geddes et N. C. Tuchman. (2012). Mechanisms of dominance by the invasive hybrid cattail *Typha x glauca*. *Biological Invasions*, **14**:65–77.
- Lavoie, C. et L. Rochefort. (1996). The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis. *Écoscience*, **3**(1):101–111.

- Lavoie, C., C. Zimmermann et S. Pellerin. (2001). Peatland restoration in southern Québec (Canada): A paleoecological perspective. *Ecoscience*, **8**(2):247–258.
- Lavoie, C., K. Marcoux, A. Saint-Louis et J. S. Price (2005a). The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada. *Wetlands*, **25**(1):64–75.
- Lavoie, C., A. Saint-Louis et D. Lachance. (2005b). Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 Years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management*, **13**(6):621–633.
- Lavoie, C. (2007). Le roseau commun au Québec: enquête sur une invasion. *Le Naturaliste canadien*, **131**:5–9.
- Lavoie, C., G. Guay et F. Joerin. (2014). Une liste des Plantes Vasculaires Exotiques Nuisibles du Québec: Nouvelle Approche Pour la Sélection Des Espèces et L'aide à la Décision. *Écoscience*, **21**(2):133–156.
- Lawrence, B. A., S. C. Lishawa, Y. Rodriguez et N. C. Tuchman. (2015). Herbicide management of invasive cattail (*Typha x glauca*) increases porewater nutrient concentrations. *Wetlands Ecology and Management*, **24**(4):457–467.
- Leck, M.A. et K. J. Graveline. (1979). The seed bank of a freshwater tidal marsh. *American Journal of Botany*, **66**(9):1006–1015.
- Lefeuve, J.-C. (2013). Les invasions biologiques : un danger pour la biodiversité. *Buchet Chastel*, Paris. 331 p.
- Levine, J. M. et C. M. D'Antonio. (2003). Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, **17**(1):322–326.
- Li, S., S. R. Pezeshki et S. Goodwin. (2004). Effects of soil moisture regimes on photosynthesis and growth in cattail (*Typha latifolia*). *Acta Oecologica*, **25**:17–22.
- Lieffers, V. J., E. S. MacDonald et E. H. Hogg. (1993). Ecology of and control strategies for *Calamagrostis canadensis* in boreal forest sites. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**:2070–2077.
- Lindsay, R., R. Birnie et J. Clough. (2014). Peat Bog Ecosystems: Peat Bogs, Climate and Climate Change. Technical Report. International Union for the Conservation of Nature, Edinburgh
- Lin, G. M. et H. J. Homan. (2011). Use of glyphosate for managing invasive cattail (*Typha* spp.) to disperse blackbird (*Icteridae*) roosts. *Crop Protection*, **30**(2):98–104.
- Lishawa, S. C., B. A. Lawrence, D. A. Albert et N. C. Tuchman. (2015). Biomass harvest of invasive *Typha* promotes plant diversity in a Great Lakes coastal wetland. *Restoration Ecology*, **23**(3):228–237.
- Liu, E. H., R. R. Sharitz et M. H. Smith. (1978). Thermal Sensitivities of Malate Dehydrogenase Isozymes in *Typha*. *American Journal of Botany*, **65**(2):214–220.
- Lockwood, J. L., P. Cassey et T. Blackburn. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**(5):223–228.
- Lodge, D. M. (1993). Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**(4):133–137.
- Lombardi, T., T. Fochetti, A. Bertacchi et A. Onnis. (1997). Germination requirements in a population of *Typha latifolia*. *Aquatic Botany*, **56**:1–10.
- Lonsdale, W. (1999). Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. *Ecology*, **80**(5):1522–1536.
- Lorenzen, B., H. Brix, K. L. McKee, I. A. Mendelssohn et S. Miao. (2000). Seed germination of two Everglades species, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. *Aquatic Botany*, **66**(3):169–180.
- MacDougall, A. S. et R. Turkington. (2005). Are Invasive Species the Drivers or Passengers of Change in Degraded Ecosystems? *Ecology*, **86**(1):42–55.
- Mack, M. C. et C. M. D'Antonio. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, **13**(5):195–198.

- Malone, S. et C. O'Connell. (2009). Ireland's Peatland Conservation Action Plan 2020 – halting the loss of peatland biodiversity. *Irish Peatland Conservation Council*, Kildare. 154 p.
- Matsui, T. et T. Tsuchiya. (2006). Root aerobic respiration and growth characteristics of three *Typha* species in response to hypoxia. *Ecological Research*, **21**(3):470–475.
- McCarter, C. (2012). The hydrology of the Bois-des-Bel bog peatland restoration : A tale of two scales. Master's Thesis, University of Waterloo. Ontario. 62 p.
- McNaughton, S. J. (1966). Ecotype Function in the *Typha* Community-Type. *Ecological Monographs*, **36**(4):297–325.
- McNaughton, S. J. (1968). Autotoxic Feedback in Relation to Germination and Seedling Growth in *Typha Latifolia*. *Ecology* **49**(2):367–369.
- McNaughton, S. J. (1974). Developmental control of net productivity in *Typha latifolia* ecotypes. *Ecology*, **55**(4):864–869.
- Meade, R. (1992). Some early changes following the rewetting of a vegetated cutover peatland surface at Danes Moss, Cheshire, UK, and their relevance to conservation management. *Biological Conservation*, **61**:31–40.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and human well-being: Wetlands and Water Synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington DC. 80 p.
- Minchinton, T. E. et M. D. Bertness. (2003). Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Ecological Applications*, **13**(5):1400–1416.
- Mitchell, M. E., S. C. Lishawa, P. Geddes, D. J. Larkin, D. Treering et N. C. Tuchman. (2011). Time-dependent impacts of cattail invasion in a great lakes coastal wetland complex. *Wetlands*, **31**(6):1143–1149.
- Mitich, L. M. (2000). Common Cattail, *Typha latifolia* L. *Weed Technology*, **14**(2):446–450.
- Monk, L. S., R. M. M. Crawford et R. Brändle. (1984). Fermentation :rates and ethanol accumulation in relation to flooding tolerance in rhizomes of monocotyledonous species. *Journal of Experimental Botany*, **35**:738–745.
- Moser, M., C. Prentice et S. Frazier. (1996). A global overview of wetland loss and degradation in Proceedings of the 6th Meeting of the Conference of Contracting Parties, Brisbane, Australia Papers, Technical Session B. **10/12B**:21–31.
- Nations Unies. (1992). Convention sur la diversité biologique (CBD). 32 p. [en ligne]. Disponible au <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf> [consulté le 11 mars 2015].
- Nelson, J.F. et R.H. Dietz. (1966). Cattail control methods in Utah. *Utah Department of Fish and Game Publication*, **66**(2):33 p.
- Olden, J. D., N. L. Poff, M. R. Douglas, M. E. Douglas et K. D. Fausch. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**(1):18–24.
- Olson, A., J. Paul et J. R. Freeland. (2009). Habitat preferences of cattail species and hybrids (*Typha* spp.) in eastern Canada. *Aquatic Botany*, **91**:67–70.
- Pauchard, A. et K. Shea. (2006). Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions*, **8**:399–413.
- Payette, S. (2001). Les processus et les formes périglaciaires in Payette, S. et L. Rochefort (Eds.), Écologie des Tourbières du Québec-Labrador. *Les Presses de l'Université Laval*, Québec, pp. 199–239.
- Payette S. et Rochefort, L. (2001). Écologie des tourbières du Québec-Labrador. *Les Presses de l'Université Laval*, Québec, 621 p.
- Pejchar, L. et H. A. Mooney. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**(9):497–504.
- Pellerin, S. et C. Lavoie. (2000). Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78**:255–265.
- Pellerin, S. et M. Poulin. (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport final pour le

- ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Centre de la biodiversité du Québec, Montréal, Québec. 104 p.
- Perry, L. G. et S. M. Galatowitsch. (2006). Light competition for invasive species control: A model of cover crop-weed competition and implications for *Phalaris arundinacea* control in sedge meadow wetlands. *Euphytica*, **148**:121–134.
- Poschlod, P., C. Meindl et J. Sliva. (2007). Revegetation and Restoration of Drained and Cut-over Raised Bogs in Southern Germany-a Comparative Analysis of Four Long-term Monitoring Studies. *Global Environment Research*, **11**:205–216.
- Poulin, M., L. Rochefort et A. Desrochers. (1999). Conservation of Bog Plant Species Assemblages : Assessing the Role of Natural Remnants in Mined Sites . *Applied Vegetation Science*, **2**:169–180.
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin et J. Thibault. (2004). Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour*, **79**(4):331–344.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty et C. Lavoie. (2005). Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, **83**:539–557.
- Poulin, M., R. Andersen et L. Rochefort. (2013). A new approach for tracking vegetation change after restoration: A case study with peatlands. *Restoration Ecology*, **21**(3):363–371.
- Price, J. S. et G. S. Whitehead. (2001). Developing Hydrologic Thresholds for *Sphagnum* Recolonization on an Abandoned Cutover Bog. *Wetlands*, **21**(1):32–40.
- Price, J. S., A. L. Heathwaite et A. J. Baird. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands:an overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, **11**:65–83.
- Pyšek, P., V. Jarošík, P. P. E. Hulme, I. Kühn, J. Wild, M. Arianoutsou, S. Bacher, F. F. Chiron, V. Didžiulis, F. Essl, P. Genovesi, F. Gherardi, M. Hejda, S. Kark, P. W. Lambdon, M.-L. L. Desprez-Loustau, W. Nentwig, J. Pergl, K. Poboljšaj, W. Rabitsch, A. Roques, D. B. Roy, S. Shirley, W. Solarz, V. Montserrat et M. Winter. (2010). Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**(27):12157–12162.
- Pyšek, P. et D. M. Richardson. (2010). Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, **35**:25–55.
- Pyšek, P., V. Jarošík, P. E. Hulme, J. Pergl, M. Hejda, U. Schaffner et M. Vilà. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, **18**:1725–1737.
- Quinty, F. et L. Rochefort. (2003). Guide de restauration des tourbières, deuxième édition. Association canadienne de mousse de sphaigne et Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. Québec, Québec. 131 p.
- Rankin, T. (2016). An analysis of carbon dioxide and methane exchange at a post-extraction, unrestored peatland in Eastern Québec. Master's Thesis, Department of Natural Resource Sciences, McGill University, Montreal. 82 p.
- Raven, P. H., R. F. Evert et S. E. Eichhorn. (2005). The Biology of Plants. W. H. Freeman and Co., New York, USA. 733 p.
- Rejmánek, M. et D. M. Richardson. (1996). What Attributes Make Some Plant Species More Invasive ? *Ecology*, **77**(6):1655–1661.
- Rejmánek, M., D. M. Richardson et P. Pyšek. (2005). In: van der Maarel, E. (Ed.), 13. Plant invasions and invasibility of plant communities. *Blackwell Science*, UK. pp. 332–355.
- Revedin, A., B. Aranguren, R. Becattini, L. Longo, E. Marconi, M. M. Lippi, N. Skakun, A. Sinitsyn, E. Spiridonova et J. Svoboda. (2010). Thirty thousand-year-old evidence of plant food processing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **107**(44):18815–18819.
- Richardson, D. M., P. Pyšek, M. Rejmanek, M. G. Barbour, F. D. Panetta, J. West et N. Mar.

- (2000). Naturalization and Invasion of Alien Plants : Concepts and Definitions. *Diversity and Distributions*, **6**:93–107.
- Richardson, D. M. et P. Pyšek. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, **30**(3):409–431.
- Rocheftort, L. (2000). *Sphagnum*-A Keystone Genus in Habitat Restoration. *The Bryologist*, **103**(3):503–508.
- Rocheftort, L., S. Campeau, K. Johnson et T. Malterer. (2003). North American approach to the restoration of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, **11**:3–20.
- Rocheftort, L et E. Lode. (2006). Restoration of degraded boreal peatlands. In: Wieder, R. K et D. H. Vitt (Eds.), Boreal peatland ecosystems. *Springer-Verlag*, Berlin, Heidelberg. *Ecological Studies*, **188**. pp. 381–423.
- Rocheftort, L., F. Isselin-Nondedeu, S. Boudreau et M. Poulin. (2013). Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management*, **21**:71–85.
- Ruiz, G. M. et J. T. Carlton. (2003). Invasion vectors: A conceptual framework for management. In: Ruiz, G. M. et J. T. Carlton (Eds.), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press. pp. 459–504.
- Rydin, H. et J. K. Jeglum. (2013). The biology of peatlands, second edition. *Oxford University Press Inc.*, New York, USA. 343 p.
- Sculthorpe, C. D. (1967). The biology of aquatic vascular plants. *St. Martin's Press*, New York, USA. 610 p.
- Sale, P. J. M. et R. G. Wetzel. (1983). Growth and Metabolism of *Typha* Species in Relation to Cutting Treatments. *Aquatic Botany*, **15**:321–334.
- Salonen, V. (1987). Relationship between the Seed Rain and the Establishment of Vegetation in Two Areas Abandoned after Peat Harvesting. *Oikos*, **10**(3):171–174.
- Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**(4):2445–2449.
- SAS Institute. (2013). The SAS system for Windows. Release 9.4. *SAS Institute*, Cary, NC.
- Schulze, J., M. Tesfaye, R. H. M. G. Litjens, B. Bucciarelli, G. Trepp, S. Miller, D. Allan et C. P. Vance. (2002). Malate plays a central role in plant nutrition. *Plant and Soil*, **247**:133–139.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2012). Conférence des Parties à la Convention sur la Diversité Biologique (CdP11), Hyderabad, Inde. 319 p.
- Sharma, K. P. et B. Gopal. (1977). Studies on stand structure and primary production in *Typha* species. *International Journal of Ecology Environmental Sciences*, **3**: 45–66.
- Sharma, K. P. et S. P. S. Kushwaha. (1990). Effect of cutting of aboveground organs of *Typha angustata* Bory & chaub on its growth and total chlorophyll content. *Aquatic Botany*, **36**(3):293–296.
- Shekhov, A.G. (1974). Effect of mowing times on regeneration of reed and reedmace growths. *Hydrobiol. ZH.* **10**(3):61–65.
- Shih, J. G. et S. A. Finkelstein. (2008). Range Dynamics and Invasive Tendencies in *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* in Eastern North America Derived From Herbarium and Pollen Records. *Wetlands*, **28**(1):1–16.
- Sifton, H. B. (1959). The Germination of Light-Sensitive Seeds of *Typha latifolia* L. *Canadian Journal of Botany*, **37**:719–739.
- Smart P. J., B. D. Wheeler et A. J. Willis. (1986). Plants and peat cuttings: historical ecology of a much exploited peatland - Thorne Waste, Yorkshire, UK. *New Phytologist*, **104**: 731–748.
- Smith, S. (1967). Experimental and natural hybrids in North American *Typha* (Typhaceae). *American Midland Naturalist*, **78**(2):257–287.
- Sojda, R. S. et K. L. Solberg. (1993). 13.4.13 Management and Control of Cattails. In: United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service (Eds.), *Waterfowl Management*

- Handbook, Washington DC, USA. pp. 1–8.
- Solberg, K. L. et K. F. Higgins. (1993). Effects of Glyphosate Herbicide on Cattails , Invertebrates , and Waterfowl in South Dakota Wetlands. *Wildlife Society Bulletin*, **21**(3):299–307.
- Squires, L. et A. G. van der Valk. (1992). Water-Depth Tolerances of the Dominant Emergent Macrophytes of the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany*, **70**:1860–1867.
- Stapleton, J. J., J. Quick et J. E. Devay. (1985). Soil solarization: Effects on soil properties, crop fertilization and plant growth. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**(3):369–373.
- Stodola, J. (1967). Encyclopedia of water plants. *T.H.F. Publications*, Jersey City, NJ, USA. 368 p.
- Swindles, G. T., P. J. Morris, J. Wheeler, M. W. Smith, K. L. Bacon, T. Edward Turner, A. Headley et J. M. Galloway. (2016). Resilience of peatland ecosystem services over millennial timescales: Evidence from a degraded British bog. *Journal of Ecology*, **104**(3):621–636.
- Thévenot, J. (2013). Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité. *Museum national d'Histoire naturelle*, Service du Patrimoine naturel, Paris. 31 p.
- Tilman, D. (1985). The Resource-Ratio Hypothesis of Plant Succession. *The American Naturalist*, **125**(6):827–852.
- Tiner, R. W. (1991). The Concept of a Hydrophyte for Wetland Identification. *BioScience*, **41**(4):236–247.
- Tomassen, H. B. M., A. J. P. Smolders, J. Limpens, L. P. M. Lamers et J. G. M. Roelofs. (2004). Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: Desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology*, **41**:139–150.
- Tousignant, M. Ê., S. Pellerin et J. Brisson. (2010). The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands*, **30**(2):333–344.
- Tu, M., C. Hurd, J. M. Randall et The Nature Conservancy. (2001). Weed Control Methods Handbook : Tools & Techniques for Use in Natural Areas. *All U.S. Government Documents* (Utah Regional Depository). Paper **533**. 220 p.
- Tulbure, M. G. et C. A. Johnston. (2010). Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in great lakes coastal wetlands. *Wetlands*, **30**:577–587.
- Vaccaro, L. E., B. L. Bedford et C. A. Johnston. (2009). Litter Accumulation Promotes Dominance of Invasive Species of Cattails (*Typha* spp.) in Lake Ontario Wetlands. *Wetlands*, **29**(3):1036–1048.
- Valéry, L., H. Fritz, J. C. Lefeuvre et D. Simberloff. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, **10**:1345–1351.
- van Asselen, S., P. H. Verburg, J. E. Vermaat et J. H. Janse. (2013). Drivers of wetland conversion: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, **8**(11):13 p.
- van der Valk, A. G. (1981). Succession in Wetlands : A Gleasonian Approach. *Ecology*, **62**(3):688–696.
- van der Valk, A. G. (1986). The impact of litter and annual plants on recruitment from the seed bank of a lacustrine wetland. *Aquatic Botany*, **24**:13–26.
- van der Valk, A. G. (1994). Effects of prolonged flooding on the distribution and biomass of emergent species along a freshwater wetland coenocline. *Vegetatio*, **110**:185–196.
- van der Valk, A. G., L. Squires et C. H. Welling. (1994). Assessing the Impacts of an Increase in Water Level on Wetland Vegetation. *Ecological Applications*, **4**(3):525–534.
- Vermeij, G. J. (2005). Invasion as expectation: a historical fact of life. Species invasions: insights into ecology, evolution and biogeography In: Sax, D. F., S. D. Gaines et J. J. Stachowicz (Eds.), Sinauer, New York. USA. pp. 315–339.
- Vilà, M., J. L. Espinar, M. Hejda, P. E. Hulme, V. Jarošík, J. L. Maron, J. Pergl, U. Schaffner, Y. Sun et P. Pyšek. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, **14**:702–708.
- Vitousek, P. M., L. R. Walker, L. D. Whiteaker, D. Mueller-Dombois et P. A. Matson. (1987).

- Biological Invasion by *Myrica faya* Alters Ecosystem Development in Hawaii. *Science*, **238**(4828):802–804.
- Walker, K. J., C. Auld, E. Austin et J. Rook. (2016). Effectiveness of methods to control the invasive non-native pitcherplant *Sarracenia purpurea* L. on a European mire. *Journal for Nature Conservation*, **31**:1–8.
- Ward, S. E., R. D. Bardgett, N. P. McNamara, J. K. Adamson et N. J. Ostle. (2007). Long-term consequences of grazing and burning on northern peatland carbon dynamics. *Ecosystems*, **10**:1069–1083.
- Weidenhamer, J. D. et R. M. Callaway. (2010). Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology*, **36**:59–69.
- Weihe, P. E. et R. K. Neely. (1997). The effects of shading on competition between purple loosestrife and broad-leaved cattail. *Aquatic Botany*, **59**:127–138.
- Weller, M. W. (1975). Studies of cattail in relation to management for marsh wildlife. *Iowa State Journal of Research*, **49**(4):383–412.
- Westlake, D. F. (1968). Methods used to determine the annual production of reedswamp plants with extensive rhizomes. In: Ghilarov, M. S., V. A. Kovda, L. N. Novichkova-Ivanova, L. E. Rodin et V. M. Sveshnikova (Eds.), *Methods of Productivity Studies in Root System and Rhizosphere Organisms*, Leningrad, U.S.S.R, Academy of Sciences, NAV-KA. pp. 226–234.
- Westlake, D. F. (1982). Primary productivity of water plants. In: Symoens J.J., S. S. Hooper et P. Compere (Eds.), *Studies on Aquatic Vascular Plants. Handbook of Vegetation Science*. Royal Botanical Society of Belgium, Brussels. pp. 165–180.
- Whigham, D. F., R. E. Good et R. E. Kvet. (1990). *Wetland Ecology and Management: Case Studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. 179 p.
- Wilcox, D. A., S. I. Apfelbaum et R. D. Hiebert. (1985). Cattail invasion of sedge meadows following hydrologic disturbance. *Wetlands*, **4**:115–128.
- Wilcox, D. A., K. P. Kowalski, H. L. Hoare, M. L. Carlson et H. N. Morgan. (2008). Cattail Invasion of Sedge/Grass Meadows in Lake Ontario: Photointerpretation Analysis of Sixteen Wetlands over Five Decades. *Journal of Great Lakes Research*, **34**:189–203.
- Williamson, M. H. et A. Fitter. (1996). The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, **78**:163–170.
- Wind-Mulder, H. L., L. Rochefort et D. H. Vitt. (1996). Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering*, **7**(3):161–181.
- Woo, I. et J. B. Zedler. (2002). Can nutrients alone shift a sedge meadow towards dominance by the invasive *Typha × glauca*. *Wetlands*, **22**(3):509–521.
- Yakimowski, S. B., H. A. Hager et C. G. Eckert. (2005). Limits and effects of invasion by the nonindigenous wetland plant *Lythrum salicaria* (purple loosestrife): A seed bank analysis. *Biological Invasions*, **7**(4):687–698.
- Zedler, J. B. et S. Kercher. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **23**(5):431–452.
- Zedler, J. B. et S. Kercher. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, **30**:39–74.
- Zefferman, E., J. T. Stevens, G. K. Charles, M. Dunbar-Irwin, T. Emam, S. Fick, L. V. Morales, K. M. Wolf, D. J. N. Young et T. P. Young. (2015). Plant communities in harsh sites are less invaded: A summary of observations and proposed explanations. *AoB Plants* **7**(plv056), 21 p.

Annexes

Annexe 1 : Sommaire des coûts (en valeur monétaire de 2016) associés aux méthodes de bâchage et fauche répétée des populations de quenouilles présentes dans les canaux de drainage à BDB.

Bâchage superficie traitée = 182 m ²			
Élément	Détails	Coût au m ² (CAD) ¹	Coût fixe (CAD) ¹
MAIN-D'ŒUVRE	(coût/personne)		
Installation de la géomembrane	1 travailleur ² à 13,75 \$/h × 4 h	0,30	
Fauche des tiges de quenouille	1 travailleur ² à 13,75 \$/h × 2 h	0,15	
Sous-total		0,45	
MATÉRIAUX			
Géomembrane (sans frais de transport)	1 géomembrane TEXEL TM-810P (30,99 × 6 m) (185,94 m ²) à 1,45 \$/m ²	1,48	
Plantes récoltées et dispersées	60 m ³ de <i>Sphagnum cuspidatum</i> et <i>S. fallax</i> récoltée par 1 travailleur ² à 13,75 \$/h × 4 h	0,30	
Sous-total		1,78	
ÉQUIPEMENTS			
Cisaille à haie et sacs pour récolter les résidus	1 cisaille à haie 20 sacs en papier		30,00
Sous-total			30,00
TOTAL		2,23 \$	30,00 \$

Fauches répétées (trois par année) superficie traitée = 120 m ²			
Élément	Détails	Coût au m ² (CAD) ¹	Coût fixe (CAD) ¹
MAIN-D'ŒUVRE (coût/personne)			
Fauche des tiges de quenouille	1 travailleur ² à 13,75 \$/h × 6 h	0,69	
Sous-total		0,69	
ÉQUIPEMENTS			
Cisaille à haie et sacs pour récolter les résidus	1 cisaille à haie 20 sacs en papier		30,00
Sous-total			30,00
TOTAL		0,69 \$	30,00 \$

¹Les taxes sont exclues.

²Auxiliaire de recherche de 1^{er} cycle (Université Laval) (salaire incluant les avantages sociaux).

Annexe 2 : Évaluation du potentiel de méthodes de lutte au roseau exotique en tourbière

1. Introduction

Au cours de la dernière décennie, des populations de *Phragmites australis*, le roseau commun exotique, ont été observées dans plusieurs tourbières du Québec, plus spécifiquement les tourbières ombrotrophes (bogs) situées sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent. Certes, le roseau est encore peu abondant dans les milieux humides, mais de plus en plus de cas d'envahissement ont été rapportés dans les terres humides situées le long du fleuve Saint-Laurent (Gervais et al. 1993; Hudon et al. 2005; Lavoie 2008). De la même façon, à l'échelle de l'Amérique du Nord, les cas d'envahissement sont rares et répertoriés surtout au Connecticut (Mitchell et Niering 1993), au Michigan (Kost et al. 2007) et le long d'emprises de lignes électriques au Québec (Dubé et al. 2010).

1.1 Définition du problème de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun

1.1.1 Expansion géographique des populations de roseau

Le roseau commun (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud.; famille : Poaceae) est probablement l'angiosperme le plus répandu dans le monde (Clevering et Lissner 1999; Cronk et Fenessy 2001; Mal et Narine 2004). Des indices paléoécologiques (fragments de tiges et de rhizomes bien conservés dans le sol) suggèrent qu'il est présent sur le sol nord-américain depuis plusieurs milliers d'années (Orson 1999). D'ailleurs, au moins onze génotypes indigènes de roseau ont été répertoriés en Amérique du Nord (Saltonstall 2003; Meyerson et al. 2012). Un génotype exotique (génotype M), originaire d'Eurasie, aurait été introduit sur le continent au 19^e siècle (Saltonstall 2002). Ce génotype, particulièrement envahissant, serait attribuable à l'expansion phénoménale du roseau observée sur le continent nord-américain depuis le début du 20^e siècle (Orson 1999; Saltonstall 2002, 2003; Catling et al. 2003).

Au Québec, le roseau exotique est présent en bordure du fleuve Saint-Laurent depuis au moins 1916, mais sa propagation se serait accélérée avec le développement

intensif du réseau autoroutier dans les années 1960 et 1970 (Lelong et al. 2007; Brisson et al. 2010). La plante a pénétré à l'intérieur des terres par les canaux routiers et les canaux agricoles (Jodoin et al. 2008; Brisson et al. 2010). Depuis les 50 dernières années, le roseau envahisseur a proliféré dans plusieurs écosystèmes de la province, dont les milieux humides situés non loin des routes (Gervais et al. 1993; Hudon et al. 2005; Lelong et al. 2007). De nos jours, 95 % des populations de roseau de la province sont exotiques (Lelong et al. 2007). Il est fort probable que cette plante connaisse dans les prochaines décennies une forte expansion sur le territoire québécois en réponse aux changements climatiques (Tougas-Tellier 2013).

1.1.2 Impacts des roselières sur les milieux humides

Plusieurs fonctions écologiques d'un milieu humide peuvent être affectées par le roseau exotique (Zedler et Kercher 2004). Les roselières évaporent une quantité élevée d'eau dans l'atmosphère (Mal et Narine 2004). Elles modifient également la microtopographie de leur environnement par une forte production et accumulation de litière (Meyerson 2000; Rooth et al. 2003). Ces deux facteurs contribuent à rendre la surface du sol plus sèche (Chambers et al. 1999; Windham et Lathrop 1999; Rooth et al. 2003; Zedler et Kercher 2004). La présence des roselières peut altérer les propriétés chimiques du sol et leur teneur en nutriments (Windham et Lathrop 1999; Meyerson et al. 2000). De plus, il a été démontré que le roseau exotique pouvait émettre une quantité élevée de méthane (CH_4) lorsque la productivité de la plante augmente en réponse à une hausse de la concentration en gaz carbonique dans l'atmosphère et une déposition accrue d'azote (Mozdzer et Megonigal 2013). Ainsi, il est possible qu'un envahissement massif des tourbières par le roseau exotique puisse avoir pour conséquence, après quelques décennies, l'émission d'une source de gaz à effet de serre (GES) d'une ampleur considérable (van den Berg et al. 2016).

La présence de populations monospécifiques de roseau peut avoir un impact négatif sur la biodiversité, plus spécifiquement sur la richesse et la diversité végétale (Chambers et al. 1999; Keller 2000; Bertness et al. 2002; Lavoie et al. 2003; Silliman et Bertness 2004; Hunter et al. 2006; Minchinton et al. 2006). Par la formation d'un couvert végétal haut et dense et l'accumulation d'une litière relativement épaisse, le roseau nuit à la croissance des

autres plantes en obstruant la lumière (Haslam, 1972; Minchinton et al. 2006; Mozdzer et al. 2013) et en limitant l'accès au sol pour les semences (Minchinton et al. 2006). Par ailleurs, les roselières peuvent accélérer la sédimentation d'un milieu humide, l'exonder et perturber son fonctionnement hydrologique (Osgood et al. 2003; Rooth et al. 2003; Zedler et Kercher 2004). Ainsi, les changements entraînés par la prolifération du roseau en tourbières pourraient potentiellement nuire aux communautés végétales (comme celles dominées par les sphaignes) et mettre en péril la survie d'espèces de plantes associées à cet écosystème.

Les chercheurs sont partagés sur l'impact réel des populations de roseau exotique sur la faune (groupe PHRAGMITES 2012; Lavoie et al. 2014). Au Québec, plusieurs études effectuées par le groupe de recherche PHRAGMITES ont montré que les roselières d'eau douce étaient fréquentées par la faune (Mazerolle et al. 2014; Gagnon Lupien et al. 2015; Larochelle 2015). Toutefois, d'autres études dans les marais salés montrent que l'envahissement par le roseau peut aussi engendrer la perte ou la dégradation d'habitats fauniques (Roman et al. 1984; Thompson et Shay 1989; Chambers et al. 1999; Weinstein et Balletto 1999; Able et al. 2003; Zedler et Kercher 2004; Fell et al. 2006). Par exemple, la litière de roseau élève le fond d'un marais, ce qui peut nuire à l'habitat de certaines espèces d'oiseaux (Gagnon Lupien et al. 2015). Il a été montré que plusieurs espèces fauniques (méga, macro et microfaune) utilisent les tourbières naturelles pour se reproduire, nicher, s'abriter et se nourrir de façon temporaire ou permanente (Calmé et Desrochers 2000; Warner et Asaeda 2006). Il est donc possible que ces espèces soient menacées par différents changements biotiques et abiotiques de leur habitat si le roseau envahisseur venait à proliférer davantage dans cet écosystème.

La présence des roselières dans le paysage et leur expansion prolifique peuvent nuire à l'économie en perturbant certaines activités récréatives ou industrielles. Lorsqu'elles s'établissent et prolifèrent de manière excessive dans les terrains publics ou privés, elles créent des conditions (faible visibilité, assèchement et modification de l'écoulement de l'eau) pouvant s'avérer défavorables à certaines activités récréotouristiques (chasse, pêche, randonnée pédestre, nautisme, ornithologie ; Ontario Phragmites Working

Group 2016). Dans un contexte industriel, il est possible que des débris végétaux (tiges, racines, rhizomes et stolons) de roseau provenant de remblais, de la création ou du rafraîchissement des canaux de drainage ou du transport de matériel végétal contaminé soient dispersés par la machinerie lourde dans des aires de conservation ou sur des terrains voisins. Pour l'industrie de la tourbe, l'impact économique de ce problème pourrait être important si ces débris étaient transportés à proximité des sites où la tourbe est extraite et que la multitude de graines des roselières contaminent la tourbe horticole.

1.2 Écologie et biologie du roseau commun

1.2.1 Écologie

Le roseau exotique est une plante cosmopolite que l'on trouve sur tous les continents (sauf en Antarctique) et dans presque tous les biomes, à l'exception de la toundra arctique et des forêts équatoriales pluvieuses (Mal et Narine 2004). Il peut croître dans plusieurs types d'écosystèmes incluant les marais côtiers, lacs, rivières, montagnes, déserts et milieux urbains (Packer et al. 2016). Cette plante affectionne particulièrement les milieux humides non boisés (Lavoie 2007). On trouve le roseau surtout dans les marais, les milieux salins, saumâtres et d'eau douce, dans les canaux de drainage le long des routes et dans les canaux de drainage agricoles, là où le niveau d'eau ne dépasse guère un à deux mètres au-dessus de la surface du sol (Haslam 1972; Mal et Narine 2004; Jodoin et al. 2008; Brisson et al. 2010). Il tolère très bien les fluctuations importantes du niveau de l'eau (Chambers et al. 2003; Pagter et al. 2005; White et al. 2007). Le roseau peut pousser à la fois sur les sols minéraux (surtout argileux) ou organiques et sur des sols d'un pH de 5,5 à 8,1 (Mal et Narine 2004). Il tolère des niveaux de salinité modérée variant entre 5 et 65 ‰ (Engloner 2009).

1.2.2 Biologie

Plusieurs caractéristiques biologiques et morphologiques font du roseau un bon envahisseur dans les milieux humides. Le roseau commun envahisseur (haplotype M) est une graminée vivace de grande taille (plus de 6 m). Il s'agit d'une héliophyte pouvant former des populations denses et monospécifiques de 3 à 4 années suivant son établissement dans un site (Cronk et Fennessy 2001). Ses populations peuvent atteindre une

densité variant de 30 à 400 tiges par mètre carré (Cronk et Fennessy 2001; Mal et Narine 2004; Zedler et Kercher 2004).

Les tiges de roseau, de 4 à 10 mm de diamètre, sont composées d'aérenchyme, un tissu qui permet l'échange de gaz (oxygène, méthane et gaz carbonique) des parties aériennes de la plante vers son système racinaire (Mal et Narine 2004). L'aérenchyme, présent également dans les racines et les rhizomes, procure au roseau un avantage compétitif qui améliore la tolérance de sa rhizosphère aux conditions anaérobies des sols inondés (Tulbure et al. 2012) et aux phytotoxines (Armstrong et Armstrong 1988). Les tiges du roseau émergent chaque printemps à partir des rhizomes, puis meurent à la fin de l'automne; elles demeurent toutefois érigées l'hiver (Mal et Narine 2004). Au printemps suivant, les tiges s'affaissent au sol et forment une litière de quelques centimètres d'épaisseur, qui se décompose lentement (Lavoie 2007). Les tiges du roseau sont surmontées d'une panicule (inflorescence) terminale d'environ 30 cm de longueur. Chaque panicule peut produire annuellement de 500 à 2000 graines par hampe florale (Wijte et Gallagher 1996).

Le taux de transpiration du roseau est très élevé, pouvant atteindre de 5 à 13 litres par jour par mètre carré (Mal et Narine 2004). Le roseau exotique possède une plasticité phénotypique plus importante que le roseau indigène (Bellavance et Brisson 2010; Mozdzer et Megonigal 2012; Mozdzer et al. 2013; Bhattarai et al. 2016). Cette plasticité peut lui conférer notamment une tolérance prononcée aux perturbations, aux fluctuations du niveau d'eau et aux herbivores (Pagter et al. 2005; Engloner 2009; Mozdzer et Zieman 2010; Kettenring et al. 2011; Meyerson et al. 2016).

1.2.3 Reproduction sexuée

Le roseau commun se reproduit de manière sexuée par le biais de graines. Elles peuvent être disséminées par le vent, l'eau et les animaux sur une distance pouvant atteindre jusqu'à 500 m (McCormick et al. 2016). La germination se produit habituellement au début du printemps. Les conditions optimales pour qu'elle ait lieu sont un sol humide ayant un niveau d'eau situé à moins de 3,5 cm de la surface et des températures diurnes

oscillant entre 25 à 35 °C (Mal et Narine 2004; Baldwin et al. 2010). Par contre, les graines germent moins bien dans des conditions salines supérieures à 2,3 % (Haraguchi 2014). Leur survie dans le sol est estimée à moins d'une année (Thompson et al. 1997; Baldwin et al. 2010).

Bien que la proportion de graines viables soit considérée faible pour le roseau (3 à 7 %; Gervais et al. 1993; Maheu-Giroux et de Blois 2007, Kettenring et Wigham 2009), des individus issus de la germination *in situ* de graines ont été trouvés dans l'Est du Canada (Brisson et al. 2008). Il a été démontré que la plupart des clones de roseau dans les marais et les canaux d'autoroutes du Québec ont pour origine la germination d'une ou de quelques graines (Albert et al. 2015). La grande variabilité génétique observée entre les populations de roseau a confirmé que la reproduction sexuée était le mécanisme prédominant ayant mené à l'établissement de nouvelles populations et la propagation du roseau exotique sur un territoire (Belzile et al. 2010). Ce mécanisme s'est aussi avéré prépondérant à d'autres endroits en Amérique du Nord (McCormick et al. 2010a, b; Kettenring et al. 2011). Il s'agit d'un facteur important pouvant expliquer le succès de cet envahisseur (Kirk et al. 2011) et l'expansion exponentielle de ses populations depuis quelques décennies au Québec (Hudon et al. 2005; Maheu-Giroux et de Blois 2007; LeBlanc et al. 2010).

1.2.4 Propagation végétative

Lorsque le roseau s'établit dans un nouvel environnement, il se propage localement de manière végétative à partir de rhizomes (sous le sol) et stolons (à la surface du sol ou de l'eau). Il possède un réseau racinaire dense et la biomasse d'un clone représente 60 à 70 % de sa biomasse totale (Haslam 1972; Mal et Narine 2004). Le roseau envahisseur se propage principalement par un réseau dense de rhizomes horizontaux et verticaux pouvant s'étendre jusqu'à 2 m de distance (Haslam 1971). Ces deux types de rhizome peuvent croître de plusieurs mètres par année (Rice et al. 2000; Juneau et Tarasoff 2013). Ils forment un enchevêtrement dense jusqu'à 25 à 30 cm de profondeur, parfois jusqu'à 60 cm (Bart et Hartman 2000). Les estimations du taux d'expansion d'une population de roseau

par propagation végétative varient de près de 1 m (Meadows et al. 2006) jusqu'à 22 m par année (Haslam 1972).

1.3 Méthodes de lutte au roseau commun

1.3.1 Herbicides

Pour tenter d'éradiquer des populations de roseau bien établies, l'épandage d'herbicides est l'approche la plus fréquemment utilisée en Amérique du Nord (Knezevic et al. 2013; Martin et Blossey 2013). Le glyphosate et l'imazapyr, deux ingrédients actifs et non sélectifs contenus dans les herbicides d'usage commercial, seraient les plus efficaces pour la gestion du roseau exotique (Derr 2008a; Mozdzer et al. 2008; Cheshier et al. 2012; Knezevic et al. 2013). Sur le terrain, l'imazapyr est considéré légèrement plus efficace (~ 10 à 15 %) que le glyphosate (Kay 1995; Derr 2008b; Back et Holomuzki 2008; Mozdzer et al. 2008), mais il est plus dispendieux. Le triclopyr, le diquat, l'imazamox et la fosamine sont également utilisés pour lutter contre le roseau avec une efficacité moindre que les deux premiers (Cheshier et al. 2012). Pour des populations de roseau de grandes superficies, l'application foliaire de glyphosate et d'imazapyr par pulvérisation est généralement employée et s'avère plus efficace que la technique d'application par badigeonnage manuel d'herbicide (Kay 1995). En revanche, le badigeonnage des feuilles et tiges avec un gant imbibé d'herbicides limite les effets sur les espèces avoisinantes, et nécessite jusqu'à cinq fois moins d'ingrédients actifs que la pulvérisation. Cette méthode est très efficace (diminution de 79 % du nombre de tiges) pour les petites populations jeunes et éparses de roseau (Lombard et al. 2012; Karathanos 2015).

Plusieurs études ont indiqué, suite à un traitement au glyphosate, une baisse significative (≥ 90 %) du couvert, de la densité de tiges ou de la biomasse aérienne de roseau à court terme (< 2 années de traitement; Derr 2008a; Crowe et al. 2011; Cheshier et al. 2012; Knezevic et al. 2013). Néanmoins, la littérature scientifique tend à montrer qu'une répétition des traitements d'herbicides est requise pour assurer leur efficacité à long terme (Moreira et al. 1999; Ailstock et al. 2001; Back et Holomuzki 2008; Mozdzer et al. 2008; Carlson et Kowalski 2009). Il est possible que ces applications puissent contribuer à ralentir l'envahissement, toutefois elles ne peuvent garantir une éradication (Warren et al. 2001;

Lombard et al. 2012), puisqu'une roselière se reforme en une dizaine d'années en l'absence de traitement (Lavoie et Brisson 2007).

Selon les données actuelles, l'utilisation du glyphosate et de l'imazapyr dans la lutte au roseau ne semble avoir aucun effet sur les macro-invertébrés et les poissons (Fell et al. 2006; Kulesza et al. 2008) ni sur l'activité microbienne (Kennedy et al. 2012). La toxicité de ces ingrédients actifs est considérée faible pour les animaux et les oiseaux (Hazelton et al. 2014). Par contre, une incertitude subsiste quant à la toxicité liée aux adjuvants. Ces produits, mélangés aux ingrédients actifs pour en améliorer la performance ou les propriétés physiques, pourraient être néfastes à certaines espèces de poissons, d'amphibiens et de macro-invertébrés (Tu et al. 2001; Kiviat et al. 2006; Thompson et al. 2006). Étant donné leurs caractéristiques non-sélectives, les herbicides sont aussi susceptibles de provoquer des impacts négatifs sur les espèces végétales hors cibles (Marks et al. 1994; Mozdzer et al. 2008; Martin et Blossey 2013).

Il n'existe présentement aucun herbicide spécifiquement homologué au Canada pour lutter contre le roseau (sauf à des fins de recherche scientifique) selon l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada (ARLA 2017). De surcroît, aucun herbicide n'est homologué au Canada pour un usage en milieux humides (Lavoie et Brisson 2007; ARLA 2017). Au Québec, en vertu de l'alinéa 2 de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chapitre. Q-2), l'application de pesticides est proscrite dans un milieu humide (Gouvernement du Québec 2016). L'application d'herbicides n'est donc pas permise dans les tourbières du Québec, même s'il est possible d'obtenir, après de multiples démarches, un avis de non-opposition permettant de faire des traitements.

1.3.2 Fauche

La fauche des tiges de roseaux est une méthode de confinement du roseau peu efficace, dont l'effet est temporaire (Ailstock et al. 2001; Hazelton et al. 2014). Elle peut toutefois contribuer à la réduction de la taille des tiges de roseau, de leur diamètre et de la biomasse aérienne (Weisner et Granéli 1989; Güsewell et al. 2000; Warren et al. 2001;

Güsewell 2003; Asaeda et al. 2006; Derr 2008a). Cette croissance plus faible du roseau constatée après la fauche peut s'expliquer par un stress physique continu infligé à la plante qui engendre une baisse temporaire des réserves en nutriments dans les rhizomes (Güsewell 2003; Asaeda et al. 2006; Carlson et al. 2009). Par contre, plusieurs études ont montré que la densité des tiges augmente fortement quelques années après une fauche (Haslam 1971a; Cross et Fleming 1989; Buttler 1992; Cowie et al. 1992; Ostendorp 1995, 1999; Güsewell et al. 2000; Warren et al. 2001; Güsewell 2003; Karathanos et al. 2015). Ainsi, l'arrêt de la fauche entraîne un retour de la plante comme espèce dominante au plus deux à trois années après le traitement (Cross et Fleming 1989; Vestergaard 1994; Warren et al. 2001; Asaeda et al. 2006; Rapp et al. 2012).

Lorsque la fauche est la méthode choisie pour freiner l'expansion du roseau, certaines considérations doivent être retenues. Elle est habituellement effectuée au printemps ou à l'été avant la floraison pour empêcher tout risque de production de graines (Carlson et al. 2009), mais elle est plus efficace lorsqu'elle est effectuée en juin (Weisner et Granéli 1989; Güsewell 2003). Cette méthode doit être répétée à chaque deux semaines pour obtenir un effet optimal sur le roseau (Farnsworth et Meyerson 1999; Güsewell et al. 2000; Güsewell 2003; Derr 2008). D'ailleurs, plusieurs études ont suggéré qu'une fauche effectuée sur plusieurs saisons consécutives pouvait diminuer la dominance du roseau (Cross et Flemming 1989; Weisner et Granéli 1989; Marks et al. 1994; Warren et al. 2001; Derr 2008a).

Dans une perspective de lutte intégrée au roseau, des études ont montré qu'une fauche effectuée avant des interventions de bâchage ou d'application d'herbicides pouvait augmenter significativement l'efficacité de ces traitements (Burdick et al. 2010; Breen et al. 2014). Toutefois, lorsqu'une fauche est effectuée à grande échelle, elle peut être exigeante en terme de coûts et de main-d'œuvre, puisque les résidus doivent habituellement être transportés hors du site pour éviter tout ré-envahissement (Marks et al. 1994; Kiviat 2006).

1.3.3 Excavation mécanique

L'excavation mécanique est une des méthodes les plus efficaces pour éliminer de manière rapide et définitive une population dense de roseau, à la condition que tous les tissus soient extirpés, incluant les rhizomes et racines (Cross et Flemming 1989). Par contre, elle est très onéreuse (Hazelton et al. 2014), en raison des coûts d'opération et de gestion adéquate des sols contaminés. L'excavation mécanique peut aussi se faire avec un enfouissement du roseau sur place, ce qui contribue à diminuer ces coûts (Karathanos et al. 2015). La profondeur du matériel excavé peut parfois être importante (> 2 m), puisque les rhizomes verticaux peuvent atteindre une profondeur jusqu'à 2 m dans un substrat meuble comme la tourbe (F. Messier, observ. pers.). Cela entraîne des coûts d'opération additionnels.

À la suite des travaux d'extraction, un suivi adéquat est essentiel afin de garantir une détection précoce des repousses de roseau. Ce suivi permet d'éviter un ré-envahissement de la surface traitée. Les nouvelles tiges de roseau peuvent être éliminées de manière efficace par extraction manuelle ou application d'herbicides par badigeonnage manuel (Karathanos et al. 2015). Les sols dénudés doivent être rapidement ensemencés avec un mélange d'herbacées ou regarnis avec des arbustes aux endroits où le degré d'envahissement par le roseau est plus intense.

1.3.4 Extraction manuelle

L'extraction manuelle est une méthode efficace pour limiter la propagation d'une population de roseau récemment établie et couvrant une petite superficie. Elle est particulièrement efficace lorsque le système racinaire de la plante n'est pas encore bien développé (Coupal 2014).

Effectuée avec des outils manuels, elle peut parfois s'avérer laborieuse et perturber le sol, créant de nouveaux sites propices à l'envahissement par des plantes (Tu et al. 2001). Pourtant, lorsqu'elle est jumelée à un dépistage précoce, elle permet d'éliminer les individus de roseau à des endroits où d'autres méthodes demeurent impraticables. Elle peut aussi être utilisée suite un autre traitement initial ayant permis d'éliminer la majorité des

tiges, par exemple l'excavation mécanique ou l'application d'un herbicide (MacDonald et al. 2013). Cependant, l'extraction manuelle doit être répétée sur plus d'une année pour être en mesure de réduire le couvert d'une plante envahissante à long terme (Jones et al. 2015).

1.3.5 Bâchage

Le bâchage semble efficace pour la lutte au roseau exotique (Marushia et Allen 2011), et son efficacité est similaire aux traitements chimiques (Hutchinson et Viers 2011). Un traitement de bâchage effectué durant une année diminue la densité, la hauteur et la vigueur des tiges (Kettenring et al. 2013). Il a été montré qu'après deux années de bâchage, la densité et le recouvrement d'une population de roseau diminuaient respectivement de 50 % et 75 % par rapport à l'état initial d'envahissement (Karathanos 2015). L'effet du bâchage appliqué pendant plus de 11 mois pourrait être accentué lorsque cette méthode est précédée d'une fauche des tiges de roseau en juin sur les populations de roseau traitées (Willcox 2013), sans toutefois garantir leur éradication à long terme (Kettenring et al. 2013).

Le bâchage est une méthode très coûteuse et limitée aux populations de faibles superficies (Kiviat 2006; Hazelton et al. 2014). Elle peut être difficile à mettre en place lorsque les conditions du site sont très humides, car l'installation des toiles et le transport du matériel par voie terrestre deviennent alors impossible. De plus, la toile est coûteuse, ne se dégrade pas rapidement et est difficilement récupérable. L'efficacité de la méthode dépend du moment et de la durée du bâchage, des propriétés de la toile et des conditions environnementales du milieu (Karathanos 2015).

1.3.6 Compétition végétale par ensemencement d'herbacées

L'ensemencement à partir d'herbacées d'un sol dénudé a été utilisé pour empêcher la germination des graines de roseau et le développement des jeunes plantules (Byun et al. 2013). Il faut compter 3000 semences par m² d'espèces à introduire pour offrir une compétition suffisamment grande aux jeunes plantules de roseaux déjà établis dans une zone à haute densité de semences de roseau (Byun 2015). Deux espèces se sont avérées particulièrement efficaces pour offrir une compétition au roseau : le bident penché (*Bidens*

cernua) et l'ivraie multiflore (*Lolium multiflorum*; Byun 2015). Ce sont des espèces pionnières qui couvrent très rapidement la surface du sol et permettent la régénération d'autres espèces vasculaires indigènes. Par contre, cette méthode ne semble pas appropriée pour freiner la propagation par voie végétative de populations de roseau déjà bien établies (Karathanos 2015).

1.3.7 Compétition végétale par plantations d'arbustes

La compétition végétale par plantation d'arbustes est une intervention de plus grande envergure que l'ensemencement et elle est utilisée dans les sites où le roseau est déjà bien établi. D'ailleurs, les haies arbustives peuvent limiter la croissance de jeunes plantules de roseau, intolérants à l'ombre, lors de leur établissement et circonscrire une population de roseau (Albert et al. 2013). La présence d'un couvert ligneux à proximité des populations de roseau diminue la densité et la hauteur des tiges, le nombre d'inflorescences ainsi que le taux de germination des graines de roseau (Haslam 1971; Kudo et Ito 1988; Ostendrop 1989; Havens et al. 2003). De plus, quelques études ont noté une absence de populations denses de roseau en milieu forestier fermé, ainsi que la diminution de leur densité en bordure des zones boisées (Lambert 1946; Kassas 1952; Boivin et Brisson 2014). Bien entendu, les espèces utilisées doivent être adaptées au contexte d'intervention. Par exemple, l'aulne rugueux (*Alnus incana* ssp. *rugosa*) et le saule miyabeana (*Salix miyabeana*) sont deux espèces généralistes réputées efficaces pour lutter contre le roseau en milieux humides (Boivin et al. 2011). La compétition végétale par plantations d'arbustes peut être utilisée de façon préventive pendant ou après un traitement de bâchage et à la suite de la plupart des interventions où la plantation d'arbustes est susceptible de nuire à la survie des plantules de roseau.

1.3.8 Inondation

L'inondation de sites pour lutter contre le roseau a été utilisée à quelques reprises avec des résultats mitigés. Cette méthode repose sur le principe que le roseau s'introduit principalement dans de nouveaux sites à partir des plantules issues de graines qui s'établissent lorsque le niveau d'eau est bas et que le sol devient exposé à l'air libre. La survie des plantules dépend de leur tolérance à la submersion totale ou partielle. Il a été

montré que la submersion permanente (≥ 40 mm d'eau) de jeunes plantules (20 à 30 mm de hauteur) peut diminuer considérablement (75 à 100 %) la probabilité qu'ils deviennent des individus matures (Armstrong et al. 1999). Par contre, cette tolérance à la submersion a tendance à augmenter avec l'âge des individus (Mauchamp et al. 2001).

Hellings et Gallagher (1992) ont remarqué une baisse significative de la hauteur des tiges, de la biomasse souterraine et des réserves nutritives du roseau après que les tiges aient été submergées pendant six semaines (10 à 20 cm). De plus, aucun bourgeon attaché aux rhizomes n'est parvenu à croître durant l'inondation, possiblement en raison d'un manque d'oxygène au niveau du système racinaire (Hellings et Gallagher 1992). Lorsque le roseau est soumis à un stress prolongé (submersion), l'activité photosynthétique et le contenu en pigments des tissus dotés de chlorophylle prélevés sur les feuilles sont plus faibles par rapport à des conditions émergées sans stress (Mauchamp et Methy 2004).

1.3.9 Brûlage

Le brûlage est une méthode considérée très peu efficace pour lutter contre le roseau exotique (Thompson et Shay 1989; Rolletschak et al. 2000). Cette méthode engendre une forte diminution (~ 90 %) de la biomasse aérienne du roseau à court terme (Mook et van der Toorn 1982; Thompson et Shay 1985). Toutefois, elle entraîne par la suite une augmentation considérable (> 50 %) de la densité de tiges (Mook et van der Toorn 1982; Thompson et Shay 1985; Cowie et al. 1992).

Un brûlage effectué l'été serait plus efficace que l'automne ou l'hiver pour diminuer la densité de repousse de tiges (Thompson et Shay 1989; Ostendorp 1999). De plus, un brûlage l'été entraînerait une hausse de la richesse et de la diversité en espèces végétales indigènes, ainsi qu'une germination accrue des semences indigènes (Thompson et Shay 1989). Cette méthode contribue également à améliorer les conditions hydrologiques du sol (Breen et al. 2014). Néanmoins, même après plusieurs années consécutives de brûlage, les surfaces traitées tendent à revenir à leur état initial d'envahissement par le roseau après 3 à 4 années sans traitement (Ostendorp 1999; Thompson et Shay 1985, 1989; Fernsworth et Meyerson 1999; Warren et al. 2001). Cette reprise rapide du roseau pourrait s'expliquer à

l'effet nul du feu sur les organes souterrains de la plante et un apport élevé et rapide en nutriments disponible dans le sol après le brûlage (Rolletschak et al. 2000; Breen et al. 2014). La méthode de brûlage requiert la maîtrise de techniques spécifiques, exige des règles de sécurité strictes et des autorisations particulières.

1.3.10 Lutte biologique

Peu d'études de lutte biologique ont été effectuées pour décrire et documenter l'efficacité de cette méthode pour la lutte au roseau. En Amérique du Nord, 18 espèces d'insectes, mites et champignons pathogènes ont été recensées comme étant des phytophages du roseau (Tewksbury et al. 2002). Parmi celles-ci, cinq espèces sont indigènes, dont *Ochloides yuma*, *Calamomyia phragmites* et *Thrypticus millestoni*, considérées comme des spécialistes du roseau (Tewksbury et al. 2002; Blossey et Casagrande 2016).

Aussi, 26 espèces d'insectes originaires d'Europe ont une diète qui serait basée exclusivement sur le roseau (Tscharntke 1999; Mal et Narine 2003). Parmi celles-ci, deux espèces de noctuidés, *Archanara geminipuncta* et *Archanara neurica*, présentent un potentiel prometteur quant à leur rôle d'agent de lutte biologique au roseau envahisseur (Häfliger et al. 2005, 2006; Blossey et Casagrande 2016; Cronin et al. 2016). *A. geminipuncta* est une espèce particulièrement répandue dans les populations de roseau. Ses larves dévorent une quantité élevée de tissus provenant des tiges et des entre-nœuds (Mal et Narine 2003; Blossey et Casagrande 2016). Conséquemment aux attaques successives infligées par cette espèce, la taille et le diamètre des tiges tendent à diminuer à chaque année (Tscharntke 1990).

Plusieurs chercheurs ont soulevé des réserves quant à l'introduction d'insectes à grande échelle pour la lutte au roseau exotique (Rooth et Widham 2000; Meyerson et al. 2009; Cronin et al. 2015). En effet, l'introduction d'insectes exotiques pose certains risques quant à un envahissement accidentel. De plus, il a été mentionné que la spécificité réelle entre l'espèce d'insecte à introduire et le roseau exotique n'est pas encore bien connue. Ces

insectes pourraient s'attaquer aux populations de roseau indigène et provoquer leur extinction (Lambert et Casagrande 2007; Cronin et al. 2016).

1.3.11 Broutement par les herbivores

Le recours à des troupeaux d'herbivores, particulièrement les ruminants, semble une méthode efficace pour la lutte au roseau, quoique peu documentée jusqu'à présent. Le broutement par des chèvres ou des bovins entraîne une baisse significative de la densité et de la hauteur des tiges de roseau, ainsi que de la biomasse aérienne et du couvert après quelques années (Hayball et Pearce 2004; Sweers et al. 2013; Silliman et al. 2014; Volesky et al. 2016). L'effet de ce broutement peut également favoriser une plus grande diversité en espèces végétales (Silliman et al. 2014) et le retour de certaines espèces fauniques, comme par exemple la tortue des marais (*Glyptemys muhlenbergii*; Tesauro et Ehrenfeld 2007).

Il a été démontré que le broutement pouvait toutefois entraîner des effets néfastes à l'écosystème. En outre, il peut affecter la densité apparente du sol par le piétinement des animaux et diminuer le taux de matière organique et la fertilité du sol à cause de la diminution du couvert végétal (Silliman et al. 2014). Par contre, la littérature ne permet pas de statuer sur la hausse ou la baisse du contenu en phosphore et en azote dans l'eau et le sol dû à la compaction des sols par les animaux (Brundage 2010; Silliman et al. 2014). L'étude de van den Wyngaert et al. (2003) a montré que le broutement utilisé sur une période de 15 années avait augmenté la production printanière de biomasse aérienne de roseau à cause de l'absence de litière au sol.

1.4 Objectifs

Les objectifs de ce projet visaient essentiellement à 1) vérifier la faisabilité de l'application de la méthode du bâchage et de la revégétalisation en tourbière, 2) vérifier sur le terrain l'opérationnalité (fonctionnement rapide et précis) des techniques associées à ces deux méthodes pour diminuer la densité de roseaux, 3) estimer les coûts et 4) faire un suivi des plantations de saules, du nombre de repousse des parties aériennes du roseau et de la variation de la nappe phréatique au cours de la saison de croissance pour avoir un aperçu de la performance des traitements.

2. Méthodologie

2.1 Site d'étude

Une expérience visant à contrôler le roseau établi sur un site de récolte de tourbe industrielle a été menée à la tourbière de Saint-Alexandre-de-Kamouraska (SAK). Le site, couvrant une superficie d'environ 25 ha, est situé à environ 20 km au sud-ouest de Rivière-du-Loup (Figure A1). Les activités d'extraction de la tourbe ont débuté en 1970 et se sont terminées en 1999. La tourbe a été extraite à des fins horticoles par aspirateur. Aucune activité de restauration n'a ensuite été réalisée et la surface de la tourbe a été recolonisée par endroit par quelques espèces vasculaires. Les populations de roseau se sont développées dans certains canaux de drainage et à la surface de la tourbe.

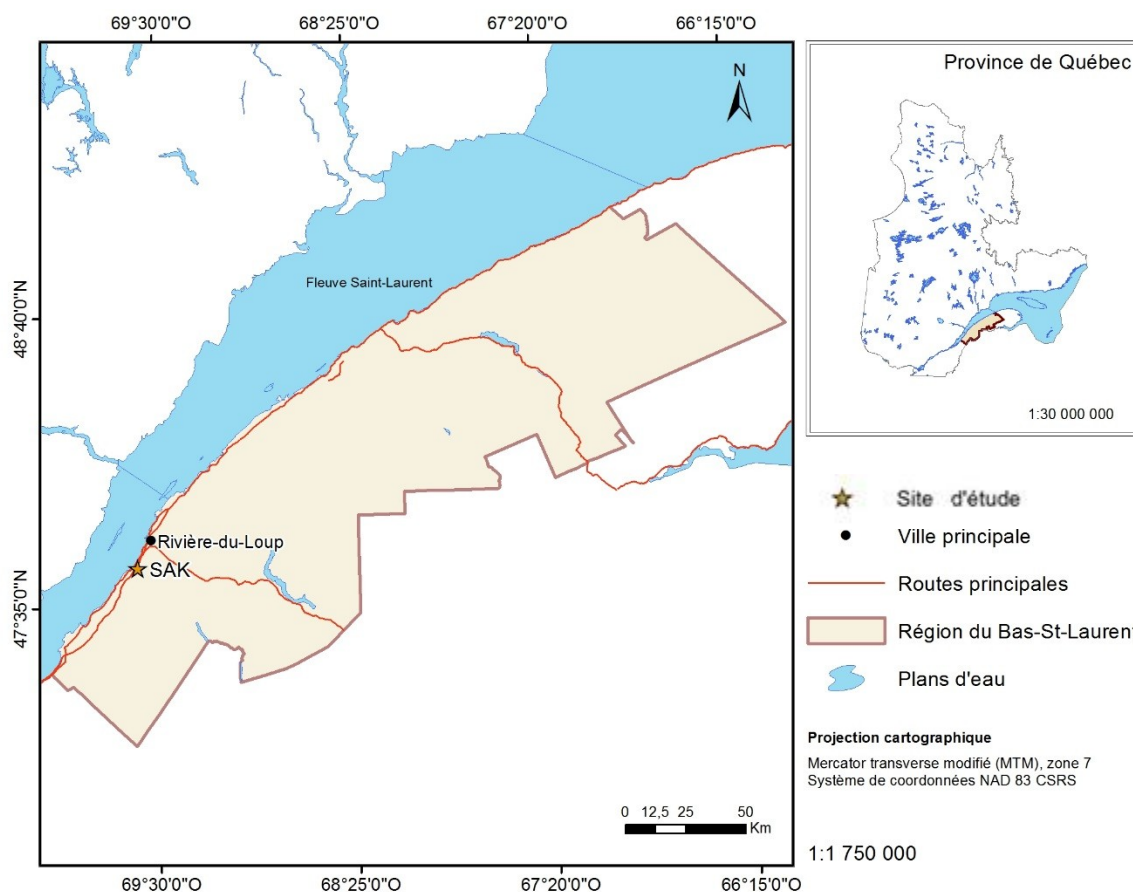


Figure A1. Emplacement géographique du site d'étude de Saint-Alexandre-de-Kamouraska (SAK) où des méthodes de lutte au roseau commun ont été testées.

La tourbière de SAK est caractérisée par une tourbe résiduelle dont l'épaisseur varie de 2,9 à 3,5 m. Elle présente une composition chimique de l'eau et de la tourbe qui s'apparente à celle trouvée généralement dans un fen pauvre à modérément riche (Rydin et Jeglum 2013). Le pH de l'eau interstitielle est d'environ 6,0. Lorsque mesurée à l'intérieur des populations de roseau qui sont localisées à cheval sur des canaux de drainage, la concentration moyenne en Ca varie entre 18,3 et 20,9 mg L⁻¹ (Rankin 2016). À la surface de la tourbe résiduelle, la végétation est éparse. Elle est composée principalement de linaigrette à large gaine (*Eriophorum vaginatum*) croissant en touradons épars, de plantes graminoides (Cyperaceae, Poaceae), ainsi que de quelques individus d'éricacées et d'arbres (bouleau et épinette noire) de petite taille. La surface de la tourbe est jonchée de nombreux morceaux de troncs et de racines d'arbres morts qui sont peu à peu exposés par l'oxydation de la tourbe et les actions de gel - dégel. Cette surface est fortement assujettie aux perturbations causées par le soulèvement gélival. Le pourtour du site est délimité par un canal de drainage principal toujours actif. De la même façon, les canaux secondaires à l'intérieur du site sont toujours ouverts même s'ils ne sont plus entretenus, et contribuent au drainage du site lors du dégel printanier ou de fortes précipitations. Leurs dimensions varient de 1 à 2 m de largeur et de 1 à 1,5 m de profondeur. Le niveau de la nappe phréatique mesuré au centre de certains de ces canaux a varié entre 35 cm à -70 cm au cours de la saison de croissance (mai à octobre 2015; Rankin 2016).

2.2 Portrait de l'envahissement du roseau commun à SAK

Des populations denses de roseau commun ont été remarquées pour la première fois à SAK en juin 2013 (Figure A2). Trois populations ont alors été identifiées et délimitées (Figure A3). Elles sont situées le long d'un canal de drainage à environ 10 à 20 m d'intervalle. Le centre des populations se situe dans le canal de drainage, à partir duquel les individus s'étendent vers le centre plus sec des anciennes planches de récolte de tourbe. Leurs dimensions respectives sont présentées au Tableau A1. Quatre parcelles expérimentales de 8 m de largeur par 20 m de longueur (160 m²) et espacées de 20 m l'une de l'autre ont été mises en place à l'intérieur des trois populations de roseau (Figure A4). Les parcelles ont été caractérisées quant à leur densité initiale de tiges et l'épaisseur de la tourbe sous-jacente (Tableau A2).



Figure A2. Population de roseau commun la plus étendue répertoriée sur le site de SAK le long et en bordure d'un canal de drainage, avant l'application des traitements. Photographie : F. Messier.

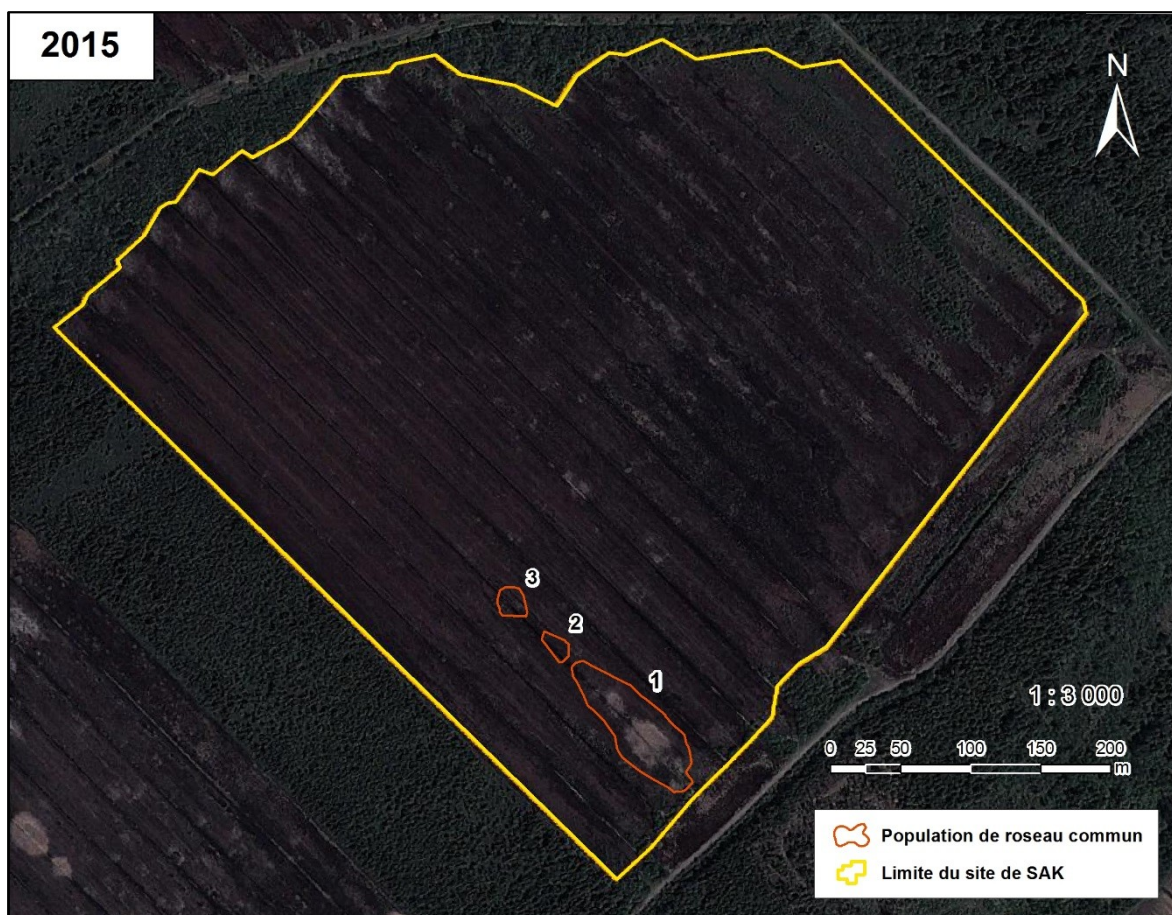


Figure A3. Localisation et délimitation des trois populations de roseau commun répertoriées sur le site de SAK.

Tableau A1. Dimensions et superficies des populations de roseau commun observées sur le site de SAK, une tourbière non restaurée.

Population de roseau	Dimensions (longueur × largeur) (m)	Superficie (m ²)
1	140 × 30	3536
2	30 × 10	242
3	50 × 10	361

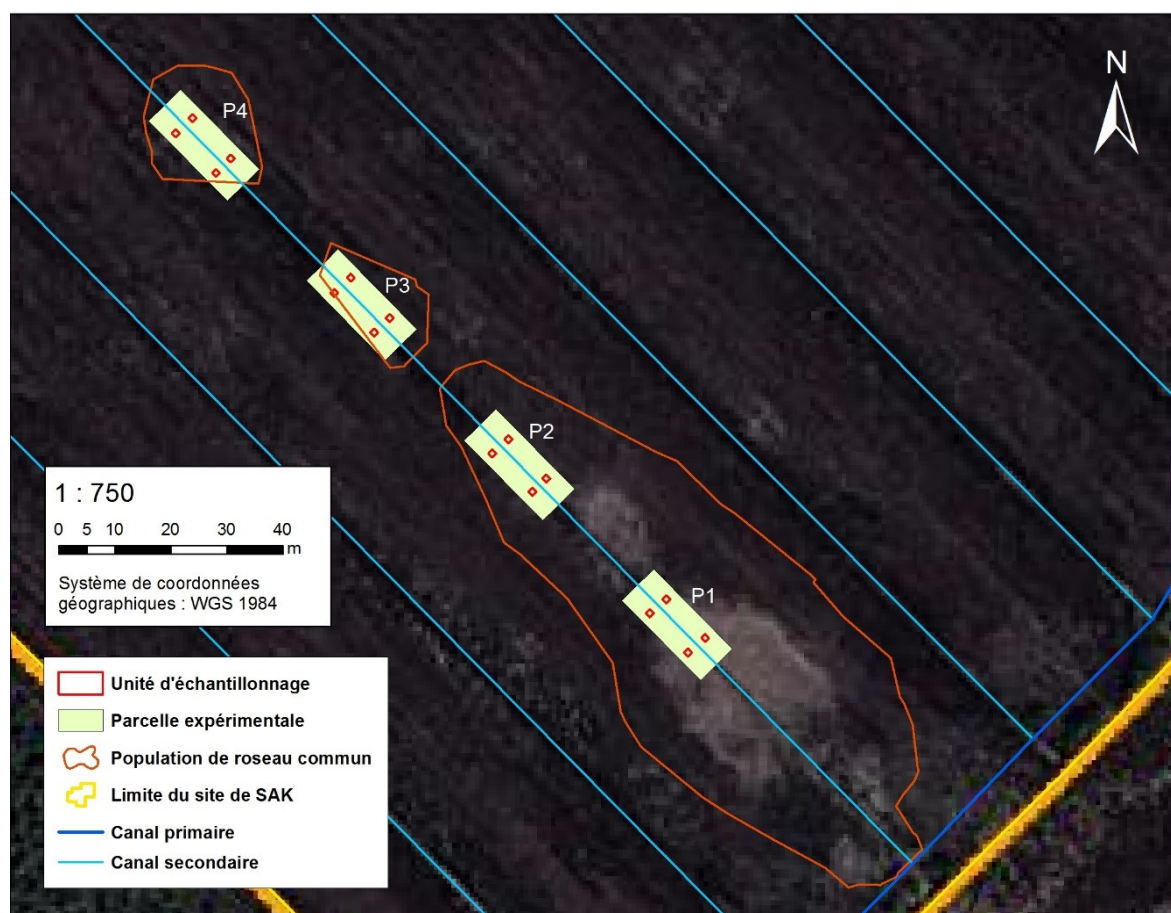


Figure A4. Emplacement des trois populations de roseau commun, des quatre parcelles expérimentales et des huit unités d'échantillonnage utilisés pour caractériser les populations à SAK.

Tableau A2. Caractéristiques des parcelles expérimentales (n = 4) mises en place à SAK, une tourbière non restaurée, où des traitements de lutte contre le roseau commun ont eu lieu.

Parcelle	Densité moyenne de tiges (nombre de tiges/m²)	Épaisseur moyenne de tourbe (m)
P1	47	2,9
P2	31	3,0
P3	21	3,5
P4	26	3,0

2.3 Description des méthodes de lutte au roseau testées

Le bâchage a été testé pour freiner l'expansion du roseau commun sur plusieurs sections du canal de drainage et les bordures de celui-ci à SAK. Le bâchage a été effectué sur une partie seulement de la surface couverte par les populations de roseau à cause des contraintes liées aux opérations effectuées avec la machinerie, le temps alloué aux travaux et les coûts associés à la main-d'œuvre et au matériel nécessaire. Les toiles utilisées sur le site de SAK ont été installées en avril 2015 sur chacune des quatre parcelles expérimentales et y étaient toujours lors de la rédaction de ce document (janvier 2017), soit une durée d'environ deux années après le début du bâchage. En fait, tel que suggérés par Boivin et al. (2014) et Willcox (2013), il a été convenu de laisser les toiles durant une période d'au moins deux à trois saisons de croissance afin de permettre la solarisation des graines et des rhizomes situés dans les couches supérieures de la tourbe. La partie non traitée des populations a été entretenue par une fauche des inflorescences à la fin de la saison de croissance, afin d'éviter la dispersion des graines et empêcher l'établissement de nouvelles plantules sur la tourbe nue.

Le bâchage a été effectué en trois étapes principales. La première étape du bâchage consistait à faucher toutes les tiges et stolons de roseau situés sur les parcelles expérimentales à l'aide d'une débroussailluse à lame. Les résidus de fauche ont été récoltés pour être éliminés à l'extérieur du site, soit dans un lieu d'enfouissement technique situé à proximité du site de BDB. À la deuxième étape, la surface de la tourbe a été

remaniée à l'aide d'une excavatrice. La couche supérieure de tourbe (10 cm) de chaque parcelle a été scarifiée et excavée. Cette opération visait à briser le réseau racinaire du roseau et le retirer de la surface de la tourbe pour qu'il soit enfoui plus tard (Figure A5a). Le matériel (mélange de tourbe et de biomasse de roseau) a ensuite été utilisé afin de combler et colmater le canal de drainage au centre de la parcelle. Pour ce faire, le matériel a été soigneusement compacté avec l'excavatrice de façon à demeurer en place tout en colmatant le canal. Afin d'évacuer le surplus d'eau accumulé entre les tronçons de canaux bloqués, un canal de débordement d'une dizaine de mètres a été creusé dans la partie sud-ouest de chacune des parcelles (Figure A5b). Ce canal a permis d'évacuer le surplus d'eau accumulé dans les tranchées. Une toile de jute a été installée telle une passoire au centre de ce canal afin d'empêcher toute dispersion de fragments de roseau à l'extérieur des parcelles. Ensuite, une tranchée (1 m de largeur x 1,5 m de profondeur) a été creusée au pourtour de chaque parcelle (Figure A5c). La tourbe excavée a été empilée autour de la tranchée. À la troisième étape, une toile noire, imperméable et robuste de type géomembrane¹ (environ 23 m de longueur × 11 m de largeur) a été étalée à la main et disposée à la surface du sol de façon à recouvrir uniformément chaque parcelle (Figure A5d). La toile couvrait aussi verticalement (1,5 m de profondeur dans la tranchée) le pourtour des parcelles afin de créer une barrière à la propagation des rhizomes. Finalement, la tourbe a été remise en place dans la tranchée de façon à y ancrer la toile (Figure A5e). Les canaux de débordement ont été remblayés. Une inspection visuelle des toiles a été effectuée lors de chaque visite de terrain. À l'occasion, un entretien de la toile a été nécessaire afin de réparer des trous et des déchirures avec du ruban adhésif toilé imperméable.

¹ Polyéthylène à basse densité linéaire (PEBDL), épaisseur = 0,26 mm, masse surfacique = 244 g/m², produit numéro TM-810P chez Texel Inc. à 1,50 \$/m² (Texel 2016).

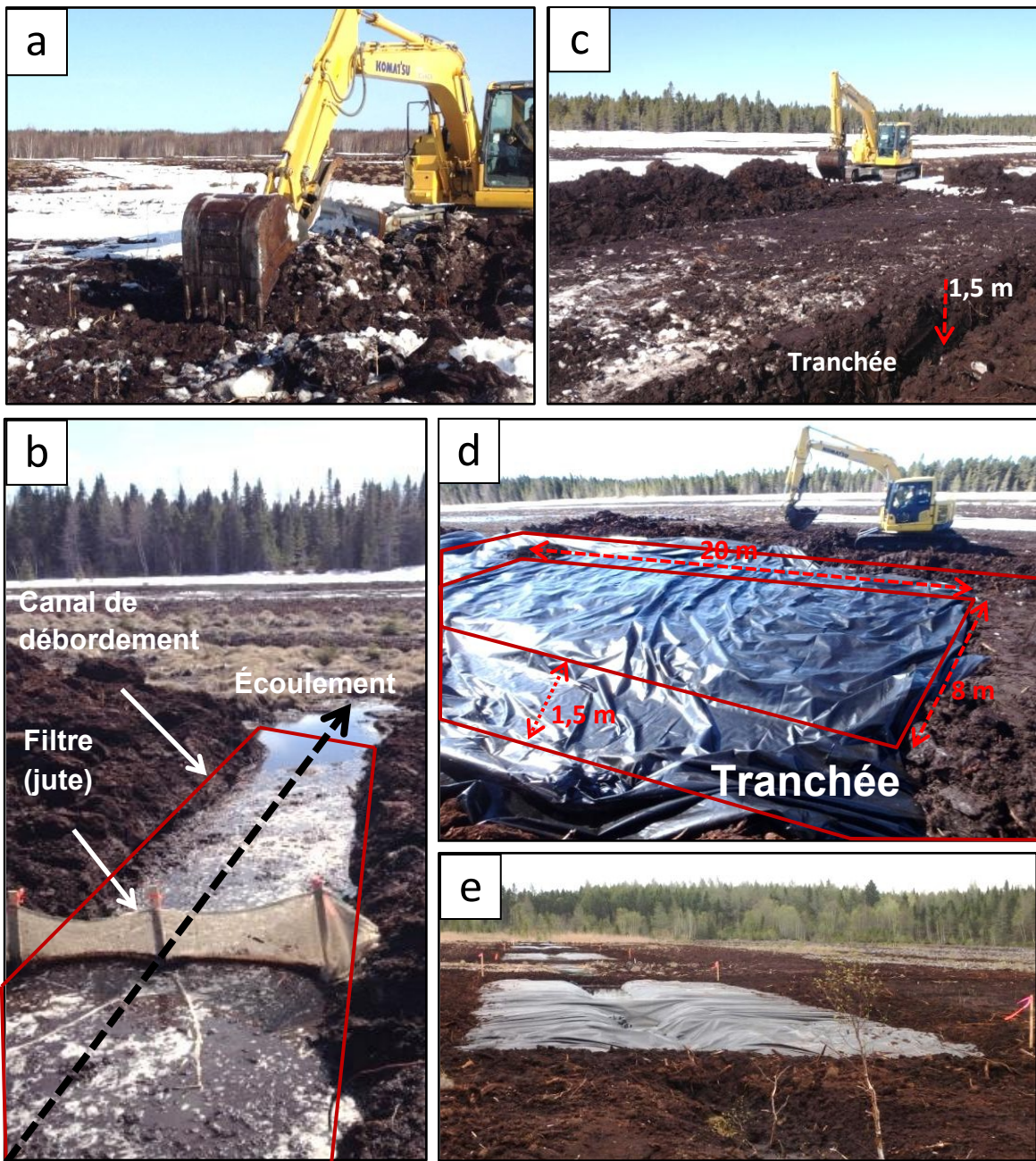


Figure A5. Différentes opérations entreprises lors du bâchage des populations de roseau à SAK, soit: a) l'excavation de la surface de la tourbe, b) la création d'un canal de débordement et l'installation d'une barrière de jute pour filtrer l'eau c) la création d'une tranchée, d) une toile installée et le remblaiement de la tranchée pour l'ancrer et e) la tourbe adjacente compactée et nivelée. Photographies : F. Messier.

La revégétalisation a été utilisée en combinaison avec le bâchage pour freiner l'expansion du roseau commun au pourtour immédiat (juste à l'extérieur de la toile) et sur les parcelles expérimentales (Figure A6). Cette méthode de lutte au roseau commun à partir de la compétition végétale a été développée par l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV; Boivin et al. 2011). Des boutures de saules indigènes (*Salix interior*)² et, ainsi que des boutures de saules exotiques (*Salix viminalis*)³ ont été plantées en mai dans la tourbe à travers les toiles (Figure A7a). Ces boutures de saules (40 cm de longueur et d'un diamètre de 8 à 10 mm) en état de dormance ont été entreposées à l'obscurité dans une chambre froide (4°C) pendant 1 à 3 semaines et ont été humidifiées régulièrement pour éviter que les tiges ne se dessèchent. L'utilisation du saule en tourbière a été privilégiée, notamment en raison de sa tolérance à des conditions très humides, sa croissance rapide et sa capacité à créer un couvert végétal dense. Le choix des espèces de saules a été déterminé à partir du rapport préparé par Boivin et al. (2011).

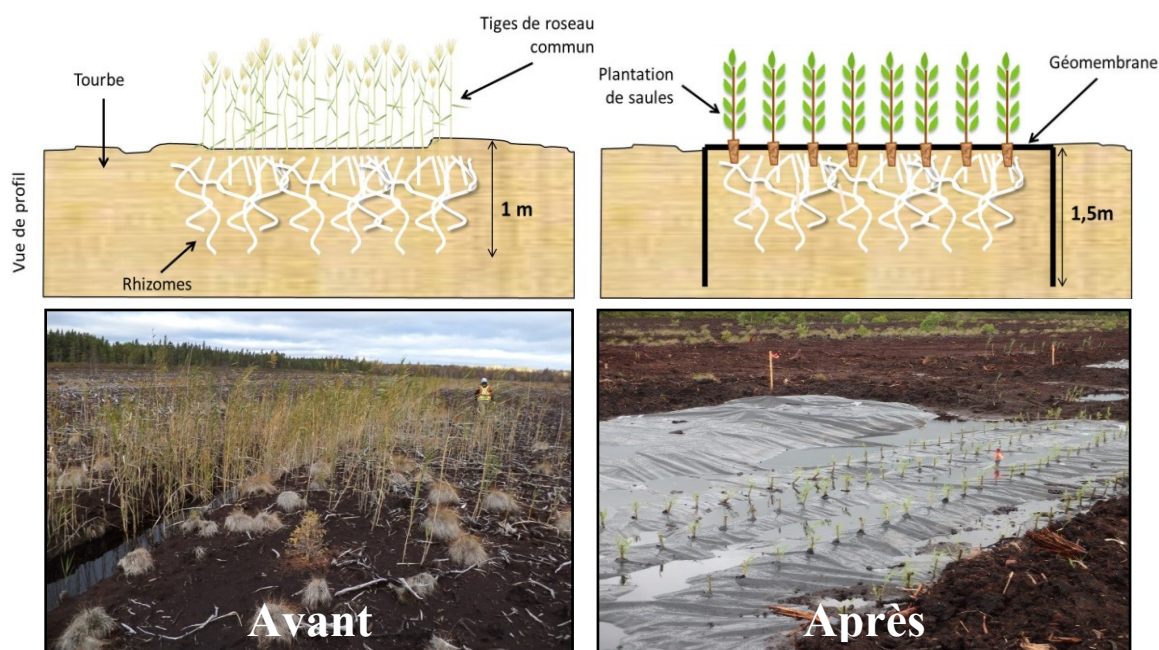


Figure A6. Population de roseau avant et après l'application de la bâche et du traitement de revégétalisation effectué sur une parcelle expérimentale à SAK. En haut : représentations schématiques d'une vue de profil. En bas : photographies : F. Messier.

² Boutures de saules indigènes (longueur de 40 cm et diamètre entre 8 à 10 mm) achetées chez Agro Énergie Inc. à Saint-Roch-de-l'Achigan au coût de 0,65\$ par bouture.

³ Boutures de saules exotiques (longueur de 40 cm et diamètre entre 8 à 10 mm) achetées chez Osons l'Osier à Rivière-du-Loup au coût de 0,65\$ par bouture.

Les boutures ont été introduites en quinconce sur la toile, à une distance de 30 cm entre elles et un espacement de 1 m entre chacune des rangées (Figures A7b et c). Une bordure de 25 cm a été respectée au pourtour de chaque parcelle. La densité de plantation équivaut à 4 plants/m². Les plantations ont été réalisées à la main dans des incisions en forme de « T » (10 cm de longueur) pratiquées à travers la toile. Les boutures ont été enfoncées dans la tourbe au deux-tiers de leur longueur (environ 25 cm de profondeur) (Figures A7d et e). La tourbe autour de chacune des boutures a été pressée pour les maintenir en place. Pour l'ensemble des boutures, les bourgeons exposés à l'air ont été dirigés vers le haut et l'extrémité des boutures orientée vers le sol a été taillée en biseau (angle de 45°) de sorte qu'elles puissent être insérées verticalement dans la tourbe. Toutefois, les boutures se trouvant dans les rangées situées près des canaux ont été plantées selon un angle variant entre 30 à 45°, afin de demeurer ancrées dans le substrat. Aucun arrosage ni fertilisation n'ont été effectués avant et après l'étape de plantation.

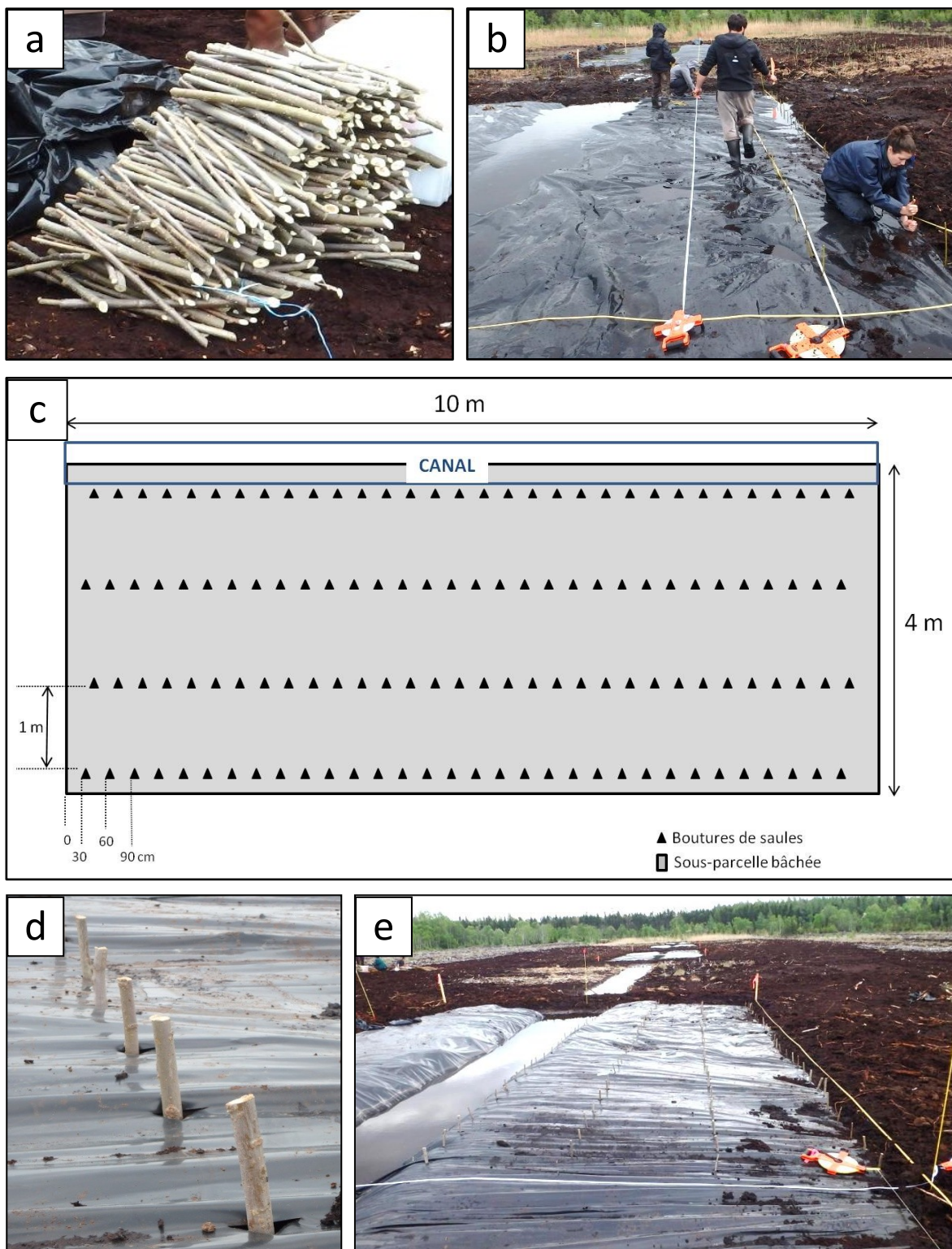


Figure A7. Différentes étapes des travaux de revégétalisation des parcelles expérimentales à SAK, soit : a) la coupe préalable des boutures, b) le positionnement des boutures sur la toile, c) le plan des plantations de saules, d) l'insertion des boutures dans la toile et e) la disposition de la plantation sur une sous-parcelle. Photographies : F. Messier.

2.4 Dispositif expérimental et description des traitements

Chacune des quatre parcelles bâchées a été subdivisée en quatre, pour un total de 16 sous-parcelles expérimentales. La méthode de revégétalisation a été testée sur huit sous-parcelles d'une superficie de 40 m² chacune (4 m de longueur × 10 m de largeur; Figure A8). Deux traitements de plantation de saules, comprenant respectivement 120 boutures de saules exotiques et 120 boutures de saules indigènes, ont été appliqués de façon aléatoire sur ces sous-parcelles (SP1 à SP8) et répliqués quatre fois. Huit autres sous-parcelles (SP9 à SP16) ont été laissées avec bâche sans plantation (Figure A8). Celles-ci pourraient faire l'objet d'autres suivis ou essais de lutte au roseau dans le futur.

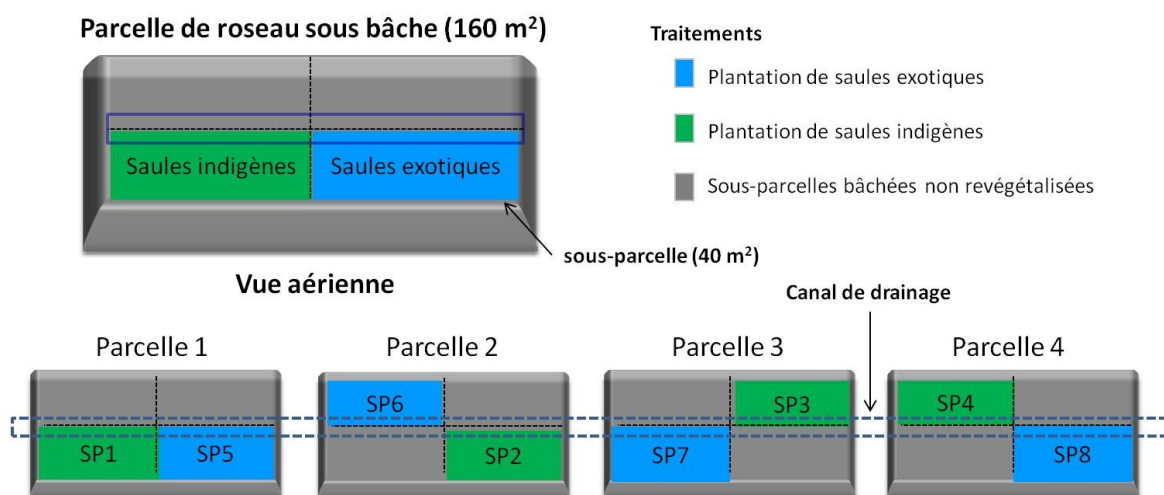


Figure A8. Dispositif expérimental de l'expérience de lutte au roseau commun à SAK.

2.5 Évaluation de la performance des traitements

2.5.1 Estimation des coûts

L'ensemble des coûts relatifs à la supervision et l'exécution des travaux, l'achat du matériel, ainsi que la location et l'opération de la machinerie ont été compilés combinant le bâchage et la revégétalisation. Ces données ont permis de calculer un coût d'éradication du roseau par mètre carré à partir de la méthode du bâchage suivi d'une revégétalisation.

2.5.2 Plantations de saules

Au cours de la saison de croissance (juin à septembre 2015) suivant la mise en place des traitements (27 et 28 mai 2015), la couverture végétale, la hauteur et le taux de survie des saules ont été évalués pour chacune des sous-parcelles expérimentales sur le site de SAK. Les suivis ont été réalisés à quatre reprises, soit le 22 juin, 27 juillet, 2 septembre et 30 septembre. La couverture végétale de chaque saule a été évaluée en estimant la proportion d'une surface (quadrat de 100 cm²) couvert par le feuillage et les rameaux (Figure A9a). La hauteur maximale a été évaluée en mesurant la longueur entre l'extrémité de chaque bouture et la position de la plus haute feuille ou rameau (Figure A9b). Le taux de survie des plantations de saules a été évalué en comptant le nombre de saules vivants par rapport au nombre de saules morts. Les saules étaient considérés morts s'ils ne possédaient plus aucun bourgeon, aucune feuille ou qu'ils étaient complètement flétris et que leurs tiges et rameaux montraient des signes de dessèchement (brunissement) à cause d'un stress hydrique prolongé (Figure A9c).

2.5.3 Nombre de repousses des parties aériennes de roseau

Toutes les parties aériennes (tiges et stolons) vivantes de roseau observées à l'emplacement des incisions ayant servi à la plantation des boutures ou ayant perforé la toile ont été comptées lors de chaque relevé pour chacune des sous-parcelles à l'étude (Figure A9d et e). Au cours de ces décomptes, chaque ramet (clone) a été compté séparément même s'il était issu d'un même rhizome horizontal par reproduction végétative.

2.5.4 Variation de la nappe phréatique

Lors de chaque relevé (22 juin, 27 juillet, 2 septembre et 30 septembre), la hauteur de la nappe phréatique a été mesurée pour chacune des sous-parcelles expérimentales à partir de puits hydrologiques disposés au centre de ces dernières (Figure A9f).

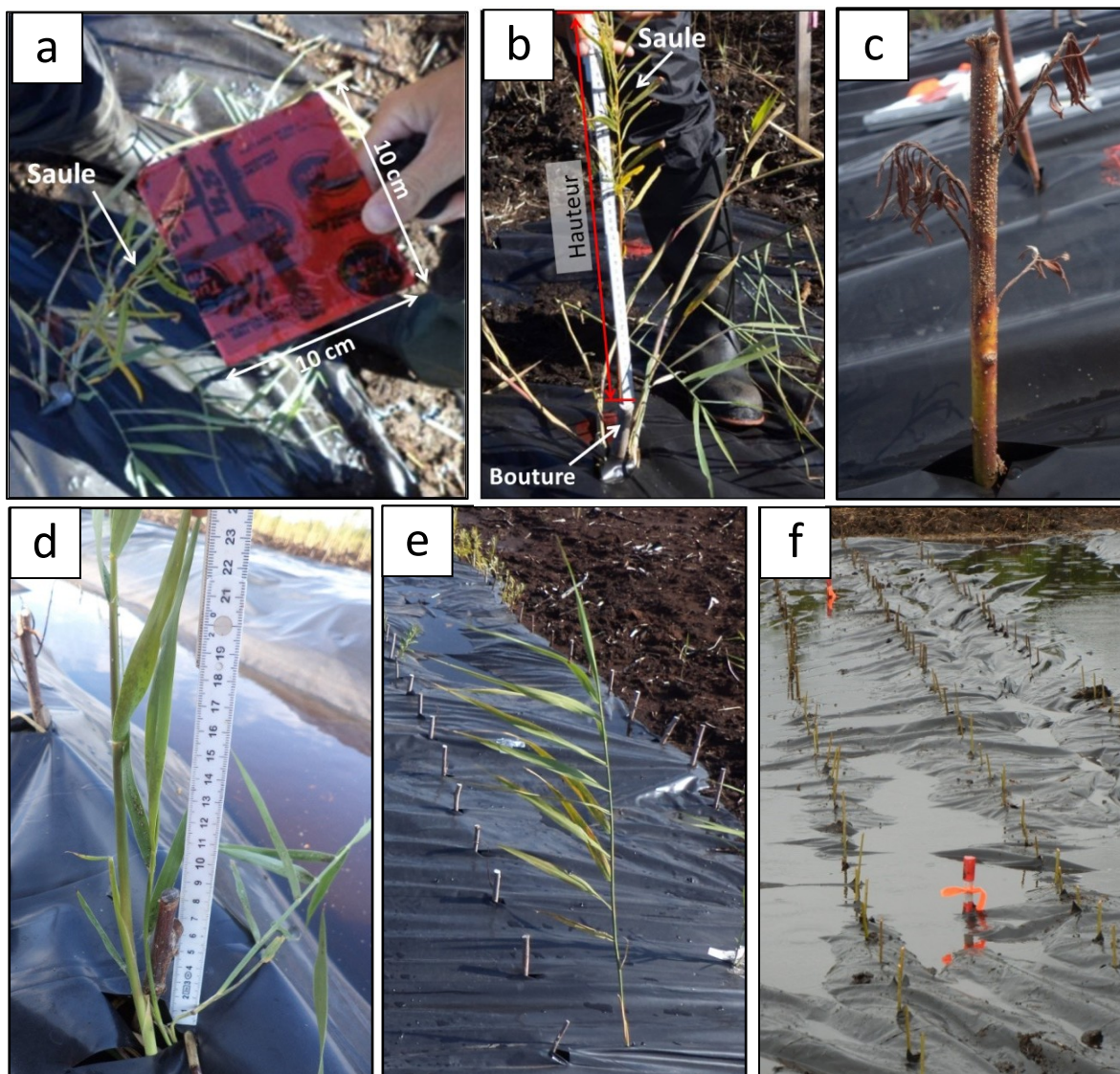


Figure A9. Suivi des plantations de saules à SAK pour déterminer a) la couverture végétale et b) la hauteur des saules. Exemples c) d'un plant de saule mort dû à un stress hydrique prolongé, d) de tiges de roseau sortant par une incision, e) d'une tige ayant percée la toile et f) d'un puits hydrologique. Photographies : F. Messier.

3. Résultats et discussion

La prochaine section présente les principaux résultats descriptifs obtenus pour l'expérience de lutte aux populations de roseau commun menée à SAK. Les coûts associés à la méthode de bâchage suivi d'une régénéralisation, le taux de survie des plantations de saules et le nombre de roseaux observés, ainsi que la variation de la nappe phréatique y sont présentés.

3.1 Estimation des coûts

Les coûts associés à la méthode de bâchage suivi d'une régénéralisation pour lutter contre les populations de roseau commun à SAK sont présentés dans le Tableau A3. Le coût d'éradication du roseau à l'aide de cette méthode est évalué à 9,31 \$/m², excluant les coûts fixes (achat d'une débroussailleuse, piquets et jute). Ce coût comprenait notamment les coûts associés à la main-d'œuvre, l'achat de la géomembrane et des boutures de saules, ainsi que la machinerie.

Tableau A3. Sommaire des coûts (en valeur monétaire de 2016) associés à la méthode de bâchage des populations de roseau commun présentes à SAK suivi d'une revégétalisation des superficies traitées.

Bâchage suivi d'une revégétalisation			
superficie traitée = 640 m ²			
Élément	Détails	Coût au m ² (CAD) ¹	Coût fixe (CAD) ¹
MAIN-D'OEUVRE	(coût/personne)		
Installation de la toile	1 travailleur ² à 13,75 \$/h * 44 h	0,95	
Plantation des saules	1 planteur ² à 13,75 \$/h * 48 h	1,03	
Supervision du chantier	1 superviseur ³ à 20,52 \$/h * 5 h	0,16	
Sous-total		2,14	
MATÉRIAUX			
Géomembrane (sans frais de transport)	2 géomembranes TEXEL TM-810P (30,99 × 15 m) (929,7 m ²) à 1,45 \$/m ²	2,11	
Filtres en jute pour canaux de débordement	2 toiles de jute (1 × 4,5 m) à 6,89 \$/unité 12 piquets de bois (5 × 5 × 60 cm) à 1,67 \$/unité		33,82
Boutures achetées (sans frais de transport)	480 boutures <i>Salix interior</i> (40 cm) à 0,65 \$/unité 480 tiges <i>Salix viminalis</i> (40 cm) à 0,65 \$/unité	0,98	
Sous-total		3,09	33,82
ÉQUIPEMENTS			
Machinerie (sans frais de transport) ⁴	Pelle mécanique Komatsu 138 à 110 \$/h * 23,75 h	4,08	
Débroussailleuse à lame et accessoires	1 débroussailleuse STIHL FS56C-E à 279,95\$ 1 lame à 20,00\$ 1 harnais double à 75,00\$		374,95
Sous-total		4,08	374,95
TOTAL		9,31\$	408,77 \$

¹ Les taxes sont exclues.

² Auxiliaire de recherche de 1^{er} cycle (Université Laval) (salaire incluant les avantages sociaux).

³ Auxiliaire de recherche de 2^e cycle (Université Laval) (salaire incluant les avantages sociaux).

⁴ Coûts liés à la machinerie incluent les frais de location de l'équipement, le salaire de l'opérateur et les frais de gestion. Il s'agit d'un prix moyen estimé pour un contracteur privé.

3.2 Plantations de saules et nombre de repousses des parties aériennes de roseau

Les saules indigènes semblent avoir été particulièrement vulnérables aux variations de la profondeur de la nappe phréatique. Environ 70 % des saules exotiques ont survécu après quatre mois, comparativement à environ 40 % pour les saules indigènes (Figure A10). De façon générale, des observations effectuées sur le terrain en 2015 ont permis de constater une forte vulnérabilité des saules à l'herbivorie par les insectes et animaux à partir des marques de broutement observées sur les feuilles, les bourgeons et les tiges, ainsi qu'à des conditions de sécheresse prolongée marquées par le dessèchement des feuilles et des tiges affectant les plantations (F. Messier, observ. pers.). La hauteur maximale et la couverture végétale étaient pratiquement similaires entre les plantations de saules indigènes et exotiques au cours d'une saison de croissance. Entre les mois de mai à septembre, la couverture végétale des saules a diminué de 13 % (Figure A10). Néanmoins, les saules exotiques semblaient mieux résister à ces stress biotiques et abiotiques. La plupart des repousses de roseaux ont été observées dans les incisions, tandis qu'une faible proportion d'entre elles ont percé la toile (Figure A11). Par ailleurs, les repousses ont été plus nombreuses dans les parcelles où les conditions étaient les plus humides, tel qu'indiqué au Tableau A4.

3.3 Variation de la nappe phréatique

Au cours de l'été 2015, une fluctuation importante du niveau nappe phréatique a été mesurée pour les différentes parcelles expérimentales. Les conditions étaient plus humides en juillet (profondeur < 20 cm), puis elles devenaient de plus en plus sèches en août (35 cm) et très sèches en septembre (44 cm). De plus, un gradient hydrique important a été observé entre les parcelles 1 (humide) et 4 (sèche), soit une différence de 47 % entre les deux valeurs de profondeur d'eau (Tableau A5). Ces variations des conditions hydrologiques et les stress hydriques et thermiques associés aux conditions sèches pourraient expliquer en partie la mortalité plus importante des saules observée dans les parcelles 3 et 4.

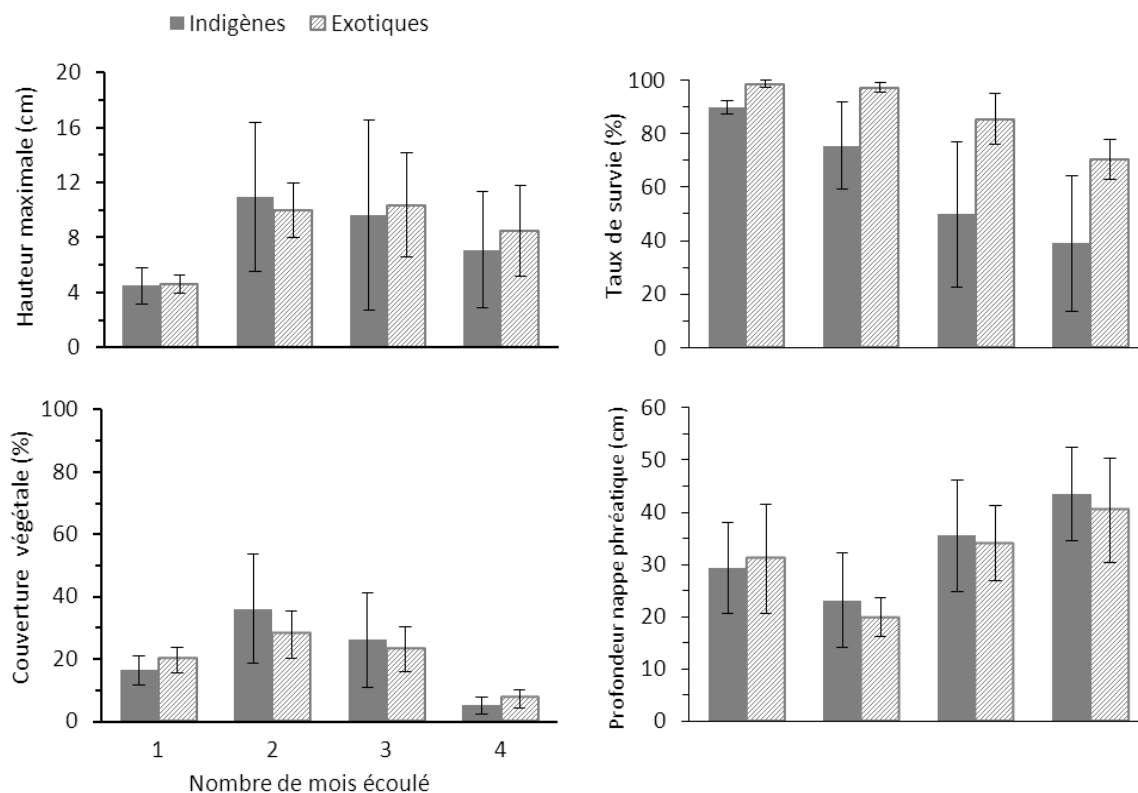


Figure A10. Valeurs moyennes (moyenne $\pm$ écart-type) de la hauteur maximale, la couverture végétale, le taux de survie et la profondeur de la nappe phréatique mesurée pour les huit sous-parcelles de plantation de saules indigènes et exotiques effectuées à SAK en fonction du nombre de mois écoulé depuis le début du traitement de revégétalisation.

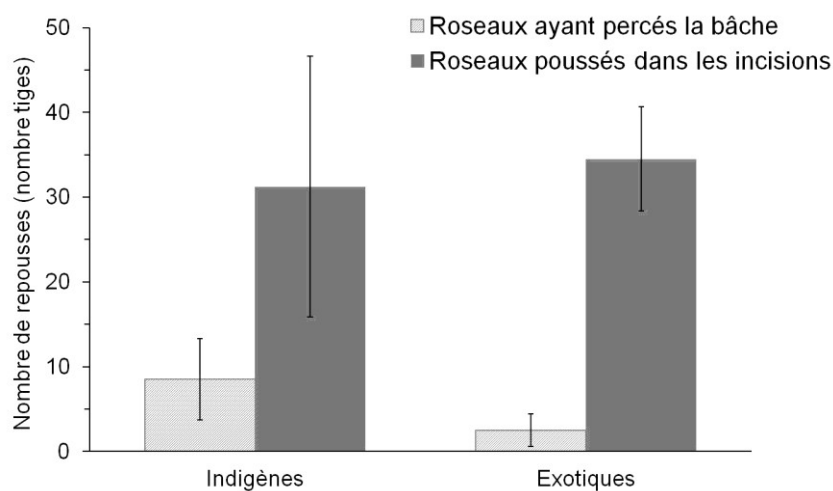


Figure A11. Valeurs moyennes (moyenne $\pm$ écart-type) du nombre de repousses des parties aériennes de roseau commun compté aux endroits où le roseau a percé la toile et dans les incisions des toiles installées sur les parcelles expérimentales à SAK en fonction du type de plantation de saules.

Tableau A3. Taux de survie des plantations, hauteur maximale et couverture végétale des saules (n = 499), nombre de repousses de roseau ayant percées la toile et trouvées dans les incisions des toiles (n = 499) et profondeur de la nappe phréatique (n = 8) (moyenne des sous-parcelles $\pm$ écart-type) inventoriés en 2015 pour les quatre parcelles expérimentales à SAK.

Parcelle de roseau	Taux de survie (%)	Hauteur maximale (cm)	Couverture végétale (%)	Nombre de roseau ayant percé la toile	Nombre de roseau dans les incisions	Profondeur de la nappe phréatique (cm)
P1	86 $\pm$ 9	11,7 $\pm$ 13,0	25 $\pm$ 24	9 $\pm$ 7	14 $\pm$ 15	1,2 $\pm$ 10,8
P2	84 $\pm$ 15	11,4 $\pm$ 11,4	39 $\pm$ 29	6 $\pm$ 4	23 $\pm$ 24	9,0 $\pm$ 6,6
P3	72 $\pm$ 29	5,4 $\pm$ 6,7	13 $\pm$ 15	3 $\pm$ 4	15 $\pm$ 12	11,4 $\pm$ 8,5
P4	61 $\pm$ 32	4,4 $\pm$ 5,8	13 $\pm$ 18	3 $\pm$ 2	16 $\pm$ 16	21,4 $\pm$ 8,8

4. Recommandations

Le bâchage semble être une méthode d'éradication prometteuse pour lutter contre des populations déjà bien établies dans les tourbières non restaurées. Il peut être réalisé de façon fonctionnelle pour traiter de petites surfaces ($\leq 160 \text{ m}^2$) où le roseau s'est établi récemment. Pour que les techniques employées lors du bâchage soient opérationnelles, il est suggéré d'installer une géomembrane sur la surface à traiter à la fin de l'hiver. Des conditions hivernales simplifieraient et augmenteraient l'efficacité des manœuvres effectuées par l'excavatrice sur la surface de tourbe gelée. Faire les aménagements en hiver, empêcherait l'eau de s'accumuler dans la fosse et d'inonder la tourbe adjacente à la surface traitée, ce qui favoriserait un meilleur ancrage de la toile dans le sol et limiterait les risques de dispersion de diaspores (tiges et rhizomes) de roseau. Une zone tampon d'environ cinq mètres devrait être bâchée au pourtour de la limite d'une population de roseau afin de bloquer avec la géomembrane tous les rhizomes horizontaux. Il est également essentiel de disposer toutes les sections de tiges fauchées avant le bâchage de façon sécuritaire dans un endroit approprié pour éviter un ré-envahissement des surfaces dénudées.

Une compétition végétale par plantations d'arbustes peut être jumelée au bâchage. La plantation de boutures de saules exotiques est à privilégier dans les sites qui s'y prêtent. Les saules doivent être plantés à haute densité (2 à 3 plants/m²) à travers la toile en minimisant l'ouverture (< 5 cm) disponible pour la repousse des tiges de roseau. Le saule indigène semble moins tolérant que l'espèce exotique aux conditions de stress hydrique et de chaleur provoquées par la solarisation à la surface de la tourbe. C'est pourquoi son utilisation en tourbière devrait être reconsidérée ou d'autres espèces de saules indigènes testées de manière plus approfondie. Un suivi adéquat des jeunes plantations doit être accompagné de mesures compensatrices (remplacements d'individus morts). Comme ce projet est encore en cours, l'analyse approfondie des données fourniront des informations supplémentaires sur l'efficacité de cette méthode utilisée pour lutter au roseau en tourbière. Ainsi, pour l'éradication ou le confinement du roseau, on ne peut pas encore statuer sur une méthode de gestion en particulier vu le cours délai depuis la mise en place des traitements et n'ayant pas encore les données probantes pour l'appuyer.

5. Références

- Able, K. W., S. M. Hagan et S. A. Brown. (2003). Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites*: Response of young-of-the-year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. *Estuaries and Coasts*, **26**(2B):484–494.
- Agence canadienne de la lutte antiparasitaire (ARLA). (2017). [en ligne]. Disponible au <http://pr-rp.hc-sc.gc.ca/pi-ip/index-fra.php> [consulté le 16 janvier 2017].
- Ailstock, M. S., C. M. Norman et P. J. Bushmann. (2001). Common Reed *Phragmites australis*: Control and Effects Upon Biodiversity in in Freshwater Nontidal Wetlands. *Society for Ecological Restoration*, **9**(1):11 p.
- Albert, A., J. Brisson, J. Dubé et C. Lavoie. (2013). Do Woody Plants Prevent the Establishment of Common Reed along Highways? Insights from Southern Quebec. *Invasive Plant Science and Management*, **6**(4):585–592.
- Albert, A., J. Brisson, F. Belzile, J. Turgeon et C. Lavoie. (2015). Strategies for a successful plant invasion: The reproduction of *Phragmites australis* in north-eastern North America. *Journal of Ecology*, **103**:1529–1537.
- Armstrong, J. et W. Armstrong. (1990). Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *New Phytologist*, **114**(1):121–128.
- Armstrong, J., F. Afreen-Zobayed, S. Blyth et W. Armstrong. (1999). *Phragmites australis*: Effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany*, **64**:275–289.
- Asaeda, T., L. Rajapakse, J. Manatunge et N. Sahara. (2006). The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia*, **553**:327–335.
- Back, C. L. et J. R. Holomuzki. (2008). Long-term Spread and Control of Invasive, Common Reed (*Phragmites australis*) in Sheldon Marsh, Lake Erie. *Ohio Journal of Science*, **108**(5):108–112.
- Baldwin, A. H., K. M. Kettenring et D. F. Whigham. (2010). Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands: Relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany*, **93**:163–169.
- Bart, D. et J. M. Hartman. (2000). Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach. *Oikos* **89**:59–69.
- Bellavance, M. E. et J. Brisson. (2010). Spatial dynamics and morphological plasticity of common reed (*Phragmites australis*) and cattails (*Typha* sp.) in freshwater marshes and roadside ditches. *Aquatic Botany*, **93**:129–134.
- Belzile, F., J. Labbé, M. C. LeBlanc et C. Lavoie. (2010). Seeds contribute strongly to the spread of the invasive genotype of the common reed (*Phragmites australis*). *Biological Invasions*, **12**:2243–2250.
- Bertness, M. D., P. J. Ewanchuk et B. R. Silliman. (2002). Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **99**(3):1395–1398.
- Bhattacharai, G. P., L. A. Meyerson et J. T. Cronin. (2016). Geographic variation in apparent competition between native and invasive *Phragmites australis*. *Ecology*, in review.
- Blossey, B. et R. A. Casagrande. (2016). Biological control of invasive *Phragmites* may safeguard native *Phragmites* and increase wetland conservation values. *Biological Invasions*, **18**:2753–2755.
- Boivin, P., A. Albert et J. Brisson. (2011). Prévenir et contrôler l’envahissement des autoroutes par le roseau commun (*Phragmites australis*): Volet intervention (R538.3) et volet analytique

- (R538.2). Rapport final préparé pour le Ministère des Transports du Québec. Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal, Montréal, Québec. 39 p. et annexes.
- Boivin, P. et J. Brisson. (2014). Maîtrise intégrée de la végétation. La ligne Hertel-des-Cantons. Volet I : suivi écologique – Plantes exotiques envahissantes. Dynamique de l’envahissement du roseau au sein des milieux humides. Maîtrise des espèces envahissantes au sein des emprises. Volet II : Ensemencement de mélanges de plantes stables. Évaluation de mélanges de couverts végétaux stables, pour les fossés de drainage, capables de limiter l’envahissement par le roseau commun. Rapport préparé pour Hydro-Québec TransÉnergie. Institut de recherche en biologie végétale, Montréal. 40 p. et annexes
- Boivin, P., S. Karathanos et J. Brisson. (2014). Lutte au roseau (partie 2) : Bâchage, herbicide et restauration. Plantes envahissantes: éradication, contrôle, prévention. Direction générale de la formation continue, Université Laval, Québec (formation donnée les 4 et 10 novembre 2014).
- Boone, J. L., E. Furbish, K. Turner et S. P. Bratton. (1988). Clear plastic. A non-chemical herbicide. *Restoration and Management Notes*, **6**:94-95.
- Breen, D. B., S. D. Bailey et H. A. Violi. (2014). Managing remnant and reemerging common reed (*Phragmites australis*) infestations to improve treatment efficacy and mitigate damage to native plants. *Invasive Plant Science and Management*, **7**(3):445–453.
- Brisson, J., E. Paradis et M.-E. Bellavance. (2008). Evidence of sexual reproduction in the invasive Common Reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; poaceae) in Eastern Canada: A possible consequence of global warming? *Rhodora*, **110**(942):225–230.
- Brisson, J., S. De Blois et C. Lavoie. (2010). Roadside as Invasion Pathway for Common Reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management*, **3**(4):506–514.
- Brundage, J. (2010). Grazing as a management tool for controlling *Phragmites australis* and restoring native plant biodiversity in wetlands. Master's Thesis, Department of Environmental Science and Technology, University of Maryland, College Park. 88 p.
- Buttler, A. (1992). Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, **103**:113–124.
- Burdick, D. M., C. R. Peter, G.E. Moore et G. Wilson. (2010). Comparison of restoration techniques to reduce dominance of *Phragmites australis* at Meadow Pond, Hampton New Hampshire. Final Report to Portsmouth, NH, 73 p.
- Byun, C., S. de Blois et J. Brisson. (2013). Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology*, **101**:128–139.
- Byun, C. (2015). Determinants of biotic resistance to invasion in plant community reassembly. Doctorate's Thesis, McGill University, Montréal, Québec. 221 p.
- Calmé, S. et A. Desrochers. (2000). Biogeographic Aspects of the Distribution of Bird Species Breeding in Québec's Peatlands. *Journal of Biogeography*, **27**(3):725–732.
- Carlson, M. L., K. P. Kowalski et D. A. Wilcox. (2009). Promoting species establishment in a *Phragmites*-dominated Great Lakes coastal wetland. *Natural Areas Journal*, **29**(3):263–280.
- Chambers, R. M., L. A. Meyerson et K. Saltonstall. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**:261–273.
- Chambers, R. M., D. T. Osgood et N. Kalapasev. (2002). Hydrologic and chemical control of *Phragmites* growth in tidal marshes of SW Connecticut, USA. *Marine Ecology Progress Series*, **239**:83–91.
- Cheshier, J. C., J. D. Madsen, R. M. Wersal, P. D. Gerard et M. E. Welch. (2012). Evaluating the Potential for Differential Susceptibility of Common Reed (*Phragmites australis*) Haplotypes I and M to Aquatic Herbicides. *Invasive Plant Science and Management*, **5**(1):101–105.
- Clevering, O. A. et J. Lissner. (1999). Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **64**:185–208.
- Coupal, M.-J. (2014). Programme d'élimination du *Phragmites* exotique dans les berges restaurées de la rivière Saint-Charles. Plantes envahissantes : éradication, contrôle, prévention. Direction

- générale de la formation continue, Université Laval, Québec (formation donnée les 4 et 10 novembre 2014).
- Cowie, N. R., W. J. Sutherland, K. M. Dithlago et R. Jamest. (1992). The Effects of Conservation Management of Reed Beds . II . The Flora and Litter Disappearance. *Journal of Applied Ecology*, **29**(2):277–284.
- Cronin, J. T., G. P. Bhattarai, W. J. Allen et L. A. Meyerson. (2015). Biogeography of a plant invasion: plant – herbivore interactions. *Ecology*, **96**(4):1115–1127.
- Cronin, J. T., E. Kiviat, L. A. Meyerson, G. P. Bhattarai et W. J. Allen. (2016). Biological control of invasive *Phragmites australis* will be detrimental to native *P. australis*. *Biological Invasions*, **18**:2749–2752.
- Cronk, J. K. et M. S. Fenessy. (2001). Wetland plants: biology and ecology. *Lewis Publ.*, Baton Rouge, 462 p.
- Cross, D. H. et K. L. Fleming. (1989). 13.4.12. *Phragmites* or Common Reed. in Waterfowl Management Handbook. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Washington DC. 5 p.
- Crowe, A. S., N. Leclerc, J. Struger et S. Brown. (2011). Application of a glyphosate-based herbicide to *Phragmites australis*: Impact on groundwater and near-shore lake water at a beach on Georgian Bay. *Journal of Great Lakes Research*, **37**:616–624.
- Derr, J. F. (2008a). Common Reed (*Phragmites Australis*) Response to Mowing and Herbicide Application. *Invasive Plant Science and Management*, **1**(1):12–16.
- Derr, J. F. (2008b). Common Reed (*Phragmites australis*) Response to Postemergence Herbicides. *Invasive Plant Science and Management*, **1**(2):153–157.
- Dubé, C., S. Pellerin et M. Poulin. (2011). Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens? *Botany*, **89**:91–103.
- Engloner, A. I. (2009). Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) - A review. *Flora*, **204**:331–346.
- Farnsworth, E. J. et L. a. Meyerson. (1999). Species composition and inter-annual dynamics of a freshwater tidal plant community following removal of the invasive grass, *Phragmites australis*. *Biological Invasions*, **1**:115–127.
- Fell, P. E., R. S. Warren, A. E. Curtis et E. M. Steiner. (2006). Short-Term Effects on Macroinvertebrates and Fishes of Herbiciding and Mowing *Phragmites australis*-Dominated Tidal Marsh. *Northeastern Naturalist*, **13**(2):191–212.
- Gagnon Lupien, N., G. Gauthier et C. Lavoie. (2015). Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal Conservation*, **18**:32–43.
- Gervais, C., R. Trahan D., D. Moreno et A.-M. Drolet. (1993). Le *Phragmites australis* au Québec : distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Canadian Journal of Botany*, **71**:1386–1393.
- Gouvernement du Québec. (2016). Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2. [en ligne] Disponible au <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cs/Q-2.pdf> [consulté le 10 janvier 2017].
- Groupe PHRAGMITES. (2012). Le roseau envahisseur : la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure. *Le Naturaliste canadien* **136**(3):33–40.
- Güsewell, S., C. Le Nédic et A. Buttler. (2000). Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, **8**:375–389.
- Güsewell, S. (2003). Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. *Wetlands Ecology and Management*, **11**:433–445.
- Häfliger, P., M. Schwarzlaender et B. Blossey. (2005). Biology of *Platycephala planifrons* (Diptera: Chloropidae) and its potential effectiveness as biological control agent for invasive *Phragmites australis* in North America. *Biological Control*, **34**:302–311.

- Häfliger, P., M. Schwarzländer et B. Blossey. (2006). Comparison of biology and host plant use of *Archanara geminipuncta*, *Archanara dissoluta*, *Archanara neurica*, and *Arenostola phragmitidis* (Lepidoptera : Noctuidae), potential biological control agents of *Phragmites australis* (Arundineae : Poaceae). *Annals of the Entomological Society of America*, **99**(4):683–696.
- Haraguchi, A. (2014). Germination, Seedling Growth and Ecological Properties of *Phragmites australis* Communities in the Estuary of the Chikugogawa River, Southwestern Japan. *American Journal of Plant Sciences*, **5**:584–595.
- Haslam, S. M. (1971a). The Development and Establishment of Young Plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, **35**:1059–1072.
- Haslam, S. M. (1971b). Community Regulation in *Phragmites communis* Trin.: I . Monodominant Stands. *Journal of Ecology*, **59**(1):65–73.
- Haslam, S. M. (1971c). Community Regulation in *Phragmites communis* Trin. : II . Mixed Stands. *Journal of Ecology*, **59**(1):75–88.
- Haslam, S. M. (1972). *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L.,? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, **60**(2):585–610.
- Havens, K., H. Berquist et W. I. Priest. (2003). Common Reed Grass, *Phragmites australis*, Expansion into Constructed Wetlands: Are We Mortgaging Our Wetland Future? *Estuaries*, **26**(2B):417–422.
- Hayball, N. et M. Pearce. (2004). Influences of simulated grazing and water-depth on the growth of juvenile *Bolboschoenus caldwellii*, *Phragmites australis* and *Schoenoplectus validus* plants. *Aquatic Botany*, **78**:233–242.
- Hazelton, E. L. G., T. J. Mozdzer, D. M. Burdick, K. M. Kettenring et D. F. Whigham. (2014). *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB Plants* **6**(plu001):19 p.
- Hellings, S. E. et J. L. Gallagher. (1992). The Effects of Salinity and Flooding on *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*, **29**(1):41–49.
- Hobbs, R. J. et L. F. Huenneke. (1992). Disturbance, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, **6**(3):324–337.
- Hudon, C., P. Gagnon et M. Jean. (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, **12**(3):347–357.
- Hunter, K. L., D. A. Fox, L. M. Brown et K. W. Able. (2006). Responses of Resident Marsh Fishes to Stages of *Phragmites australis* Invasion in Three Mid Atlantic Estuaries. *Estuaries and Coasts Journal and Estuarine Research Federation*, **29**(3):487–498.
- Hutchinson, R. A., et J. H. Viers. (2011). Tarping as an Alternative for Perennial Pepperweed (*Lepidium latifolium*) Control. *Invasive Plant Science and Management*, **4**(1):66–72.
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Theriault, J. Beaulieu et F. Belzile. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, **45**:459–466.
- Jones, L. J., S. M. Ostoja, M. L. Brooks et M. Hutten. (2015). Short-term Response of *Holcus lanatus* L. (Common Velvetgrass) to Chemical and Manual Control at Yosemite National Park, USA. *Invasive Plant Science and Management*, **8**(3):262–268.
- Juneau, K. J. et C. S. Tarasoff. (2013). The Seasonality of Survival and Subsequent Growth of Common Reed (*Phragmites australis*) Rhizome Fragments. *Invasive Plant Science and Management*, **6**(1):79–86.
- Karathanos, S. (2015). Lutte intégrée au roseau commun : prévention, confinement et éradication. Mémoire, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal. 121 p.
- Karathanos, S., N. Rivard, J. Brisson et C. Lavoie. (2015). Limiter l'invasion du roseau commun sur des terres en friche. Parc National des Îles-de-Boucherville. Parc Québec, Bulletin de

- conservation 2015-2016, pp. 23–26.
- Kassas, M. (1952). Studies in the ecology of Chippenham fen III. The forty acre wood. *Journal of Ecology*, **40**(1):50–63.
- Katan, J. (1981). Solar heating (solarization) control of soilborne pests. *Annual Review of Phytopathology*, **19**:211–236.
- Kay, S. (1995). Efficacy of wipe-on applications of glyphosate and imazapyr on common reed in aquatic sites. *Journal of Aquatic Plant Management*, **33**:25–26.
- Keller, B. E. M. (2000). Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands Ecology and Management*, **8**:391–401.
- Kennedy, E., L. G. Leff et F. A. de Szalay. (2012). Herbiciding *Phragmites australis*: effects on litter decomposition, microbial biomass, and macroinvertebrate communities. *Fundamental and Applied Limnology*, **180**(4):309–319.
- Kercher, S. M. et J. B. Zedler. (2004). Flood tolerance in wetland angiosperms: A comparison of invasive and noninvasive species. *Aquatic Botany*, **80**:89–102.
- Kettenring, K. M. et D. F. Whigham. (2009). Seed viability and seed dormancy of non-native *Phragmites australis* in suburbanized and forested watersheds of the Chesapeake Bay, USA. *Aquatic Botany*, **91**:199–204.
- Kettenring, K. M., M. K. McCormick, H. M. Baron, et D. F. Whigham. (2011). Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: Feedbacks among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *Journal of Applied Ecology*, **48**:1305–1313.
- Kettenring, K. M., A. L. Long, C. Cranney, C. B. Rohal et E. L. G. Hazelton. (2013). Assessing approaches to manage *Phragmites* in the Great Salt Lake watershed. Final report to the Utah Department of Natural Resources, Division of Forestry, Fire & State Lands. 17 p.
- Kirk, H., J. Paul, J. Straka et J. R. Freeland. (2011). Long-distance dispersal and high genetic diversity are implicated in the invasive spread of the common reed, *Phragmites australis* (Poaceae), in northeastern North America. *American Journal of Botany*, **98**(7):1180–1190.
- Kiviat, E. (2006). *Phragmites* Management Sourcebook for the Tidal Hudson River and the Northeastern States. Report to the Hudson River Foundation, New York, New York. Hudsonia Ltd., Annandale NY, USA 74 p.
- Kiviat, E., S. E.G. Findlay et W.C. Nieder. (2006). Tidal wetlands. in Levinton, J. et J. Waldman, (Eds.). *The Hudson River Estuary*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 279–295.
- Knezevic, S. Z., R. E. Rapp, A. Datta et S. Irmak. (2013). Common reed (*Phragmites australis*) control is influenced by the timing of herbicide application. *International Journal of Pest Management*, **59**(3):224–228.
- Kost, M. A., D.A. Albert, J.G. Cohen, B.S. Slaughter, R.K. Schillo, C.R. Weber et K.A. Chapman. (2007). Natural communities of Michigan: Classification and description. *Michigan Natural Features Inventory*, Report No. 2007-21, Lansing, MI. 314 p.
- Kudo, G. et K. Ito. (1988). Rhizome development of *Phragmites australis* in a reed community. *Ecological Research*, **3**:239–252.
- Kulesza, A., J. Holomuzki et D. Klarer. (2008). Benthic community structure in stands of *Typha angustifolia* and herbicide-treated and untreated *Phragmites australis*. *Wetlands*, **28**(1):40–56.
- Lake, J. C. et M. R. Leishman. (2004). Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: The role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, **117**:215–226.
- Lambert, A. M., K. Winiarski et R. A. Casagrande. (2007). Distribution and impact of exotic gall flies (*Lipara* sp.) on native and exotic *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **86**:163–170.
- Lambert, A. M., T. L. Dudley et K. Saltonstall. (2010). Ecology and impacts of the large-statured invasive grasses *Arundo donax* and *Phragmites australis* in North America. *Invasive Plant Science and Management*, **3**:489–494.
- Lambert, J. M. (1946). The Distribution and Status of *Glyceria Maxima* (Hartm.) Holmb. In the

- Region of Surlingham and Rockland Broads , Norfolk. *Journal of Ecology*, **33**(2):230–267.
- Laroche, M., P. Dumont, C. Lavoie et D. Hatin. (2015). Varying Effects of Common Reed Invasion on Early Life History of Northern Pike. *Transactions of the American Fisheries Society*, **144**:196–210.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle et G. Letourneau. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, **30**:537–549.
- Lavoie, C. (2007). Le roseau commun au Québec: enquête sur une invasion. *Le Naturaliste canadien*, **131**(2):5–9.
- Lavoie, C. et J. Brisson. (2007). Établissement d'un maillage international entre le groupe de recherche Phragmites et les spécialistes américains de la lutte au roseau commun envahisseur. Centre de recherche en aménagement et développement, Université Laval, Québec et Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal. Rapport remis au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Québec, 16 p.
- Lavoie, C. (2008). Le roseau commun (*Phragmites australis*): une menace pour les milieux humides du Québec. Rapport remis au Comité interministériel du Gouvernement du Québec sur le roseau commun et à Canards Illimités Canada. Québec. 44 p.
- Lavoie, C., G. Guay et F. Joerin. (2014). Une liste des plantes vasculaires exotiques nuisibles du Québec : nouvelle approche pour la sélection des espèces et l'aide à la décision. *Écoscience*, **21**(2):1–24.
- LeBlanc, M.-C., S. de Blois et C. Lavoie. (2010). The invasion of a large lake by the Eurasian genotype of common reed: The influence of roads and residential construction. *Journal of Great Lakes Research*, **36**:554–560.
- Lelong, B., C. Lavoie, Y. Jodoin et F. Belzile. (2007). Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): A historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, **13**:430–437.
- Lombard, K. B., D. Tomassi et J. Ebersole. (2012). Long-Term Management of an Invasive Plant: Lessons from Seven Years of *Phragmites australis* Control. *Northeastern Naturalist*, **19**(sp6):181–193.
- MacDonald, N. W., L. M. Martin, C. K. Kopolka, T. F. Botting et T. E. Brown. (2013). Hand Pulling Following Mowing and Herbicide Treatments Increases Control of Spotted Knapweed (*Centaurea stoebe*). *Invasive Plant Science and Management*, **6**(4):470–479.
- Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. (2007). Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology*, **22**:285–301.
- Mal, T. K. et L. Narine. (2004). The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**:365–396.
- Marks, M., B. Lapin et J. Randall. (1994). *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal*, **14**:285–294.
- Martin, L. J. et B. Blossey. (2013). The Runaway Weed: Costs and Failures of *Phragmites australis* Management in the USA. *Estuaries and Coasts*, **36**:626–632.
- Marushia, R. G. et E. B. Allen. (2011). Control of Exotic Annual Grasses to Restore Native Forbs in Abandoned Agricultural Land. *Restoration Ecology*, **19**(1):45–54.
- Mauchamp, A. et M. Méthy. (2004). Submergence-induced damage of photosynthetic apparatus in *Phragmites australis*. *Environmental and Experimental Botany*, **51**:227–235.
- Mazerolle, M. J., A. Perez et J. Brisson. (2014). Common reed (*Phragmites australis*) invasion and amphibian distribution in freshwater wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, **22**:325–340.
- McCormick, M. K., K. M. Kettenring, H. M. Baron et D. F. Whigham. (2010a). Extent and reproductive mechanisms of *Phragmites australis* spread in brackish wetlands in Chesapeake bay, Maryland (USA). *Wetlands*, **30**:67–74.
- McCormick, M. K., K. M. Kettenring, H. M. Baron et D. F. Whigham. (2010b). Spread of invasive

- Phragmites australis* in estuaries with differing degrees of development: Genetic patterns, Allee effects and interpretation. *Journal of Ecology*, **98**:1369–1378.
- McCormick, M. K., H. E. A. Brooks et D. F. Whigham. (2016). Microsatellite analysis to estimate realized dispersal distance in *Phragmites australis*. *Biological Invasions*, **18**:2497–2504.
- Meadows, R. E. (2006). Aboveground Competition Between Native and Introduced *Phragmites* in Two Tidal Marsh Basins in Delaware. Unpublished master's thesis. Delaware State University, Dover.
- Meyerson, L. A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat et S. Findlay. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, **8**:89–103.
- Meyerson L. A., K. Saltonstall, R. M. Chambers, B. R. Silliman, M. D. Bertness et D. Strong. (2009). *Phragmites australis* in eastern North America: a historical and ecological perspective. in Silliman, B. R., E. D. Brosholz et M. D. Bertness. Human impacts on salt marshes: a global perspective. University of California Press, Berkeley, pp. 57–82.
- Meyerson, L. A., C. Lambertini, M. K. McCormick et D. F. Whigham. (2012). Hybridization of common reed in North America? The answer is blowing in the wind. *AoB Plants*, **2012**(pls022):9 p.
- Meyerson, L. A., J. T. Cronin et P. Pyšek. (2016). *Phragmites australis* as a model organism for studying plant invasions. *Biological Invasions*, **18**:2421–2431.
- Minchinton, T. E., J. C. Simpson, et M. D. Bertness. (2006). Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology* **94**:342–354.
- Mitchell, C. C. et W. A. Niering. (1993). Vegetation Change in a Topogenic Bog Following Beaver Flooding. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, **120**(2):136–147.
- Mook, J. H. et J. van der Toorn. (1982). The Influence of Environmental Factors and Management on Stands of *Phragmites australis* . II . Effects on Yield and Its Relationships with Shoot Density. *Journal of Applied Ecology*, **19**(2):501–517.
- Moreira, I., A. Monteiro et E. Sousa. (1999). Chemical control of common reed (*Phragmites australis*) by foliar herbicides under different spray conditions. *Hydrobiologia*, **415**:299–304.
- Mozdzer, T. J., C. J. Hutto, P. A. Clarke et D. P. Field. (2008). Efficacy of imazapyr and glyphosate in the control of non-native *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, **16**(2):221–224.
- Mozdzer, T. J. et J. C. Zieman. (2010). Ecophysiological differences between genetic lineages facilitate the invasion of non-native *Phragmites australis* in North American Atlantic coast wetlands. *Journal of Ecology*, **98**:451–458.
- Mozdzer, T. J. et J. P. Megonigal. (2012). Jack-and-Master Trait Responses to Elevated CO₂ and N: A Comparison of Native and Introduced *Phragmites australis*. *PLoS ONE* **7**(10). 10 p.
- Mozdzer, T. J., J. Brisson et E. L. G. Hazelton. (2013). Physiological ecology and functional traits of North American native and Eurasian introduced *Phragmites australis* lineages. *AoB PLANTS* **5**(plt048):14 p.
- Mozdzer, T. J. et J. P. Megonigal. (2013). Increased methane emissions by an introduced *Phragmites australis* lineage under global change. *Wetlands*, **33**:609–615.
- Ontario Phragmites Working Group. (2016). Phragmites impacts [en ligne]. Disponible au <http://opwg.ca/impacts/> [consulté le 12 décembre 2016].
- Orson, R. A. (1999). A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes: changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions*, **1**:149–158.
- Osgood, D. T., D. J. Yozzo, R. D. Chambers, D. Jacobson, T. Hoffman et J. Wnek. (2003). Tidal hydrology and habitat utilization by resident nekton in *Phragmites* and Non-*Phragmites* Marshes. *Estuaries*, **26**(2):522–533.
- Ostendorp, W. (1989). « Die-back » of reeds in Europe - a critical review of literature. *Aquatic Botany*, **35**:5–26.
- Ostendorp, W. (1999). Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites* reeds.

- International Review of Hydrobiology*, **84**(1):33–47.
- Packer, J., L.A. Meyerson, H. Skalova, S. Haslam, P. Pyšek et C. Kueffer. (2016). Biological Flora of the British Isles: *Phragmites australis*. *Journal of Ecology* (in review).
- Pagter, M., C. Bragato et H. Brix. (2005). Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, **81**:285–299.
- Rankin, T. (2016). An analysis of carbon dioxide and methane exchange at a post-extraction, unrestored peatland in Eastern Québec. Master's Thesis, Department of Natural Resource Sciences, McGill University, Montreal. 82 p.
- Rapp, R. E., A. Datta, S. Irmak, T. J. Arkebauer et S. Z. Knezevic. (2012). Integrated Management of Common Reed (*Phragmites australis*) along the Platte River in Nebraska. *Weed Technology*, **26**(2):326–333.
- Rice, D., J. Rooth et J. C. Stevenson. (2000). Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, **20**(2):280–299.
- Rolletschek, H., A. Rolletschek, T. Hartzendorf et J. G. Kohl. (2000). Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. *Wetlands Ecology and Management*, **8**:425–433.
- Roman, C. T., W. A. Niering et R. S. Warren. (1984). Salt marsh vegetation change in response to tidal restriction. *Environmental Management*, **8**(2):141–149.
- Rooth J. E. et L. Windham. (2000). *Phragmites* on death row: Is biocontrol really warranted? *Wetland Journal*, **12**:29–37.
- Rooth, J. E., J. C. Stevenson et J. C. Cornwell. (2003). Increased Sediment Accretion Rates Following Invasion by *Phragmites australis* : The Role of Litter. *Estuaries*, **26**(3):475–483.
- Rydin, H. et J. K. Jeglum. (2013). The biology of peatlands, second edition. *Oxford University Press Inc.*, New York, USA. 343 p.
- Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**(4):2445–2449.
- Saltonstall, K. (2003). Genetic variation among north American Populations of *Phragmites australis*: implications for management. *Estuaries*, **26**(2):444–451.
- Silliman, B. R. et M. D. Bertness. (2004). Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. *Conservation Biology*, **18**(5):1424–1434.
- Silliman, B. R., T. Mozdzer, C. Angelini, J. E. Brundage, P. Esselink, J. P. Bakker, K. B. Gedan, J. van de Koppel et A. H. Baldwin. (2014). Livestock as a potential biological control agent for an invasive wetland plant. *PeerJ* **2**(e567):19 p.
- Sweers, W., S. Horn, G. Grenzdörffer et J. Müller. (2013). Regulation of reed (*Phragmites australis*) by water buffalo grazing : use in coastal conservation. *Mires and Peat*, **13**(3):1–10.
- Tanaka, N., T. Asaeda, A. Hasegawa et K. Tanimoto. (2004). Modelling of the long-term competition between *Typha angustifolia* and *Typha latifolia* in shallow water - Effects of eutrophication, latitude and initial advantage of belowground organs. *Aquatic Botany*, **79**:295–310.
- Tesauro, J. et D. Ehrenfeld. (2007). The effects of livestock grazing on the Bog Turtle (*Glyptemys* (= *Clemmys*) *muhlenbergii*). *Herpetologica*, **63**(3):293–300.
- Tewksbury, L., R. Casagrande, B. Blossey, P. Häfliger et M. Schwarländer. (2002). Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America. *Biological Control*, **23**:191–212.
- Texel. (2015). Fiche technique - Géomembrane basse densité TM810P. [en ligne]. Disponible au http://texel.ca/fileadmin/medias/documents/fr/geosynthetiques/fiches-techniques/geomembranes/geom_TM800P_fr.pdf [consulté le 16 novembre 2015].
- Thompson, D. J. et J. M. Shay. (1985). The effects of fire on *Phragmites australis* in the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany*, **63**:1864–1869.
- Thompson, D. J. et J. M. Shay. (1989). First-year response of a *Phragmites* marsh community to

- seasonal burning. *Canadian Journal of Botany*, **67**:1448–1455.
- Thompson, D. G., K. R. Solomon, B. F. Wojtaszek, N. Andrea, G. R. Stephenson et R. A. Relyea. (2006). The Impact of Insecticides and Herbicides on the Biodiversity and Productivity of Aquatic Communities. *Ecological Applications*, **16**(5):2022–2034.
- Thompson, K., J. P. Bakker et R. M. Bekker. (1997). The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity. *Cambridge University Press*, Cambridge, UK. 276 p.
- Tougas-Tellier, M. A., J. Morin, D. Hatin et C. Lavoie. (2015). Freshwater wetlands: Fertile grounds for the invasive *Phragmites australis* in a climate change context. *Ecology and Evolution*, **5**(16):3421–3435.
- Tscharntke, T. (1999). Insects on common reed (*Phragmites australis*): Community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquatic Botany*, **64**:399–410.
- Tu, M., C. Hurd et J. M. Randall. (2001). Weed Control Methods Handbook : Tools & Techniques for Use in Natural Areas. All U.S. Government Documents (Utah Regional Depository). Paper 533, 220 p.
- Tulbure, M. G., D. M. Ghioca-Robrecht, C. A. Johnston et D. F. Whigham. (2012). Inventory and Ventilation Efficiency of Nonnative and Native *Phragmites australis* (Common Reed) in Tidal Wetlands of the Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, **35**:1353–1359.
- van den Berg, J. Ingwersen, M. Lamers et T. Streck. (2016). The role of *Phragmites* in the CH₄ and CO₂ fluxes in a minerotrophic peatland in southwest Germany. *Biogeosciences*, **13**:6107–6119.
- van den Wyngaert, I. J. J., L. D. Wienk, S. Sollie, R. Bobbink et J. T. A. Verhoeven. (2003). Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. *Aquatic Botany*, **75**:229–248.
- Vestergaard, P. (1994). Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. *Nordic Journal of Botany*, **14**:569–587.
- Volesky, J. D., S. L. Young et K. H. Jenkins. (2016). Cattle Grazing Effects on *Phragmites australis* in Nebraska. *Invasive Plant Science and Management*, **9**(2):121–127.
- Warner, B. G. et T. Asada. (2006). Biological diversity of peatlands in Canada. *Aquatic Sciences*, **68**:240–253.
- Warren, R. S., P. E. Fell, J. L. Grimsby, E. L. Buck, G. C. Rilling et R. A. Fertik. (2001). Rates, Patterns, and Impacts of *Phragmites australis* Expansion and Effects of Experimental *Phragmites* Control on Vegetation, Macroinvertebrates, and Fish within Tidelands of the Lower Connecticut River. *Estuaries*, **24**(1):90–107.
- Weinstein, M. P. et J. H. Balletto. (1999). Does the Common Reed, *Phragmites australis*, Affect Essential Fish Habitat? *Estuaries*, **22**(3B):793–802.
- Weisner, S. E. B. et W. Granéli. (1989). Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquatic Botany*, **35**:71–80.
- White, S. D., B. M. Deegan et G. G. Ganf. (2007). The influence of water level fluctuations on the potential for convective flow in the emergent macrophytes *Typha domingensis* and *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **86**:369–376.
- Wijte, A. et J. Gallagher. (1996). Effect of oxygen availability and salinity on early life history stages of salt marsh plants. I. Different germination strategies of *Spartina alterniflora* and *Phragmites*. *American Journal of Botany*, **83**(10):1337–1342.
- Willcox, J. D. (2013). Response of *Phragmites australis* to Black Plastic Treatment. Master's Thesis, Paper 444, University of Connecticut Graduate School, 49 p.
- Windham, L. et R. Lathrop. (1999). Effect of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, **22**(4):927–935.
- Zedler, J. B. et S. Kercher. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **23**:431–452.