

Université de Montréal

Lutte intégrée au roseau commun : prévention, confinement et éradication

Par

Sam Karathanos

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de M.Sc.
en sciences biologiques

Septembre 2015

© Sam Karathanos, 2015

Faculté des études supérieures

Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Lutte intégrée au roseau commun : prévention, confinement et éradication

présenté par :

Sam Karathanos

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Luc Brouillet

président-rapporteur

Jacques Brisson

directeur de recherche

Claude Lavoie

codirecteur de recherche

Stéphanie Pellerin

membre du jury

Résumé

Les plantes envahissantes menacent la biodiversité ainsi que les activités humaines. Afin de les maîtriser, la pulvérisation d'herbicides est une méthode fréquemment employée en Amérique du Nord. Cette approche ne fait pas toujours consensus et est même parfois interdite ou restreinte, ce qui justifie le recours à d'autres options. Les alternatives peuvent toutefois s'avérer rares, comporter d'importantes limitations ou sont peu documentées. Cette étude vise à tester l'efficacité de méthodes permettant de maîtriser et de prévenir les invasions de roseau commun (*Phragmites australis*), l'une des plantes envahissantes les plus problématiques sur le continent nord-américain, tout en limitant au minimum l'utilisation d'herbicides. Le potentiel de quatre méthodes de lutte aux petites populations de roseau bien établies a d'abord été évalué : l'excavation avec enfouissement sur place, le bâchage, l'excavation avec enfouissement sur place combinée au bâchage, et la fauche répétée. Les résultats ont montré que l'excavation avec enfouissement sur place, avec ou sans bâchage, a entraîné une élimination presque totale des populations visées, ce qui est comparable ou supérieur à l'effet généralement obtenu avec la pulvérisation d'herbicide. Le bâchage avec des toiles opaques, maintenues pendant un an, a pour sa part entraîné une maîtrise partielle du roseau, suggérant qu'une application prolongée serait nécessaire pour l'éradication de la plante. La fauche répétée, exécutée à raison de cinq fauches par été pendant deux ans, a fourni une efficacité mitigée. Les résultats suggèrent néanmoins que la fauche pendant plusieurs années contribue à affaiblir la plante, ce qui pourrait aider à son confinement. Une méthode additionnelle a été expérimentée afin de traiter les tiges éparses de roseau tout en limitant les risques d'effets hors cibles, soit le badigeonnage manuel d'herbicide. Suite à ces tests, les résultats ont montré une diminution importante de la densité des tiges, ce qui suggère que la méthode est efficace afin d'éliminer les repousses après un traitement initial, et pourrait également être employée sur de jeunes populations clairsemées. L'effet d'un ensemencement préventif de plantes herbacées sur l'établissement de semis de roseau a également été étudié, suite à des traitements sur de vastes parcelles de sol nu. Les résultats suggèrent que la méthode est efficace afin de limiter la propagation du roseau par semences et qu'un suivi périodique suite à l'intervention serait suffisant afin de maintenir l'effet préventif.

Mots-clés : Lutte intégrée; Compétition végétale; Herbicide; Glyphosate; Restauration; Espèces envahissantes; Roseau commun; *Phragmites australis*; Îles-de-Boucherville.

Abstract

Invasive plants threaten biodiversity as well as human activities and in North America, attempts to control them often rely on the spraying of herbicides. This approach does not always achieve consensus and is sometimes forbidden or restricted, encouraging managers to consider other options. Alternatives can however prove to be rare, involve serious limitations or be poorly documented. This study aims at testing the efficiency of methods for the control and prevention of invasions by common reed (*Phragmites australis*), one of the most problematic invasive plants on the North American continent, all while reducing herbicide use to a minimum. The potential of four methods for the control of small, well established stands of common reed has first been evaluated: excavation and on-site burial, covering with heavy-duty tarps, excavation and on-site burial combined with covering with heavy-duty tarps, and repeated cutting. Results have shown that excavation with on-site burial, followed or not by covering with heavy-duty tarps, led to an almost complete elimination of the populations targeted, which is comparable or superior to the effect typically obtained with herbicide spraying. Covering common reed with opaque heavy-duty tarps, held in place for one year, lead to partial control of the plant, suggesting that holding the tarps in place for a longer period would be necessary to foresee the eradication. Cutting, repeated five times per summer for two years, gave mixed results. The results suggest, however, that cutting during multiple years contributes to weakening the plant, which could help to its confinement. An additional method, the hand-wicking of common reed stems with herbicide, has been tested to treat scattered stems while limiting off-target effects. Following these tests, the results have shown an important reduction of the density of reed stems, which suggests that the method is effective to control common reed regrowth after an initial treatment, and could be used on young stands. The effect of seeding herbaceous plants on the establishment of common reed seedlings has also been evaluated, following the sowing of vast plots of bare soil. The results suggest that the method is an efficient way of limiting the propagation of common reed through seed dispersal. Results also suggest that periodic follow-ups to eliminate seedlings would be sufficient to maintain the preventive effect.

Keywords : Integrated weed management; Plant competition; Herbicide; Glyphosate; Restoration; Invasive species; Common reed; *Phragmites australis*; Iles-de-Boucherville.

Table des matières

Résumé	i
Abstract.....	ii
Table des matières	iii
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vi
Liste des sigles et des abréviations	viii
Remerciements	ix
Avant-propos	x
Chapitre 1 : Introduction.....	1
1.1 L'impact des invasions de plantes et le processus d'invasion	1
1.2 Le roseau commun envahisseur.....	4
1.2.1 Écologie du roseau commun envahisseur	6
1.2.2 Hypothèses de succès.....	8
1.3 La lutte au roseau commun envahisseur.....	10
1.3.1 Herbicides	10
1.3.2 Approches mécaniques.....	12
1.3.3 Compétition végétale	14
1.3.4 Autres approches.....	15
1.4 La lutte intégrée au roseau commun.....	18
1.5 Objectifs et hypothèses.....	19
1.6 Site d'étude	19
Chapitre 2 : Évaluation du potentiel de méthodes de lutte aux petites populations de roseau	22
2.1 Introduction	22
2.2 Méthodes	23
2.2.1 Dispositifs expérimentaux.....	23
2.2.3 Plan d'échantillonnage et prise de données.....	33
2.2.4 Analyse des données	38
2.3 Résultats	39
2.3.1 Effets mesurés après la première saison (2013).....	39
2.3.2 Effets mesurés après la seconde saison (2014)	41
2.4 Discussion	45
2.4.1 Excavation avec enfouissement sur place	45
2.4.2 Bâchage.....	46
2.4.3 Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	48
2.4.4 Fauche répétée.....	48
2.4.5 Méthode d'éradication des tiges éparses : le badigeonnage d'herbicide.....	50
2.5 Conclusion.....	52
Chapitre 3 : Évaluation de l'effet d'un ensemencement préventif de plantes herbacées sur l'établissement du roseau dans de vastes parcelles de sol nu.....	53
3.1 Introduction	53
3.2 Méthodes	54

3.2.1 Dispositif expérimental	54
3.2.2 Plan d'échantillonnage et prise de données.....	56
3.3 Résultats	58
3.3.1 Composition végétale des parcelles ensemencées ou non.....	58
3.3.2 Dénombrement des colonies de roseau issues de semis.....	59
3.4 Discussion	63
3.5 Conclusion.....	65
Chapitre 4 : Discussion générale et recommandations	67
4.1 Lutte aux populations de roseau bien établies	67
4.2 Prévention des invasions	69
4.3 Recommandations dans le contexte des parcelles agricoles converties dans le parc national des Îles-de-Boucherville	71
4.3.1 Prévention des invasions de roseau dans les champs convertis	71
4.3.2 Lutte aux populations de roseau bien établies dans les fossés	73
4.3.3 Restauration des fossés traités.....	75
4.3.4 Suivis préventifs suivant les interventions	76
Conclusion	77
Bibliographie	79
Annexe 1 : Carte du parc national des Îles-de-Boucherville	95
Annexe 2 : Cartographie des phases de conversion des terres agricoles	97
Annexe 3 : Expérimentation d'une méthode de revégétalisation dans le dispositif no 1	99
Annexe 4 : Hauteur des tiges avant et après le traitement de badigeonnage d'herbicide	102
Annexe 5 : Données brutes : densité, recouvrement et hauteur des tiges de roseau.....	103
Annexe 6 : Plans d'échantillonnage pour l'évaluation de l'effet d'un ensemencement préventif de plantes herbacées sur l'établissement du roseau dans des vastes parcelles de sol nu	109
Annexe 7 : Recouvrement des principales espèces végétales inventoriées sur les parcelles E2012, NE2012 et E2008.....	111
Annexe 8 : Richesse, biodiversité et homogénéité des parcelles E2012, NE2012 et E2008.....	113
Annexe 9 : Occurrence des espèces dans les quadrats et couvert total moyen par espèce sur les parcelles de champs E2012, NE2012 et E2008	114
Annexe 10 : Occurrence des espèces dans les quadrats et couvert total moyen par espèce sur les parcelles de champs E2008 en fonction de l'île inventoriée	116
Annexe 11 : Cartographie des populations de roseau sur les parcelles de champs E2008	118
Annexe 12 : Estimation des coûts des différentes méthodes testées pour la lutte au roseau commun .	119
Annexe 13 : Composition de différents mélanges testés pour prévenir l'invasion de roseau dans les fossés des emprises de transport d'énergie.....	121

Liste des tableaux

Tableau I. Calendrier des principales manipulations qui ont été effectuées pour la lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	27
Tableau II. Calendrier des fauches effectuées pour lutter contre le roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	32
Tableau III. Échantillonnage de type 1 pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville : variables et paramètres d'échantillonnage.	36
Tableau IV. Échantillonnage de type 2 pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville: variables et paramètres d'échantillonnage.	37
Tableau V. Calendrier des échantillonnages qui ont été entrepris pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	37
Tableau VI. Densité des tiges de roseau commun avant et après le traitement de badigeonnage d'herbicide pour lutter contre le roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	44
Tableau VII. Composition du mélange de plantes herbacées utilisé pour les tests d'ensemencement préventif en matière de lutte au roseau commun dans le parc national des Îles-de-Boucherville.	55
Tableau VIII. Couvert végétal (ou sol nu) des quadrats échantillonnés (moyenne $\pm$ écart-type) dans les champs agricoles convertis en milieux naturels en 2012 et 2008 au parc national des Îles-de-Boucherville.....	59
Tableau IX. Coût estimé des différentes méthodes de lutte aux populations de roseau commun. Les coûts excluent la revégétalisation et le suivi des repousses après traitement, lorsqu'applicables..	74

Liste des figures

Figure 1. Photographie du site d'étude, mai 2013, montrant un champ au moment de la conversion après plusieurs années de mise en culture. Le champ est bordé d'un fossé de drainage envahi par le roseau commun.	20
Figure 2. Localisation des dispositifs expérimentaux de lutte au roseau commun sur l'île de la Commune dans le parc national des Îles-de-Boucherville.	23
Figure 3. Photographie du dispositif no 1 avant les travaux, en mai 2013, montrant un fossé de drainage envahi par le roseau commun.	24
Figure 4. Schéma en vue aérienne du dispositif expérimental no 1 qui a été utilisé pour tester différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	24
Figure 5. Vue de profil et vue aérienne d'une placette expérimentale dans le dispositif no 1 qui a été utilisé pour tester différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.....	25
Figure 6. Photographie du dispositif no 2 avant les travaux, en mai 2013, montrant un fossé de drainage envahi par le roseau commun.	26
Figure 7. Schéma du dispositif expérimental no 2 (test d'excavation mécanique avec enfouissement sur place) qui a été utilisé pour la lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.	26
Figure 8. Représentation simplifiée du traitement d'excavation mécanique d'une population de roseau commun avec enfouissement des résidus sur place.	28
Figure 9. Exemple de parcelle de lutte au roseau commun soumise au traitement de bâchage.....	30
Figure 10. Exemple de parcelle de lutte au roseau commun soumise au traitement d'excavation mécanique avec enfouissement sur place et bâchage, puis plantation de saules, deux mois après le traitement.	31
Figure 11. Méthode de badigeonnage d'herbicide utilisée pour traiter les tiges de roseau commun éparses.....	33
Figure 12. Positionnement des quadrats d'échantillonnage dans une placette expérimentale du dispositif no 1 (lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville).....	34
Figure 13. Positionnement des trois quadrats d'échantillonnage dans le dispositif no 2 (lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville).	35
Figure 14. Évaluation en 2013 des effets des traitements sur la densité des tiges et le recouvrement du roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type)..	40
Figure 15. Évaluation en 2013 de l'effet des traitements d'excavation avec enfouissement (EXC) et d'excavation avec enfouissement et bâchage (EXB) sur la densité des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type)..	40
Figure 16. Évaluation en 2014 de l'effet des traitements sur la densité des tiges et le recouvrement du roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type).	41

Figure 17. Évaluation en 2014 de l'effet des traitements d'excavation avec enfouissement (EXC) et d'excavation avec enfouissement et bâchage (EXB) sur la densité des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type).....	42
Figure 18. Évaluation de l'effet des traitements sur la différence de densité et de recouvrement des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville entre le mois d'octobre 2014 et le mois d'octobre 2013 (moyenne $\pm$ écart-type).....	43
Figure 19. Localisation des champs à l'étude afin d'évaluer l'effet d'un ensemencement préventif pour lutter contre le roseau commun dans le parc national des Îles-de-Boucherville.....	54
Figure 20. Localisation des traitements expérimentaux d'ensemencement, comme mesure de lutte au roseau commun, dans les champs agricoles convertis en milieux naturels en 2012 dans le parc national des Îles-de-Boucherville.	56
Figure 21. Cartographie des colonies de roseau issues de semis dans les parcelles de champs agricoles convertis en milieux naturels en 2012 au parc national des Îles-de-Boucherville.	60
Figure 22. Cartographie des colonies de roseau commun probablement issues de semis dans les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels en 2008 et ensemencées sur l'île de la Commune, au parc national des Îles-de-Boucherville.....	61
Figure 23. Cartographie des colonies de roseau commun probablement issues de semis dans les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels en 2008 et ensemencées sur l'Île Grosbois, au parc national des Îles-de-Boucherville. Les polygones des colonies affichées représentent leur dimension à l'échelle.....	61
Figure 24. Dénombrement des colonies de roseau commun probablement issues de semis sur les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels et ensemencées en 2008, en fonction de leur superficie, au parc national des Îles-de-Boucherville (n = 72 colonies).....	62
Figure 25. Dénombrement des colonies de roseau probablement issues de semis sur les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels et ensemencées en 2008, en fonction du nombre de tiges florifères dans la colonie, au parc national des Îles-de-Boucherville (n = 72 colonies).	62

Liste des sigles et des abréviations

ANOVA	Analyse de variance
BAC	Traitement expérimental de bâchage
E2008	Parcelles de champs agricoles converties en 2008 etensemencées au parc national des Îles-de-Boucherville
E2012	Parcelles de champs agricoles converties en 2012 etensemencées au parc national des Îles-de-Boucherville
EXB	Traitement expérimental d'excavation avec enfouissement sur place et bâchage
EXC	Traitement expérimental d'excavation avec enfouissement sur place
FAR	Traitement expérimental de fauche répétée
ha	Hectare
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
m	Mètre
ml	Millilitre
mm	Millimètre
NE2012	Parcelles de champs agricoles converties en 2012 et nonensemencées au parc national des Îles-de-Boucherville
No	Numéro
Nos	Numéros
Roseau	Roseau commun (<i>Phragmites australis</i>)
TEM	Traitement témoin

Remerciements

Ce projet de recherche n'aurait pas vu le jour sans l'implication de plusieurs personnes. Mes remerciements vont tout d'abord à mon directeur de recherche, Jacques Brisson, pour la confiance qu'il m'a accordée afin d'entreprendre cette étude ainsi que pour son support à toutes les étapes ayant permis de la réaliser. Ce fut une opportunité exceptionnelle d'avoir un directeur si dévoué, passionné et compétent. Je tiens également à remercier Claude Lavoie, co-directeur de ce projet, pour sa rigueur, sa disponibilité et ses nombreux conseils qui m'ont été grandement utiles tout au cours de mon parcours. Je n'aurais pu être mieux dirigé. Je souhaite aussi remercier sincèrement Patrick Boivin, professionnel de recherche à l'Institut de recherche en biologie végétale, pour son aide précieuse dans la planification et la réalisation de ce projet à de nombreuses étapes. Je désire aussi offrir mes remerciements à Nathalie Rivard, coordonnatrice de ce projet et responsable du service de la conservation et de l'éducation au parc national des Îles-de-Boucherville. Toujours déterminée à ce que le projet soit un succès, tu nous as fourni tout ce dont nous avons besoin, à tous les échelons du projet. Mille fois merci à toi ainsi qu'à toute ton équipe.

Je me dois également de saluer le travail exceptionnel effectué par les nombreuses personnes impliquées dans les activités de terrain de ce projet : Benoît St-Georges, Daniel Auger, Gabriel Letendre, Ghislain Vallières, Jacques Baril, Marie Xuyen Larochelle et Mathieu Guillemette. Un merci additionnel à mes collègues de laboratoire pour leur appui, autant au bureau que sur le terrain : Anne-Laure Biang, Arnaud Albert, Caroline Cagelais, Chaeho Byun, Emmanuelle Demers, Lizeth Olaya, Julie Vincent, Simon Laignel et Valérie Teasdale. Je tiens de plus à remercier Stéphane Daigle, statisticien, pour son aide pour le traitement des données, ainsi qu'Alain Cogliastro et Stéphanie Pellerin, professeurs associés au département de sciences biologiques de l'Université de Montréal, pour leur implication au sein de mon comité-conseil. Un remerciement aussi aux membres de mon jury, qui ont bien voulu prendre le temps d'évaluer ce mémoire. Je vous remercie pour votre aide et votre grande patience!

Finalement, je veux souligner le support de ma famille, de ma conjointe et de mes amis. Tout particulièrement ma maman de là-haut, Johnny, Lise, Claude, Amélie et Jonathan : vous avez su me soutenir pendant les moments les plus éprouvants.

Ce projet de recherche a été rendu possible grâce au programme de bourses en milieu de pratique *BMP Innovation* avec l'appui financier conjoint du Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies (FRQNT), du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG) et de la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq).

Avant-propos

Les plantes exotiques envahissantes représentent une menace d'envergure croissante autant pour la biodiversité que pour une grande variété de services écosystémiques. L'haplotype M du roseau commun (*Phragmites australis*), qui est exotique en Amérique du Nord et qui est largement reconnu comme l'une des plantes envahissantes les plus problématiques du continent, en est un exemple. Formant des peuplements denses et monospécifiques, le roseau entre en compétition avec la flore indigène, modifie les habitats fauniques et peut représenter une entrave sérieuse aux activités humaines.

Dans les dernières décennies, le roseau commun exotique a connu une expansion phénoménale en sol américain, particulièrement dans les milieux humides de la côte Atlantique et le long des réseaux autoroutiers. À l'échelle du continent, les tentatives d'éradication se sont multipliées et l'emploi d'herbicides s'est imposé comme l'avenue la plus fréquemment employée. Pour les roselières de grande envergure, cette approche constitue souvent la seule option envisageable. L'emploi massif d'herbicides n'est toutefois pas toujours acceptable sur les plans sociaux et environnementaux, ni même légaux, ce qui peut miner la faisabilité des interventions.

Agir en amont dans le but de prévenir l'expansion des roselières constitue probablement le meilleur investissement pour minimiser le plus possible les problèmes associés à cette plante. Ce projet de recherche vise à étudier une approche préventive afin de limiter l'établissement de semis de roseau sur de vastes parcelles de sol nu, ainsi que quelques approches visant à éradiquer ou confiner des petites populations de roseau bien établies, tout en limitant l'utilisation d'herbicides. Une méthode d'éradication des tiges de roseau éparses est également évaluée.

En introduction à cette étude, le premier chapitre présentera brièvement le phénomène des invasions de plantes ainsi que le roseau commun envahisseur, tout particulièrement. Une revue de littérature des approches de lutte au roseau sera par la suite présentée, suivie par la formulation des objectifs et hypothèses au cœur de ce projet, et l'introduction se conclura par une description du site d'étude. Le second chapitre présentera les expérimentations liées à l'évaluation des méthodes de lutte aux populations de roseau bien établies ou éparses. Un troisième chapitre, portant sur l'évaluation de l'effet d'une méthode préventive sur l'établissement des semis de roseau, suivra par la suite. Le quatrième chapitre proposera une discussion générale sur l'ensemble des résultats obtenus. Enfin, une conclusion fera la synthèse de l'expérience dans le cadre global de la lutte aux plantes envahissantes.

Chapitre 1 : Introduction

Les activités humaines entraînent le transport accidentel ou délibéré de plantes, animaux et micro-organismes en dehors de leur aire de répartition naturelle. Parmi les espèces introduites, quelques-unes réussissent par elles-mêmes à surmonter les barrières biotiques et abiotiques à leur survie et à leur reproduction et deviennent alors naturalisées dans leur nouvel environnement (Richardson *et al.*, 2000). Pour la grande majorité de ces espèces naturalisées, l'effet sur l'environnement et les activités humaines est faible ou nul (Davis, 2009). Une petite fraction de ces espèces représentera toutefois une nuisance pour les humains ou la biodiversité parce qu'elles sont envahissantes, et donc qu'elles prolifèrent de manière exceptionnelle (Williamson et Fitter, 1996; Lavoie *et al.*, 2014).

Ce ne sont pas tous les envahisseurs qui sont forcément nuisibles; dans plusieurs cas, les envahisseurs croissent surtout dans des sites fortement perturbés où leur impact est faible (Lavoie *et al.*, 2014). De façon générale, les espèces exotiques envahissantes sont néanmoins reconnues comme une composante importante des changements environnementaux mondiaux causés par les humains (Vitousek *et al.*, 1997; Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005). Elles entraînent des impacts économiques importants (Born *et al.*, 2005; Pimentel *et al.*, 2005; Olson, 2006; Xu *et al.*, 2006), nuisent aux services écosystémiques (Pejchar et Mooney, 2009; Vilà *et al.*, 2009) essentiels au bien-être humain (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005) et représentent une menace réelle pour la biodiversité (MacDonald *et al.*, 1989; McGeoch *et al.*, 2010; Pyšek *et al.*, 2012; Simberloff *et al.*, 2013). Afin de souligner la nécessité de prendre action face aux envahisseurs, l'article 8h de la *Convention sur la diversité biologique* demande que chaque partie contractante à la convention, dans la mesure du possible, « empêche d'introduire, contrôle ou éradique les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces » (Nations Unies, 1992a, p.7). L'importance de prioriser la mise en œuvre de cet article a été réaffirmée maintes fois depuis, notamment à la Conférence des Parties (Nations Unies, 2008).

1.1 L'impact des invasions de plantes et le processus d'invasion

Les plantes influencent naturellement les propriétés des sols ainsi que les processus biogéochimiques qui y ont lieu (Angers et Caron, 1998; Kelly *et al.*, 1998). C'est donc sans surprise que les plantes envahissantes peuvent avoir un effet sur la chimie des sols (Windham et Lathrop, 1999; Weidenhamer et Callaway, 2010) et leurs réserves en nutriments (Meyerson *et al.*, 1999; Hawkes *et al.*, 2005; Raizada *et al.*, 2008), ce qui peut affecter les fonctions des écosystèmes. Leur présence se fait aussi ressentir sur la biodiversité et peut entraîner une réduction de la richesse spécifique, de la diversité et une

augmentation de l'homogénéité au sein des systèmes envahis (Hejda *et al.*, 2009). Sans pour autant causer l'extinction d'espèces, ceci se traduit localement par la disparition d'espèces floristiques indigènes et par la modification des écosystèmes (Gurevitch et Padilla, 2004), des transformations pouvant se répercuter à long terme (Brown et Gurevitch, 2004).

Les invasions biologiques peuvent se faire en une succession d'étapes assez clairement définies. La description du processus varie toutefois selon les points de vue et peut comporter entre trois et six étapes (Williamson et Fitter, 1996; Richardson *et al.*, 2000; Marchetti *et al.*, 2004; Henderson *et al.*, 2006; Reise *et al.*, 2006; Davis, 2009). Ainsi, les invasions suivent au minimum une succession de trois phases : l'arrivée, l'établissement et la dissémination (Williamson et Fitter, 1996), mais on peut également les percevoir comme la suite de six étapes distinctes : l'introduction, l'établissement, la naturalisation, la dissémination, la distribution et la propagation envahissante (Henderson *et al.*, 2006).

Si les étapes du processus d'envahissement sont bien comprises, il est toutefois bien plus ardu de déterminer avec précision quels sont les facteurs et mécanismes pouvant expliquer les invasions. De façon générale, les risques d'invasion sont plus ou moins élevés selon les conditions environnementales présentes dans un écosystème, les caractéristiques des communautés végétales qui s'y trouvent, la capacité des diaspores d'espèces envahissantes à atteindre ce système en nombre suffisant et les caractéristiques biologiques des espèces envahissantes en cause (Leung et Mandrak, 2007; de Blois *et al.*, 2013). Naturellement, ceci implique que les risques d'invasions sont liés à des facteurs et mécanismes associés autant aux espèces envahissantes en question qu'aux écosystèmes touchés. Afin d'expliquer comment une espèce peut devenir envahissante dans un nouvel écosystème, plusieurs hypothèses ont été émises. Les deux principales sont basées sur l'absence d'ennemis naturels (*enemy release hypothesis*) et la disponibilité des ressources (*fluctuating resources hypothesis*).

Absence d'ennemis naturels (*enemy release hypothesis*)

Certains chercheurs soutiennent que l'habilité d'une plante à envahir un nouvel environnement est expliquée par l'absence, dans ce nouveau milieu, du cortège d'ennemis naturels auquel la plante fait normalement face dans son aire de distribution d'origine (Maron et Vilà, 2001; Keane et Crawley, 2002; Mitchell et Power, 2003; Liu et Stiling, 2006; Blumenthal *et al.*, 2009). En s'étant affranchi de ses ennemis, un envahisseur aurait un avantage compétitif face aux plantes résidentes, ces dernières devant se défendre contre un plus grand nombre d'ennemis. Subissant un stress moindre, l'envahisseur pourrait donc proliférer davantage. À terme, il a été suggéré que cette absence d'ennemi naturel pourrait mener à un changement évolutif dans l'allocation des ressources. Sans ennemi, l'envahisseur allouerait moins de

ressources à sa défense et plus à sa croissance et sa reproduction, augmentant d'autant ses habilités compétitives (Blossey et Notzold, 1995)

Les expériences cherchant à vérifier cette hypothèse ont obtenu des résultats variables (Davis, 2009). Certaines études tendent à la supporter (Torchin et Mitchell, 2004; Hierro *et al.*, 2006; van der Putten *et al.*, 2007), tandis que d'autres suggèrent qu'elle ne peut expliquer à elle seule les invasions observées (Liu *et al.*, 2007; Parker et Gilbert, 2007; Ashton et Lerdau, 2008). Il est notamment difficile de différencier l'importance des attaques contre les espèces exotiques envahissantes de celles contre les espèces exotiques non envahissantes (Liu *et al.*, 2007; Parker et Gilbert, 2007). Cette hypothèse amène également un questionnement : extraite de son aire d'origine, l'espèce introduite a certes échappé à plusieurs de ses ennemis naturels, mais elle s'est aussi exposée à une panoplie de nouveaux ennemis auxquels elle n'est pas forcément adaptée. De plus, dans le cas où l'espèce introduite est apparentée à une ou plusieurs espèces indigènes possédant des ennemis généralistes, on peut s'attendre à ce que ces ennemis incorporent assez facilement cette nouvelle plante à leur alimentation. En somme, il apparaît que l'impact des ennemis (naturels ou nouveaux) sur les espèces introduites soit un facteur dont l'importance est variable d'un cas à l'autre (Davis, 2009). Ainsi, bien qu'il semble clair que l'absence d'ennemi naturel peut contribuer de façon plus ou moins importante à certaines invasions, il est difficile de faire une corrélation forte entre ceci et l'ensemble des invasions observées.

Disponibilité des ressources (*fluctuating resources hypothesis*)

D'autres chercheurs proposent que certaines espèces deviendraient envahissantes lorsqu'elles ont accès, dans leur aire d'introduction, à des ressources en bien plus grande abondance que dans leur aire d'origine (Sher et Hyatt, 1999; Davis *et al.*, 2000; Davis et Pelsor, 2001; Yang *et al.*, 2008; Davis, 2009). Cette plus grande disponibilité de ressources pourrait excéder la capacité d'utilisation par les plantes résidentes, laissant ainsi des ressources disponibles pour d'autres espèces peut-être beaucoup mieux adaptées à les utiliser. L'intensité de la compétition étant inversement corrélée avec l'abondance des ressources non utilisées (Davis *et al.*, 1998), ceci se traduirait par une baisse de la compétition entre les plantes présentes, ouvrant la voie à l'établissement d'espèces opportunistes. Si le tout coïncide avec la présence suffisante de diaspores d'envahisseurs adaptés à ces conditions, ceci créerait des fenêtres d'opportunité pour l'établissement de ces derniers.

Cette hypothèse est soutenue par un grand nombre d'études et il semble clair que l'abondance des ressources influence les relations compétitives entre les espèces, modifiant ainsi la susceptibilité d'un site à être envahi (Thompson *et al.*, 2001; Bertness *et al.*, 2002; Shea et Chesson, 2002; Havel *et al.*, 2005; James *et al.*, 2006; Stachowicz et Byrnes, 2006; Cascorbi, 2007; Meiners, 2007; Williams et

Jackson, 2007; Yang *et al.*, 2008). Certaines études ont toutefois noté que, bien que la susceptibilité aux invasions pouvait être associée à l'augmentation d'une ressource en particulier, l'augmentation d'autres ressources pouvait, dans certains cas, n'avoir aucune incidence ou même faire diminuer la susceptibilité aux invasions (Kolb et Alpert, 2003; Gross *et al.*, 2005). Afin d'expliquer ceci, Davis (2009) propose que la susceptibilité aux invasions est liée à l'abondance des ressources *limitantes* dans le système. Ainsi, si l'augmentation d'une ressource (ex. : nutriments) peut entraîner une diminution d'une autre ressource (ex. : lumière), on ne pourrait s'attendre à une augmentation de la susceptibilité à l'invasion étant donné que la lumière devient alors un facteur limitant. En tenant compte de cette proposition, l'hypothèse montre une excellente robustesse, mais elle demeure controversée (Davis, 2009).

1.2 Le roseau commun envahisseur

Le roseau commun (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel; Poaceae) est une plante cosmopolite dont la distribution géographique s'étend sur tous les continents à l'exception de l'Antarctique (Clevering et Lissner, 1999; Haslam, 2010). Parfois considérée comme étant l'angiosperme la plus largement distribuée sur la planète (Cronk et Fennessy, 2001; Mal et Narine, 2004; Haslam, 2010), le roseau commun est indigène à l'Amérique du Nord, comme en témoignent des fragments datant de plusieurs milliers d'années et conservés dans les sols (Orson, 1999). Sur le continent nord-américain, ce n'est toutefois que depuis le 20^e siècle que l'on constate une expansion importante de l'espèce (Orson, 1999), menant à l'apparition de peuplements monospécifiques denses. Ces derniers peuvent réduire la biodiversité (Chambers *et al.*, 1999; Keller, 2000; Bertness *et al.*, 2002; Silliman et Bertness, 2004; Hunter *et al.*, 2006; Minchinton *et al.*, 2006), entraîner la perte ou la dégradation d'habitats fauniques (Chambers *et al.*, 1999; Weinstein et Balletto, 1999; Able *et al.*, 2003; Fell *et al.*, 2006; Chambers *et al.*, 2012) et avoir des impacts sur les cycles biogéochimiques dans les marais (Meyerson *et al.*, 1999; Windham et Lathrop, 1999; Meyerson *et al.*, 2000; Findlay *et al.*, 2003; Windham et Ehrenfeld, 2003).

Le roseau commun connaît depuis une centaine d'années une expansion particulièrement prononcée dans les milieux humides de la côte est américaine (Chambers *et al.*, 1999) et est généralement considéré comme l'une des plantes envahissantes les plus problématiques sur le continent (Marks *et al.*, 1994b; Chambers *et al.*, 1999; Galatowitsch *et al.*, 1999; Catling, 2005). Sa présence est également bien affirmée dans la région des Grands Lacs (Wilcox *et al.*, 2003; Trebitz et Taylor, 2007; Tulbure *et al.*, 2007; Whyte *et al.*, 2008), du Great Salt Lake en Utah (Kettenring *et al.*, 2013; Long, 2014) ainsi que de plus en plus dans les marais d'eau douce québécois (Hudon *et al.*, 2005; Lelong et Lavoie, 2014) et ailleurs à l'intérieur du continent (Saltonstall, 2002).

Suite à des analyses génétiques, ce n'est qu'en 2002 que la nature exotique de l'envahisseur a été dévoilée (Saltonstall, 2002) et il a été établi qu'au moins quatorze haplotypes de roseau indigènes côtoient un haplotype introduit (M), ce dernier étant grandement associé aux invasions observées (Saltonstall, 2002, 2003a, 2003b). Cet haplotype exotique aurait été introduit d'Eurasie sur la côte Atlantique américaine au début du 19^e siècle et serait maintenant l'haplotype le plus largement distribué en Amérique du Nord (Saltonstall, 2002). Plus vigoureux que les haplotypes indigènes (Mozdzer *et al.*, 2013), l'haplotype introduit forme des peuplements qui éclipsent par phénomène de compétition les autres plantes de marais (Vasquez *et al.*, 2005; League *et al.*, 2006; Mozdzer et Zieman, 2010; Mozdzer *et al.*, 2010).

Le Québec se situe à la limite septentrionale de distribution du roseau dans l'est de l'Amérique du Nord. L'haplotype M du roseau serait présent dans la province depuis au moins 1916 (Lelong *et al.*, 2007). Il était à ce moment rare et confiné aux rives du fleuve Saint-Laurent. Il en est demeuré ainsi jusqu'aux années 1970, alors qu'il aurait profité des perturbations associées au développement du réseau autoroutier (asphaltage et fossés de drainage associés) pour se propager rapidement dans les milieux humides et à l'intérieur des terres dans la province (Lelong *et al.*, 2007; Brisson *et al.*, 2010). En 1950, on estimait que 92% des populations de roseau au Québec étaient indigènes. En 2000, la proportion de populations dominées par l'haplotype M a grimpé à 95% (Lelong *et al.*, 2007); un chiffre qui est maintenant de 99% en bordure des autoroutes (Jodoin *et al.*, 2008). Cet haplotype est de nos jours largement distribué le long du réseau routier du sud du Québec et son expansion se poursuit dans les milieux adjacents (Lavoie *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Maheu-Giroux et de Blois, 2005, 2007). Dans le secteur des îles de Boucherville, près de Montréal, la superficie occupée par l'envahisseur est passée de moins de 1 ha en 1980 à plus de 30 ha en 2002, ce qui correspond à une croissance annuelle moyenne d'environ 18% (Hudon *et al.*, 2005). Depuis, l'analyse d'images satellites a révélé qu'il a continué son avancée, occupant en 2010 pas moins de 86 ha dans les milieux humides riverains (Tougas-Tellier, 2013). Cette roselière, la plus vaste au Québec, est toutefois de faible envergure en comparaison à celles observées en sol américain, où les populations de roseau envahisseur occupent dans certains cas des milliers d'hectares (Balletto *et al.*, 2005; Long, 2014). En sol québécois, la plante n'aurait fort probablement pas fini son expansion (Tougas-Tellier, 2013).

1.2.1 Écologie du roseau commun envahisseur

Le roseau commun envahisseur (haplotype M) est une graminée pérenne pouvant atteindre 6 m de hauteur (Haslam, 1972). Reconnu pour son affinité envers les milieux humides non boisés, on le trouve le plus souvent dans les milieux humides salins (Silliman et Bertness, 2004), saumâtres (Meadows et Saltonstall, 2007; McCormick *et al.*, 2010b), à eau douce (Meyerson *et al.*, 2000; Meadows et Saltonstall, 2007) ainsi que dans les fossés de drainage le long des routes (Jodoin *et al.*, 2008; Brisson *et al.*, 2010). L'haplotype M forme des peuplements denses où l'on peut trouver jusqu'à 200 tiges par mètre carré (Haslam, 1972) et où le taux d'évapotranspiration peut atteindre 5 à 13 L par jour par mètre carré, ce qui est parfois supérieur aux précipitations reçues (Mal et Narine, 2004). Les tiges, émergeant au printemps à partir d'un vaste réseau de rhizomes, font 4 à 10 mm de diamètre. Au sommet de ces dernières, l'inflorescence est constituée d'une panicule terminale d'environ 30 cm de longueur (Mal et Narine, 2004), où 500 à 2 000 graines peuvent être produites chaque année par hampe florale (Wijte et Gallagher, 1996). La plante développe une biomasse vivace importante, principalement située dans les rhizomes et les racines (Hocking, 1989). La mort annuelle des tiges aériennes crée une litière qui se décompose lentement. Cette litière peut nuire à la croissance des autres plantes en bloquant la lumière (Haslam, 1972; Minchinton *et al.*, 2006) et l'accès au sol pour les semences (Minchinton *et al.*, 2006). Elle peut aussi modifier les propriétés chimiques du sol et sa teneur en nutriments (Windham et Lathrop, 1999; Meyerson *et al.*, 2000) ainsi que sa microtopographie, ce qui peut créer un environnement plus sec (Chambers *et al.*, 1999; Windham et Lathrop, 1999; Zedler et Kercher, 2004).

L'haplotype M possède une tolérance élevée à une variété de conditions environnementales. Il peut tirer profit de variations et de perturbations naturelles (Minchinton et Bertness, 2003; Baldwin *et al.*, 2010) ou anthropiques (Havens *et al.*, 2003; Meadows et Saltonstall, 2007; Hershner et Havens, 2008; Lelong *et al.*, 2009), peut croître dans des sols ayant un pH entre 5,5 et 8,1 (Mal et Narine, 2004), supporte des niveaux de salinité modérés (Meyerson *et al.*, 2000; Haraguchi, 2014) et résiste à différents facteurs de stress (Hershner et Havens, 2008). Il tolère également les fluctuations du niveau de l'eau et peut même en profiter pour prendre de l'expansion (Wilcox *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Whyte *et al.*, 2008; Tulbure et Johnston, 2010). Les modifications à l'hydrologie causées par les routes, les barrages et les fossés semblent d'ailleurs faciliter les invasions (Bart et Hartman, 2000, 2003; Burdick et Konisky, 2003; Maheu-Giroux et de Blois, 2007; Johnston *et al.*, 2008) et la présence de l'envahisseur est corrélée avec les développements effectués près des milieux humides (King *et al.*, 2007) et des zones côtières (Bertness *et al.*, 2002; Silliman et Bertness, 2004).

1.2.1.1 Mode de propagation

L'haplotype M se propage de façon sexuée par le biais des semences et de façon végétative au moyen de ses stolons et rhizomes.

Reproduction sexuée

On a longtemps pensé que l'haplotype M était incapable de produire des semences viables au Québec, avant que des preuves de sa reproduction sexuée en sol québécois n'ait été montrées il y a quelques années (Brisson *et al.*, 2008). Des analyses ont depuis révélé que le phénomène serait généralisé dans la province (Belzile *et al.*, 2010), ce qui expliquerait l'expansion quasi exponentielle des populations observées à plusieurs endroits (Hudon *et al.*, 2005; Maheu-Giroux et de Blois, 2007; LeBlanc *et al.*, 2010). La reproduction sexuée a également été confirmée à plusieurs autres endroits en Amérique du Nord (McCormick *et al.*, 2010a; Kettenring *et al.*, 2011; Kirk *et al.*, 2011) et il est maintenant clair que ce mécanisme est prépondérant pour l'initiation de nouvelles populations (LeBlanc *et al.*, 2010; Kettenring et Mock, 2012).

Petites, légères et nombreuses, les semences de la plante sont facilement disséminées par le vent et l'eau (Wijte et Gallagher, 1996) et vont germer de façon optimale sur un sol humide, mais non inondé, à une température idéale de 25 à 35 °C (Mal et Narine, 2004). Les semences germent moins bien dans des conditions salines (Haraguchi, 2014) et leur persistance dans le réservoir de semences du sol serait généralement de moins d'une année (Baldwin *et al.*, 2010). Moins de 10% des semences seraient par ailleurs viables (Maheu-Giroux et de Blois, 2007), mais celles-ci peuvent être tenues responsables de l'établissement de nouvelles populations géographiquement distantes (Albert *et al.*, en préparation). Par la suite, la propagation végétative prend le relais et permet à ces nouvelles populations d'augmenter leur superficie rapidement.

Reproduction végétative

L'haplotype M se propage de façon végétative à l'aide de ses stolons et rhizomes, ce qui permet une colonisation accélérée des lieux nouvellement envahis (Lambert *et al.*, 2010). Les stolons, pouvant atteindre une longueur de 13 m (Reznicek *et al.*, 2011), peuvent croître au rythme de 11 cm par jour et une nouvelle tige peut émerger à chaque nœud (Cronk et Fenessy, 2001). Sous le sol, l'expansion s'effectue au moyen des rhizomes et dépend de la nature plus ou moins perméable du substrat. La densité, la profondeur et le taux d'expansion des rhizomes sont donc variables d'un site à l'autre. Il n'est pas rare que les rhizomes forment un enchevêtrement dense jusqu'à 20 ou 25 cm de profondeur, mais on en trouve aussi jusqu'à 60 cm (Bart et Hartman, 2000) et la profondeur maximale atteinte serait, respectivement et

en général, de 85 et 95 cm pour les rhizomes et les racines (Moore *et al.*, 2012). Des profondeurs jusqu'à 1,5 m (Haslam, 1970; Lissner et Schierup, 1997) ont été observées, mais représentent des cas plus rares. La profondeur dépendrait notamment de la densité de la végétation présente, de la structure du substrat et de la chimie du sol (Orson, 1999). De façon latérale, les rhizomes peuvent atteindre plusieurs mètres de longueur (Tolstead, 1942) et croître au rythme de 2 m par année (Juneau et Tarasoff, 2013). En sol sablonneux, une expansion de plus 10 m en une seule saison de croissance a déjà été observée (Rice *et al.*, 2000).

1.2.2 Hypothèses de succès

Plusieurs hypothèses ont été formulées afin d'expliquer le comportement envahissant de l'haplotype M en Amérique du Nord. Ci-dessous, les principales seront examinées brièvement, à la lumière des hypothèses présentées précédemment.

Absence d'ennemis naturels (*enemy release hypothesis*)

Plus de 200 espèces (164 insectes, 7 mites, 30 champignons) associées à l'haplotype M ont été identifiées en dehors de l'Amérique du Nord et certaines de ces espèces peuvent causer des dommages importants aux populations (Tewksbury *et al.*, 2002). Parmi les insectes herbivores exotiques identifiés, seulement 21 seraient présents en sol nord-américain et leur impact sur l'envahisseur serait mineur. De plus, il semble que seulement cinq espèces d'herbivores indigènes à l'Amérique du Nord s'en nourrissent et leur impact ne serait pas non plus très important (Tewksbury *et al.*, 2002). La présence de microorganismes pathogènes pourrait également jouer un rôle important dans le processus d'invasion. Dans son aire de répartition d'origine, un bon nombre de champignons et d'oomycètes pathogènes ont été décrits en association avec l'haplotype M (Neubert *et al.*, 2006; Nechwatal *et al.*, 2008a; Wielgoss *et al.*, 2009; Nelson et Karp, 2013) et certains contribueraient au déclin de roselières en Europe (Nechwatal *et al.*, 2008b). Plusieurs de ces pathogènes se trouvent toutefois également en Amérique du Nord et l'impact de leur présence sur les invasions de roseau n'est pas encore démontré (Crocker *et al.*, 2015).

Disponibilité des ressources (*fluctuating resources hypothesis*)

L'haplotype M est bien adapté aux conditions où les ressources, notamment l'azote, sont abondantes (Bertness *et al.*, 2002; Rickey et Anderson, 2004; Mozdzer *et al.*, 2010), et il a été suggéré qu'il n'est devenu un bon compétiteur en Amérique du Nord que lorsque les conditions environnementales lui sont devenues favorables (Mozdzer et Zieman, 2010). La disponibilité de l'azote, qui a grimpé dramatiquement depuis 150 ans (Galloway *et al.*, 2004), serait peut-être la plus notable de ces conditions. Cette affinité pour les ressources abondantes n'est pas partagée par toutes les plantes : le roseau indigène

à l'Amérique du Nord, notamment, serait plutôt spécialisé pour des conditions plus pauvres et ne serait pas physiologiquement bien adapté à exploiter de larges quantités de ressources (Mozdzer et Ziemann, 2010). Dans le contexte d'une grande abondance de ressources, l'haplotype M pourrait donc avoir un avantage compétitif. Lelong *et al.* (2007) ont aussi avancé que la très grande abondance de la ressource en habitats (larges talus routiers) serait peut-être responsable de la prolifération de la plante dans le nord-est américain. Il y a bien sûr des routes en Europe, mais faute de place, les talus y sont bien moins larges, pour ne pas dire inexistantes.

Autres hypothèses

Selon l'hypothèse des armes nouvelles (*novel weapons hypothesis*), certaines espèces introduites produisent des composés biochimiques inédits à leur lieu d'introduction, pouvant nuire à la croissance et la survie des organismes indigènes, non familiers à ces composés ou à leurs sous-produits (Callaway et Ridenour, 2004). Il a été suggéré qu'une phytotoxine sécrétée par l'haplotype M, l'acide gallique, pourrait avoir de telles conséquences négatives sur les autres plantes (Rudrappa *et al.*, 2007; Rudrappa et Bais, 2008), ce qui serait exacerbé par un produit issu de sa photodégradation (Rudrappa *et al.*, 2009). L'haplotype M produirait également une haute concentration de gallotannins, composés libérant de l'acide gallique supplémentaire lorsqu'attaqués par l'enzyme tannase, produite en abondance par plusieurs plantes et microorganismes indigènes, qui contribueraient ainsi malgré eux à l'envahissement (Bains *et al.*, 2009). Les recherches concernant l'allélopathie de l'haplotype M ne sont toutefois pas concluantes. Bien que les extraits provenant de la plante semblent nuire à la germination et la croissance de plantes voisines (Uddin *et al.*, 2013), une étude a conclu que l'acide gallique et les gallotannins ne seraient pas présents en concentration suffisante dans les rhizomes et le feuillage de la plante pour nuire aux compétiteurs (Weidenhamer *et al.*, 2013). À ce jour, l'importance de l'allélopathie dans le processus d'invasion de l'haplotype M n'a pas été démontrée.

Récemment, une hypothèse supplémentaire a été formulée, suggérant que le potentiel envahisseur de la plante pourrait être relié à des relations symbiotiques que la plante entretient avec des endophytes, des microorganismes vivant à l'intérieur de ses structures (Fischer et Rodriguez, 2013; Kowalski *et al.*, 2015). Ces endophytes procureraient un avantage compétitif à l'haplotype M en permettant une meilleure croissance ainsi qu'une protection accrue face à une variété de conditions et de maladies. Des travaux de recherche visant à comprendre et identifier ces relations symbiotiques sont en cours.

1.3 La lutte au roseau commun envahisseur

L'haploïtype M est l'objet de campagnes d'éradication depuis près de 40 ans (Riemer, 1976; Boone *et al.*, 1987). Aux États-Unis, une étude récente a révélé que 94% des gestionnaires de milieux naturels sondés ont utilisé, de 2005 à 2009, des herbicides afin de gérer l'envahisseur, faisant de cette méthode le fer de lance dans la majorité des efforts de lutte. Les autres méthodes les plus fréquemment utilisées étaient, dans l'ordre, le fauchage, le brûlage, l'arrachage manuel, l'inondation et le passage d'une herse à disques (Martin et Blossey, 2013). Ci-après, les approches de gestion les plus populaires seront discutées, à la lumière de la documentation actuellement disponible.

1.3.1 Herbicides

Deux ingrédients actifs, systémiques et à large spectre, sont généralement reconnus pour leur efficacité contre le roseau commun, soit le glyphosate et l'imazapyr (Tu *et al.*, 2001; Avers *et al.*, 2007; Derr, 2008a; Mozdzer *et al.*, 2008; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2011). Le triclopyr (Derr, 2008b; Cheshier *et al.*, 2012) et la fosamine (Derr, 2008b) seraient également efficaces, mais dans une moindre mesure.

Plusieurs études ont conclu que l'imazapyr serait plus efficace que le glyphosate pour la gestion du roseau (Kay, 1995; Derr, 2008b; Mozdzer *et al.*, 2008). En augmentant considérablement la concentration de glyphosate, il serait toutefois possible d'obtenir des résultats similaires ou supérieurs (Back et Holomuzki, 2008; Back *et al.*, 2012). L'imazapyr est par ailleurs reconnu comme étant beaucoup plus dispendieux que le glyphosate, mais son utilisation en alternance avec ce dernier pourrait fournir une meilleure maîtrise que le glyphosate seul, tout en réduisant les risques de résistance et les coûts (Avers *et al.*, 2007; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2011).

Suite à une application initiale massive de glyphosate, il est possible de diminuer le couvert du roseau d'environ 90% en l'espace d'une année (Derr, 2008a). Si aucun suivi n'est effectué après cette application initiale, la plante peut toutefois reprendre sa dominance après quelques années (Ailstock *et al.*, 2001). Ainsi, bien qu'une application massive permette de réduire le couvert occupé et contribuer au rétablissement d'espèces indigènes à court terme, des applications de suivi sont nécessaires pour maintenir les résultats, sans toutefois garantir l'éradication, comme en témoignent de nombreuses études (Kay, 1995; Moreira *et al.*, 1999; Warren *et al.*, 2001; Turner et Warren, 2003; Back et Holomuzki, 2008; Carlson *et al.*, 2009; Lombard *et al.*, 2012). Ces applications de suivi continues peuvent être exigeantes en temps et en argent (Culliney, 2005), mais à moyen et long terme, les coûts ainsi et que les quantités d'herbicides utilisés peuvent être en décroissance (Lombard *et al.*, 2012) et être moindres que pour des

applications massives plus espacées (Turner et Warren, 2003). L'éradication n'est toutefois pas envisageable dans tous les cas et des dépistages et suivis annuels peuvent être requis perpétuellement (Back et Holomuzki, 2008; Lombard *et al.*, 2012).

Une multitude d'expériences ont été effectuées avec l'application du glyphosate à différents moments de l'année (Moreira *et al.*, 1999), avec des résultats variés. L'application semble être plus efficace l'automne (Cross et Fleming, 1989; Moreira *et al.*, 1999; Ailstock *et al.*, 2001; Derr, 2008a), bien qu'une application durant l'été (Riemer, 1976; Derr, 2008b; Mozdzer *et al.*, 2008; Kettenring *et al.*, 2013) ou au printemps (Moreira *et al.*, 1999) semble aussi avoir un effet. Se préparant pour la dormance à l'automne, la plante accumule alors des ressources énergétiques et les expédie vers ses rhizomes (Fiala, 1976), ce qui peut contribuer à la translocation de l'ingrédient actif vers le réseau racinaire et à augmenter ainsi les probabilités de mortalité (Norris *et al.*, 2002; Derr, 2008a). Compte tenu de la longue saison de croissance de l'haplotype M (League *et al.*, 2006), qui dépasse celle de la plupart des espèces indigènes, une application automnale peut par ailleurs être effectuée lorsque la plupart des espèces à feuilles caduques présentes au voisinage sont en dormance, ce qui diminue le risque d'effets hors cible. L'application est aussi facilitée par le fait que le feuillage de la plante est à ce moment très abondant (Ailstock *et al.*, 2001; Norris *et al.*, 2002). Une étude a néanmoins rapporté qu'un traitement en début de saison de croissance (juin) pourrait être jusqu'à 20% plus efficace qu'un traitement en septembre (Mozdzer *et al.*, 2008). D'autres études suggèrent qu'une application l'été est assez équivalente à celle de l'automne (Derr, 2008b; Kettenring *et al.*, 2013), mais il semble par contre que l'application l'été peut entraîner des effets hors cibles nuisant aux espèces indigènes. Ces effets seraient plus importants avec utilisation d'imazapyr que de glyphosate (Mozdzer *et al.*, 2008).

Certaines études ont conclu que le fauchage précédent (Monteiro *et al.*, 1999; Rapp *et al.*, 2012) ou suivant (Rapp *et al.*, 2012) une application d'herbicides donnerait de meilleurs résultats qu'une application d'herbicides sans fauchage. En théorie, une fauche effectuée avant une application d'herbicides permettrait d'éliminer la biomasse aérienne morte et de mieux exposer à l'air libre l'ensemble des tiges vivantes, améliorant ainsi l'uniformité d'une application subséquente d'herbicide. Une fauche suivant un traitement permettrait pour sa part d'extraire les tiges tuées par l'herbicide, ce qui pourrait favoriser une plus grande pénétration de la lumière et fournir plus d'espace pour le rétablissement des espèces indigènes. Toutefois, une étude menée par Derr (2008a) a conclu qu'en définitive, cette combinaison de méthodes ne fournissait pas de gains significatifs.

Les études à long terme sur l'efficacité des herbicides sont rares et il n'existe pas de recherche ayant évalué le nombre d'applications et leurs modalités afin de parvenir à l'éradication définitive de la plante.

Il a toutefois été suggéré que l'efficacité des traitements dépend probablement de la quantité de réserves souterraines de la plante, des conditions abiotiques et de la précision des applications effectuées (Hazelton *et al.*, 2014).

1.3.2 Approches mécaniques

1.3.1.1 Fauchage

Une fauche unique ne procure qu'un effet temporaire. Après une fauche, on observe généralement une réduction de la taille des tiges (Haslam, 1971a; Cross et Fleming, 1989; Cowie *et al.*, 1992; Ostendorp, 1999; Warren *et al.*, 2001), de leur diamètre (Buttler, 1992; Ostendorp, 1995) et de la biomasse aérienne (Asaeda *et al.*, 2006), mais en revanche, la densité des tiges augmente fortement à court terme (Haslam, 1971a; Cross et Fleming, 1989; Buttler, 1992; Cowie *et al.*, 1992; Ostendorp, 1995, 1999; Warren *et al.*, 2001). S'il n'y a pas répétition du fauchage, l'haploïtype M reprend sa dominance au plus deux ou trois années après le traitement (Cross et Fleming, 1989; Vestergaard, 1994; Warren *et al.*, 2001; Asaeda *et al.*, 2006; Rapp *et al.*, 2012). Effectuée l'été avant la floraison, une fauche peut toutefois empêcher la production de semences, ce qui peut limiter la quantité de graines disséminées vers de nouveaux sites (Carlson *et al.*, 2009). La répétition du régime de fauches accentuerait l'effet de cette méthode et une fauche aux deux semaines fournirait les meilleurs résultats (Derr, 2008a). La fin du régime de fauches entraîne toutefois le retour de la plante comme espèce dominante à plus ou moins court terme. Le fauchage sur plusieurs années semble accentuer la pression sur la plante (Güsewell, 2003), mais la littérature scientifique ne rapporte pas beaucoup d'expériences de ce genre.

1.3.1.2 Arrachage manuel

L'arrachage à la main avec des outils manuels peut être recommandé lorsque l'infestation est récente et petite et que l'on peut disposer de tous les fragments arrachés de façon sécuritaire (Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2011). Il s'agit d'une méthode qui peut s'avérer très laborieuse et qui a le désavantage de perturber le sol, rendant le terrain propice à une nouvelle invasion. Associée à un dépistage précoce, cette méthode peut toutefois être la meilleure, particulièrement lorsque les autres méthodes potentielles sont plus ou moins praticables. Dans la région de Québec, cette méthode a été utilisée sur le littoral de la rivière Saint-Charles et les résultats préliminaires semblent prometteurs (Coupal, 2014).

1.3.1.3 Excavation mécanique

L'excavation mécanique d'une population entière représente une avenue efficace, mais également très onéreuse (Hazelton *et al.*, 2014). Cette méthode permet d'extraire efficacement et définitivement le roseau, à condition de réussir à extirper la totalité des tissus, ce qui inclut les rhizomes et les racines pouvant atteindre 1,5 m de profondeur (Haslam, 1970; Lissner et Schierup, 1997). Outre son coût élevé, le principal problème associé à cette méthode est la disposition des sols contaminés avec des rhizomes de roseau. Les solutions possibles (enfouissement à grande profondeur, incinération) sont extrêmement coûteuses, et même impossibles à mettre en œuvre faute d'installations ou d'équipements adéquats.

1.3.1.4 Bâchage

Le bâchage consiste en l'installation d'une membrane au-dessus de la surface traitée afin de causer la mort de la plante située en dessous. Le mécanisme est probablement lié à la diminution des ressources (lumière, nutriments, eau, etc.) qui s'en suit et au stress direct (hausse de la température, réduction des échanges gazeux, etc.) infligé à la plante. Le bâchage peut être effectué avec des toiles opaques, transparentes, ainsi qu'avec des matériaux imperméables ou non.

Lorsque la membrane utilisée est opaque, l'ensoleillement est bloqué (Tu *et al.*, 2001), tandis qu'une membrane transparente laisse entrer un peu plus de lumière, ce qui augmente davantage la température sous la toile (Horowitz *et al.*, 1983). Bien qu'une hausse importante de température puisse permettre de tuer les plantes, semences, pathogènes et insectes en surface (Tu *et al.*, 2001), l'effet sur le roseau se limite probablement aux rhizomes situés plus en surface et non aux rhizomes plus en profondeur (Kiviat, 2006). Une population de roseau bien établie pouvant avoir un matelas de rhizomes sur plusieurs dizaines de centimètres de profondeur (Moore *et al.*, 2012), l'effet de la hausse de température sur la plante est donc fort probablement limité.

Le bâchage est une technique exigeante en main d'œuvre et est limité aux petites populations (Kiviat, 2006; Hazelton *et al.*, 2014). Peu d'études ont analysé son efficacité contre l'haplotype M. Les études disponibles font état de résultats variables (Dawson et Hallows, 1983; Boone *et al.*, 1988; Willcox, 2013). En Angleterre, où l'haplotype M n'est pas envahissant, une étude a rapporté une éradication totale de la plante dans un ruisseau peu profond après seulement 12 semaines de bâchage (Dawson et Hallows, 1983). Une étude en Caroline du Nord, après deux mois de bâchage, n'a toutefois relevé qu'une baisse de la densité des tiges de 49% dans trois des quatre parcelles étudiées (Boone *et al.*, 1987). Au Connecticut, l'installation de bâches pendant une ou deux saisons de croissance n'a pas entraîné l'éradication de la plante, bien qu'un effet sur la vigueur de la plante ait été observé (Willcox, 2013).

Dans le sud du Québec, après une coupe et une scarification, l'installation d'une toile pendant une année a permis d'éradiquer la grande majorité des tiges (Patrick Boivin, communication personnelle).

Il est fort probable que le moment de l'année où la toile est installée ainsi que la durée pendant laquelle la toile est maintenue en place sont des paramètres importants à prendre en considération pour une meilleure efficacité du bâchage. Les propriétés de la toile sélectionnée, les conditions environnementales sur le site et la qualité du suivi effectué sont également des éléments qui semblent importants. Le bâchage entraîne par ailleurs certains impacts non négligeables. Il induit notamment dans le sol des changements physiques, biologiques et chimiques qui sont importants et qui peuvent durer jusqu'à deux ans. Une fois la toile enlevée, le traitement laisse un sol nu, propice à de nouvelles invasions (Tu *et al.*, 2001; Kiviat, 2006).

1.3.3 Compétition végétale

Les études portant sur la gestion des plantes envahissantes mettent généralement l'emphasis sur la maîtrise des envahisseurs et tiennent peu compte du rétablissement des communautés végétales après coup (Kettenring et Reinhardt Adams, 2011). Les études sur le roseau commun envahisseur en Amérique du Nord ne font pas exception (Hazelton *et al.*, 2014), bien que l'importance des communautés végétales restaurées comme freins aux nouvelles invasions soit pourtant bien documentée (Levine et D'Antonio, 1999; Kennedy *et al.*, 2002; de Blois *et al.*, 2004; Simmons, 2005; Reinhardt Adams et Galatowitsch, 2008; Perry *et al.*, 2009).

1.3.3.1 Ensemencements

En ensemençant des espèces compétitives dans les lits de germination propices aux graines de roseau exotique, il serait possible de freiner le développement des semis de l'haplotype M. Des travaux, basés sur la résistance biotique, ont permis d'appuyer cette hypothèse (Byun *et al.*, 2013, 2014) et de déterminer des mélanges de semences particulièrement résistants à l'établissement des semis. Un ensemençement approprié permettrait ainsi d'accaparer rapidement les ressources disponibles. Les niches écologiques disponibles étant toutes occupées, cela aurait pour résultat de stopper l'essor des semis de l'envahisseur, peu compétitifs à ce stade de leur développement. Il s'agirait donc d'une méthode de prévention efficace.

1.3.3.2 Plantations

Au même titre que les ensemençements de plantes herbacées, la plantation d'arbustes pourrait aussi freiner l'établissement de l'envahisseur en faisant compétition pour la lumière. Dans le sud du Québec,

les données recueillies le long des corridors routiers tendent à appuyer cette hypothèse (Albert *et al.*, 2013) et suggèrent que la plantation d'espèces ligneuses pourrait contribuer à freiner l'expansion de la plante. Le roseau commun est en effet une espèce intolérante à l'ombre : en zone ombragée, les tiges diminuent en densité et en hauteur, et génèrent moins d'inflorescences. L'haplotype M peut donc être affaibli par l'ombrage créé par des arbustes (Haslam, 1971b; Ostendorp, 1989). Un tel phénomène a déjà été constaté sur le terrain par Havens *et al.* (2003), qui ont observé une corrélation entre la progression de massifs arbustifs et le retrait de populations de l'envahisseur. Les plantations pourraient donc constituer une avenue intéressante pour la prévention des invasions, et possiblement leur confinement. Cela étant, ce serait peut-être surtout efficace dans le cadre d'une lutte à l'établissement de nouveaux individus par graines, car c'est surtout dans sa première année de vie que le roseau est particulièrement intolérant à l'ombre.

1.3.4 Autres approches

1.3.4.1 Brûlage

Le brûlage n'affecte la vigueur de l'haplotype M que si les tissus souterrains sont endommagés (Marks *et al.*, 1994b). Or, le brûlage n'affecte typiquement que les parties aériennes et épargne les rhizomes et les racines enfouis dans le sol (Ailstock *et al.*, 2001). Ce traitement permet toutefois d'éliminer la litière accumulée ainsi que la biomasse aérienne, ce qui augmente la lumière disponible au sol et peut ainsi favoriser l'établissement des espèces indigènes à court terme (Thompson et Shay, 1989; Cowie *et al.*, 1992; Ailstock *et al.*, 2001; Tu *et al.*, 2001; Kimura et Tsuyuzaki, 2011). Le brûlage entraîne par contre une augmentation de la densité des tiges de roseau (Haslam, 1971a; Thompson et Shay, 1985; Cowie *et al.*, 1992) et s'il n'est pas répété ou associé à une autre méthode, il ne produirait qu'un effet temporaire qui peut même, à terme, favoriser une plus grande dominance de la plante (Ailstock *et al.*, 2001; Avers *et al.*, 2007; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2011). Le roseau est par ailleurs considéré comme extrêmement inflammable, particulièrement dans les périodes sèches (Marks *et al.*, 1994a). Son brûlage à grande échelle peut relâcher une quantité importante de dioxyde de carbone et de particules (Janhäll *et al.*, 2009), ce qui peut imposer des contraintes lorsque les interventions sont effectuées près de zones habitées, sans compter les risques de propagation de l'incendie (Christensen, 2011).

Une méthode commune pour la gestion du roseau envahisseur en Amérique du Nord consiste en l'application massive d'herbicides, suivie du brûlage puis de l'application ciblée du produit toxique les saisons suivantes (Avers *et al.*, 2007). L'application initiale d'herbicides entraîne la mortalité d'un grand pourcentage de tiges, tandis que le brûlage subséquent permet d'éliminer la biomasse aérienne morte et

favorise ainsi le rétablissement d'autres espèces. Des études suggèrent en effet que laisser cette litière sur place après un traitement affecte négativement la croissance des autres espèces (Haslam, 1972; Windham et Lathrop, 1999; Ailstock *et al.*, 2001; Findlay *et al.*, 2003; Kettenring *et al.*, 2013). En revanche, l'extraction de la litière permettrait d'augmenter la quantité de lumière disponible et favoriserait le rétablissement des plantes indigènes (Holdredge et Bertness, 2011; Breen *et al.*, 2014). L'efficacité du brûlage dépendrait en grande partie de sa sévérité; un brûlage sévère résultant en une meilleure combustion de la litière favoriserait le retour d'une grande diversité floristique (Kimura et Tsuyuzaki, 2011).

1.3.4.2 Inondation

Des conditions d'inondation persistantes nuisent à l'établissement et à la progression des populations de roseau (Vestergaard, 1994; Armstrong *et al.*, 1999; Amsberry *et al.*, 2000) et il ne suffit que de quelques centimètres d'eau afin d'empêcher la germination des semences de l'envahisseur (Baldwin *et al.*, 2010). Par exemple, dans le secteur des îles de Boucherville, il a été observé que la progression d'un clone peut être freinée par un niveau d'eau d'au moins 50 cm au-dessus du sol et qu'une inondation de plus de 100 jours permettrait de ralentir l'expansion de ces clones (Hudon *et al.*, 2005). Les périodes de bas niveau d'eau favorisent pour leur part l'expansion de la plante vers des secteurs autrement difficiles à coloniser (Wilcox *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Whyte *et al.*, 2008; Tulbure et Johnston, 2010). Associée à la fauche, l'inondation semble causer un stress important à la plante (Hellings et Gallagher, 1992; Vestergaard, 1994; Rolletschek *et al.*, 2000; Asaeda *et al.*, 2003; Smith, 2005; Russell et Kraaij, 2008), particulièrement en milieu salin (Hellings et Gallagher, 1992; Asaeda *et al.*, 2003; Russell et Kraaij, 2008). Ceci serait dû à une réduction considérable de l'efficacité de ventilation de la rhizosphère, créant un stress hypoxique important (Rolletschek *et al.*, 2000).

1.3.4.3 Lutte biologique classique

Aucun agent de lutte biologique n'est pour l'instant autorisé en Amérique du Nord pour contrer l'haplotype M. La recherche à ce niveau est toutefois récente, n'ayant débuté de façon structurée qu'à la fin des années 1990 (Tewksbury *et al.*, 2002). Dans une étude visant à investiguer des agents de lutte potentiels, quatre lépidoptères reconnus comme étant les noctuelles foreuses de tiges les plus abondantes sur le roseau en Europe ont été analysés, soit *Archanara geminipuncta*, *A. dissoluta*, *A. neurica* et *Arenostola phragmitidis*. En se basant sur leur impact, leur abondance sur le terrain et leur distribution dans leur aire d'origine, les chercheurs ont déterminé que *A. geminipuncta* représentait l'agent de lutte le plus prometteur (Häfliger *et al.*, 2006a). L'efficacité de cet insecte quant à la réduction de la biomasse

aérienne du roseau a également été démontrée (Häfliger *et al.*, 2006b). Il semble donc constituer un bon agent potentiel de lutte biologique, mais sa spécificité envers l'haplotype M reste à démontrer.

Le potentiel de l'espèce *Platycephala planifrons*, un insecte de la famille des Chloropidae largement distribué en Eurasie, a également été étudié et a permis de conclure que les dommages causés par les larves de l'insecte pouvaient entraîner une réduction importante de la biomasse aérienne. L'insecte a toutefois peu tendance à s'attaquer au roseau dans son aire de répartition d'origine, étant typiquement associé aux milieux secs, et non humides, ce qui ne correspond pas aux préférences du roseau exotique, surtout installé en milieu humide (Häfliger *et al.*, 2005). La spécificité de l'insecte n'est pas non plus confirmée.

1.3.4.4 Broutage par larges herbivores

Le roseau commun est utilisé comme plante fourragère en Europe et en Asie (Thevs *et al.*, 2007; Huhta, 2009; White, 2009) et serait comestible pour le bétail lorsque les tiges sont jeunes et tendres (Leithead *et al.*, 1971; Haslam, 1972; Hall et Hansen, 1997). La teneur en protéines serait généralement faible (Dittberner *et al.*, 1984), particulièrement dans les tiges, mais serait plus élevée dans les feuilles (Kirby *et al.*, 1989); sa valeur énergétique serait moyenne (Dittberner *et al.*, 1984). Le roseau présenterait une digestibilité et une teneur en minéraux suffisantes lorsque les tiges sont jeunes (Bokdam, 2003). Sa digestibilité serait comparable à celle de la paille de blé et du foin, et il aurait une concentration particulièrement élevée en azote, en magnésium, en potassium et en manganèse (Baran *et al.*, 2002). Les jeunes tiges de roseau auraient aussi un bon ratio de fibres et de protéines, et pourraient constituer un fourrage de qualité (Duncan et D'Herbès, 1982), pouvant être intégré à la diète équilibrée du bétail (Vulink et Drost, 1991).

Le broutage est parfois utilisé pour la gestion du roseau en Europe (Vulink *et al.*, 2000; Poulin *et al.*, 2010; Vulink *et al.*, 2010) et quelques études suggèrent que cette méthode peut réduire considérablement la dominance de la plante (Van Deursen et Drost, 1990; Mesléard *et al.*, 1999), particulièrement dans les sites submergés (Duncan et D'Herbès, 1982; Korner, 2013). Cela étant, peu d'études portant sur la gestion de l'haplotype M par le broutage ont été effectuées en sol nord-américain. Au New Jersey, une étude dans des pâturages abandonnés a permis de conclure que le broutage pouvait être bénéfique pour la maîtrise du roseau exotique et l'établissement d'une communauté végétale de remplacement diversifiée (Tesauro et Ehrenfeld, 2007). Au Maryland, un chercheur a pu constater que le broutage avec des chèvres dans des milieux humides permettait de réduire la taille, la densité et la biomasse des tiges de roseau tout en augmentant la diversité végétale, mais qu'en revanche, ceci entraînait une augmentation considérable des taux d'azote et de phosphore dans l'eau ainsi qu'une baisse des taux de phosphore

solubles dans le sol (Brundage, 2010). Dans la région du Great Salt Lake en Utah, une étude est actuellement en cours afin d'évaluer le potentiel du broutage par le bétail pour la maîtrise du roseau et la restauration de milieux humides (Karin Kettenring, communication personnelle).

1.4 La lutte intégrée au roseau commun

Face à une problématique d'envahissement, la sélection des actions à entreprendre doit s'effectuer autant en fonction de l'efficacité des méthodes de lutte que de leur faisabilité. L'efficacité d'une méthode dépend notamment de sa capacité technique à fournir des résultats à court et long terme, de son coût et de ses impacts. La faisabilité est quant à elle tributaire de l'acceptabilité sociale, des ressources financières et humaines disponibles et des considérations légales associées à la méthode (Gangbazo, 2004; Benoit, 2012; Cléroux, 2013). Le contexte dans lequel se déroulent les opérations de lutte peut restreindre grandement les options disponibles. Par exemple, l'utilisation massive d'herbicides peut préoccuper sérieusement le public – quel que soit la valeur de la méthode ou son impact réel – et inciter le gestionnaire à limiter les quantités utilisées ou à utiliser des méthodes alternatives (Teal et Peterson, 2005). La législation en vigueur peut aussi limiter fortement, voire interdire, l'utilisation d'herbicides dans certains états ou à certains endroits, tels les milieux humides. Des contraintes liées au paysage et à la localisation peuvent également entraîner l'exclusion automatique de certaines méthodes tels l'inondation, le brûlage et le broutage. Afin de tenir compte de tous les critères propres au contexte, il importe d'adopter une approche de lutte intégrée (Hobbs et Humphries, 1995; van Wilgen *et al.*, 2000). La lutte intégrée est basée sur l'intégration de méthodes efficaces adaptées à l'ensemble du système afin de prévenir, d'éradiquer et contrôler les invasions de plantes tout en diminuant les impacts environnementaux (Holt, 2004).

La lutte intégrée impose, il va sans dire, une utilisation judicieuse des herbicides lorsqu'il est absolument nécessaire d'en faire usage. Les méthodes permettant de maîtriser des populations bien établies de roseau commun, tout en limitant l'utilisation d'herbicides, sont toutefois peu nombreuses, ont d'importantes limites ou ont fait l'objet de peu d'études (Hazelton *et al.*, 2014). L'excavation mécanique, par exemple, génère des déchets dont la gestion est extrêmement onéreuse, voire prohibitive. Le fauchage, de son côté, n'offre qu'une maîtrise temporaire et partielle. Quant au bâchage, la littérature scientifique actuellement disponible ne permet pas de statuer de façon claire sur son efficacité. Afin d'envisager des approches efficaces de lutte intégrée au roseau commun, la recherche et le développement de stratégies novatrices sont donc nécessaires.

1.5 Objectifs et hypothèses

Cette étude a pour but de tester l'efficacité de différentes méthodes permettant d'éradiquer, de confiner et de prévenir les invasions de roseau, tout en limitant le plus possible l'utilisation d'herbicides. Le premier objectif de ce mémoire est d'évaluer le potentiel de quatre méthodes de lutte aux petites populations de roseau bien établies. La première méthode étudiée est l'excavation mécanique avec enfouissement sur place, une méthode d'éradication novatrice visant à réduire grandement le coût de gestion des déchets d'excavation en les enfouissant directement sur le site. La seconde, le bâchage avec une toile opaque, est une méthode d'éradication qui semble prometteuse, mais qui est peu documentée dans la littérature et qui mérite donc qu'on s'y attarde davantage. La troisième méthode est une combinaison des deux premières : l'excavation avec enfouissement, suivie du bâchage. La quatrième méthode est le fauchage répété du roseau pendant deux saisons de croissance. L'étude de cette méthode servira à évaluer si la répétition du régime de fauches sur plus d'une saison peut contribuer ou non à accentuer la pression sur la plante. En appui à ces méthodes de lutte aux populations bien établies, le badigeonnage manuel d'herbicide sera également testé afin de maîtriser les tiges éparses de roseau.

Le second objectif du mémoire est d'évaluer l'effet d'un ensemencement préventif de plantes herbacées sur l'établissement du roseau dans des vastes parcelles de sol nu. Ceci permettra d'évaluer dans quelle mesure un ensemencement préventif permet de réduire la quantité de semis de roseau dans les premières années qui suivent des opérations d'ensemencement préventif effectuées sur plusieurs dizaines d'hectares de terres agricoles vouées à la renaturalisation. J'émetts l'hypothèse qu'un ensemencement de plantes herbacées réduira de manière significative le nombre de semis de roseau pouvant s'établir. J'émetts aussi l'hypothèse que si l'établissement de semis de roseau survient malgré tout, ceci aura principalement lieu lors de la première année suivant l'ensemencement des parcelles nues avec les plantes herbacées, les semis de roseau pouvant alors tirer profit d'un effet de priorité avant que le mélange semé ne puisse s'installer.

1.6 Site d'étude

Le site d'étude du projet se situe dans le parc national des Îles-de-Boucherville, une aire protégée localisée sur le fleuve Saint-Laurent au sud de l'île de Montréal, sur le territoire de la Ville de Boucherville (Canada). Ce parc national, géré par la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), est composé d'un archipel de cinq îles couvrant une superficie d'environ 8 km² (Annexe 1).

Sur les deux plus grandes îles de cet archipel, l'île Grosbois et l'île de la Commune, la culture à grande échelle de maïs et de soya est pratiquée depuis de nombreuses années et l'est encore aujourd'hui dans certains secteurs. Depuis 2008, le parc a toutefois entamé la conversion en milieux naturels de la totalité des 248 ha de terres agricoles sur son territoire. Se déroulant en trois phases, cette conversion a été amorcée sur une superficie de 64 ha en 2008-2009, tandis que 42 ha supplémentaires ont été convertis en 2012-2013. La conversion des 142 ha résiduels est prévue pour 2016-2017. L'Annexe 2 illustre la cartographie des parcelles associées aux trois phases de conversion.

Les îles de Boucherville abritent la plus vaste roselière actuellement présente en sol québécois (Tougas-Tellier, 2013). Principalement trouvé dans les milieux riverains du secteur, le roseau ne s'y cantonne toutefois pas et on le voit fréquemment dans les parcelles agricoles adjacentes. Au moment de la conversion de ces parcelles en milieux naturels, celles-ci sont caractérisées par de vastes champs de sol nu traversés par des fossés de drainage dans lesquels le roseau est fréquemment observé (Figure 1).



Figure 1. Photographie du site d'étude, mai 2013, montrant un champ au moment de la conversion après plusieurs années de mise en culture. Le champ est bordé d'un fossé de drainage envahi par le roseau commun (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

Le risque d'invasion par le roseau constitue une menace importante sur ces anciennes parcelles agricoles. D'une part, les vastes champs de sol nu constituent un terreau propice à l'établissement de semis de roseau. D'autre part, les champs et fossés sont également menacés par l'avancée végétative des populations de roseau déjà présentes dans les fossés agricoles. En l'absence d'intervention, il ne fait aucun doute que le roseau gagnera du terrain.

Ceci constitue le contexte idéal afin d'étudier de quelles façons il peut être possible, à différentes échelles, de lutter contre les invasions de roseau. Dans ce projet de recherche, les vastes champs agricoles ont servi de terrain d'étude afin d'évaluer dans quelle mesure un ensemencement préventif de plantes herbacées peut freiner l'établissement des semis de roseau. Le site fournit également l'opportunité d'examiner les méthodes permettant d'éradiquer ou de confiner les populations de roseau déjà bien établies dans les fossés, à plus petite échelle, dans un contexte de lutte intégrée où l'utilisation d'herbicides est fortement restreinte. Le chapitre suivant porte sur l'étude de ces méthodes de lutte à l'échelle des fossés.

Chapitre 2 : Évaluation du potentiel de méthodes de lutte aux petites populations de roseau

2.1 Introduction

Face aux invasions de roseau, la meilleure stratégie à entreprendre en tout premier lieu est d'empêcher l'établissement de la plante. Toutefois, si le roseau est déjà présent et qu'il menace de prendre de l'expansion, agir tôt afin de l'éradiquer ou le confiner est tout aussi important. En outre, plus les populations de roseau seront vastes, plus les coûts associés aux interventions seront importants et moins bonnes seront les probabilités d'éradication. La suppression des petites populations devrait donc être une priorité (Moody et Mack, 1988).

L'épandage d'herbicides est l'approche la plus souvent utilisée en Amérique du Nord, autant pour lutter contre les petites que les grandes populations de roseau (Martin et Blossey, 2013; Hazelton *et al.*, 2014). Ceci ne fait toutefois pas toujours consensus, notamment en raison des risques d'impacts environnementaux et sociétaux (Teal et Peterson, 2005), et est interdit dans plusieurs contextes. Les alternatives aux herbicides sont cependant peu nombreuses et rarement étudiées. Dans ce chapitre, je chercherai à évaluer le potentiel de certaines méthodes permettant, dans un contexte de lutte intégrée, d'éradiquer ou de confiner des populations de roseau bien établies et de faible envergure. Ces méthodes sont :

- i. l'excavation mécanique avec enfouissement des résidus sur place;
- ii. le bâchage pendant une période d'environ onze mois;
- iii. l'excavation mécanique avec enfouissement sur place des résidus, suivie du bâchage;
- iv. la fauche répétée pendant deux saisons de croissance, à raison de cinq fauches par saison.

En appui à ces méthodes de lutte aux populations bien établies, une méthode additionnelle sera également étudiée pour la maîtrise des tiges éparses de roseau, soit le badigeonnage manuel d'un herbicide (glyphosate) sur le feuillage. Afin d'examiner l'ensemble de ces méthodes, deux dispositifs expérimentaux ont été mis en place dans le parc national des Îles-de-Boucherville, sur la rive sud de Montréal (Québec, Canada). Dans les pages qui suivent, je présenterai d'abord ces dispositifs ainsi que la méthodologie associée aux traitements expérimentaux, aux échantillonnages et à l'analyse des données. Par la suite, les résultats de l'étude seront dévoilés en deux parties afin de présenter les effets comparés des traitements à la fin de la première saison suivant les traitements puis après une seconde année. Enfin, les résultats de chaque méthode seront discutés individuellement.

2.2 Méthodes

2.2.1 Dispositifs expérimentaux

Dans le parc national des Îles-de-Boucherville, un dispositif expérimental principal (dispositif no 1) et un dispositif d'appoint (dispositif no 2) ont été mis en place en mai et juin 2013 sur l'île de la Commune (Figure 2).

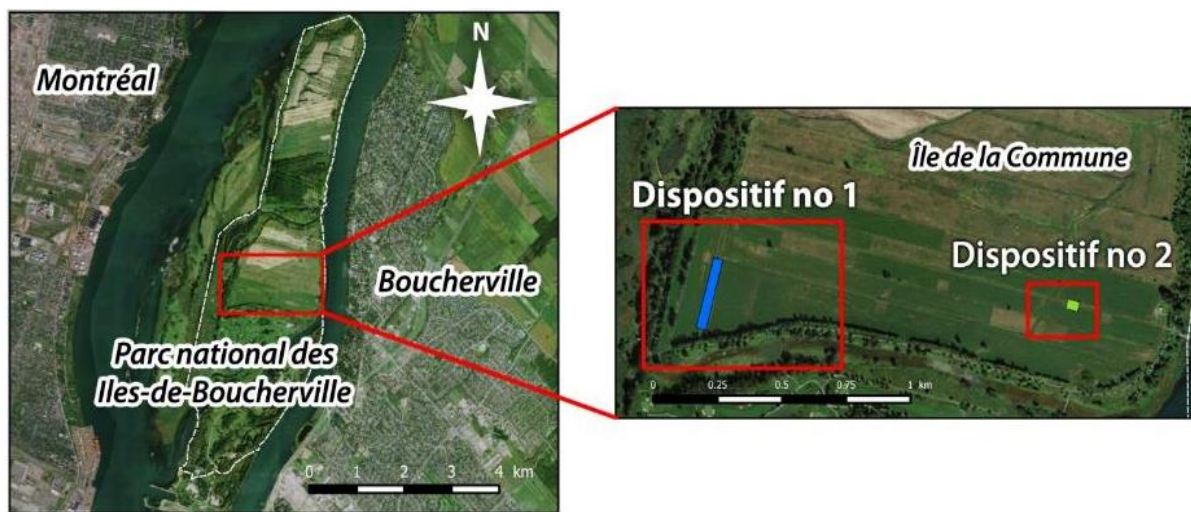


Figure 2. Localisation des dispositifs expérimentaux de lutte au roseau commun sur l'île de la Commune dans le parc national des Îles-de-Boucherville.

Le dispositif no 1 a été centré de façon longitudinale sur un fossé de drainage à pente douce et peu profond où dominait le roseau (Figure 3). D'une longueur de 180 m et d'une largeur d'environ 9 m, le dispositif a été divisé en quatre blocs égaux de 45×9 m. Dans chaque bloc, cinq traitements ont été disposés de façon aléatoire et chaque placette de traitement mesurait environ 9×9 m. Il y avait donc quatre réplicats pour chaque traitement, et toutes les placettes étaient contiguës dans le fossé. Les cinq traitements de ce dispositif étaient (1) l'excavation mécanique avec enfouissement sur place, (2) le bâchage, (3) l'excavation mécanique avec enfouissement sur place et bâchage, (4) la fauche répétée et (5) le témoin. La Figure 4 illustre la localisation des traitements dans le dispositif. La Figure 5 montre pour sa part une placette expérimentale en vue de profil et aérienne. Un périmètre de 3 m en périphérie de l'ensemble du dispositif a été délimité afin de mener un test de badigeonnage d'herbicide sur les tiges éparses de roseau qui s'y trouvaient.



Figure 3. Photographie du dispositif no 1 avant les travaux, en mai 2013, montrant un fossé de drainage envahi par le roseau commun (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

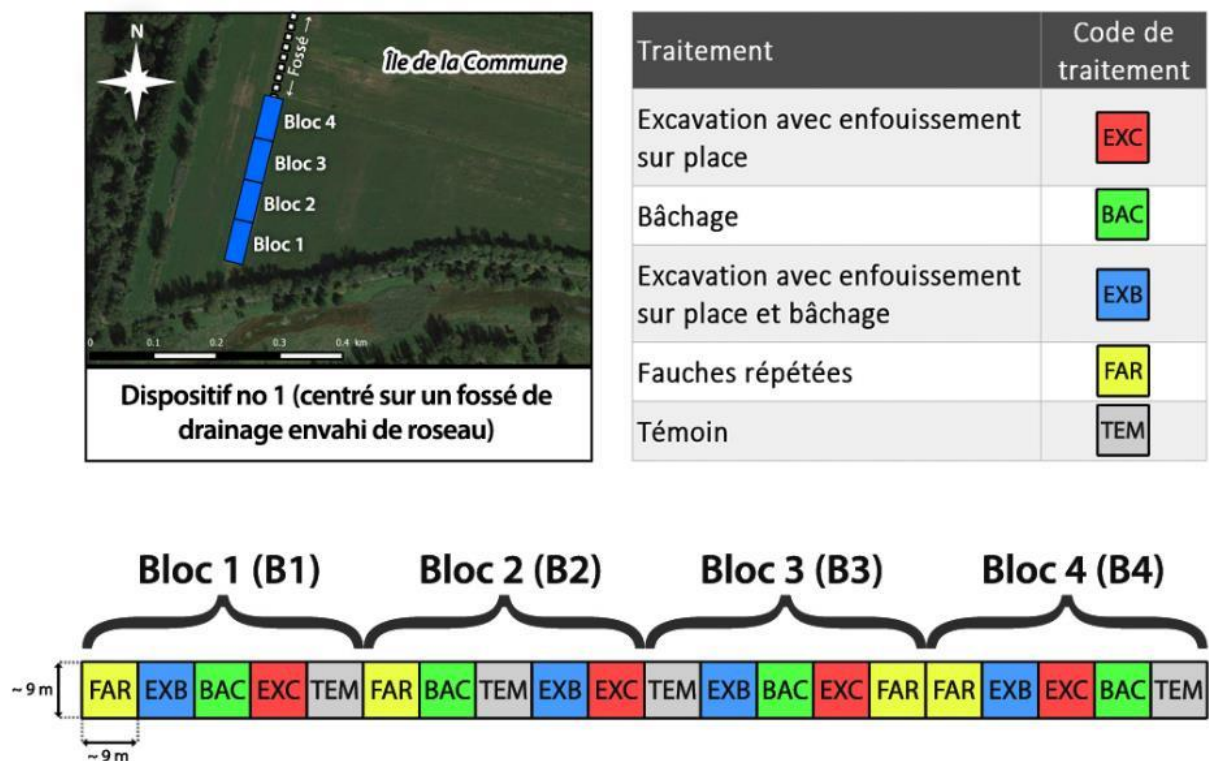


Figure 4. Schéma en vue aérienne du dispositif expérimental no 1 qui a été utilisé pour tester différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville. Le dispositif est centré sur un fossé de drainage envahi par le roseau.

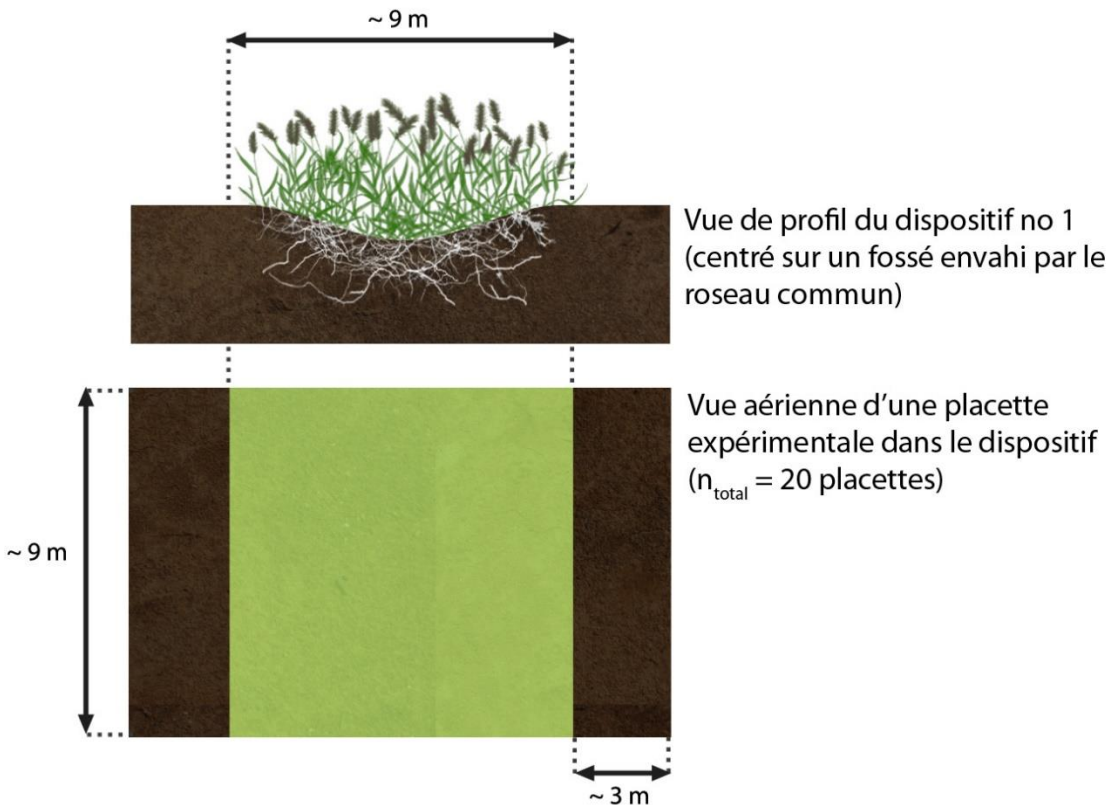


Figure 5. Vue de profil et vue aérienne d'une placette expérimentale dans le dispositif no 1 qui a été utilisé pour tester différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville. Un périmètre de 3 m de largeur a été délimité en périphérie des placettes pour tester la méthode de badigeonnage d'herbicide sur les tiges éparses qui s'y trouvaient.

Un second dispositif (dispositif no 2) a été mis au point afin de tester le traitement d'excavation mécanique avec enfouissement sur place sur une population de roseau entière et de plus grande envergure. Le traitement a été appliqué à une population bien circonscrite d'environ 25 m de longueur par 7 m de largeur, localisée dans un fossé de drainage au profil légèrement plus abrupt et profond que dans le dispositif no 1. Le dispositif couvrait, dans les faits, une superficie approximative de 25×26 m, en incluant dans la zone d'intervention une portion du champ adjacent où de la terre non contaminée avec des rhizomes de roseau a dû être excavée pour compléter le traitement (Figures 6 et 7). La méthodologie complète du traitement est décrite plus loin dans ce chapitre.



Figure 6. Photographie du dispositif no 2 avant les travaux, en mai 2013, montrant un fossé de drainage envahi par le roseau commun (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

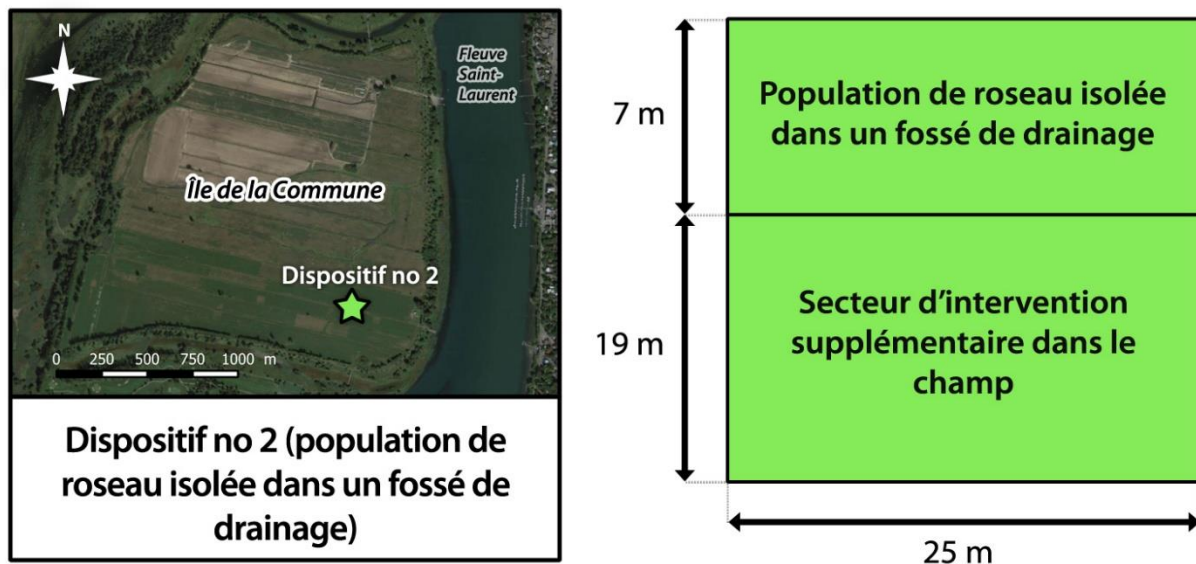


Figure 7. Schéma du dispositif expérimental no 2 (test d'excavation mécanique avec enfouissement sur place) qui a été utilisé pour la lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville. Le traitement d'excavation avec enfouissement a été effectué sur une population de roseau entière située dans un fossé de drainage. L'excavation additionnelle de terre sans rhizome de roseau a été effectuée dans le champ adjacent afin de compléter le traitement.

2.2.1.1 Description des traitements expérimentaux

Le Tableau I présente, en ordre chronologique, le calendrier des principales manipulations associées aux traitements expérimentaux. Ces traitements, ainsi que les conditions d'exécution qui leur sont associées, sont décrits ci-après.

Tableau I. Calendrier des principales manipulations qui ont été effectuées pour la lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.

Date	Dispositif	Traitement (voir Figure 4)	Manipulations
2013-06-05	1	EXC, EXB	Excavation avec enfouissement
2013-06-06	1	BAC, FAR	Fauche initiale
2013-06-06 au 2013-06-11	1	EXB	Installation des bâches
2013-06-25	1	BAC	Installation des bâches
2013-10-03	1	EXC, EXB	Badigeonnage d'herbicide sur les repousses de roseau après traitement
2013-10-03	Périphérie du dispositif no 1	Sans objet	Badigeonnage d'herbicide sur les tiges éparses dans un périmètre de 3 m de largeur de part et d'autre du dispositif
2013-10-03	2	EXC	Badigeonnage d'herbicide sur les repousses de roseau après traitement
2014-05-12	1	EXB, FAR	Retrait des bâches

1. Excavation mécanique avec enfouissement sur place

Ce traitement vise à excaver les structures souterraines du roseau et à enfouir les résidus sur le site même, sous un remblai de terre saine (sans roseau) préalablement excavé sous la population de roseau que l'on tente d'éradiquer. La Figure 8 illustre le traitement de façon simplifiée.

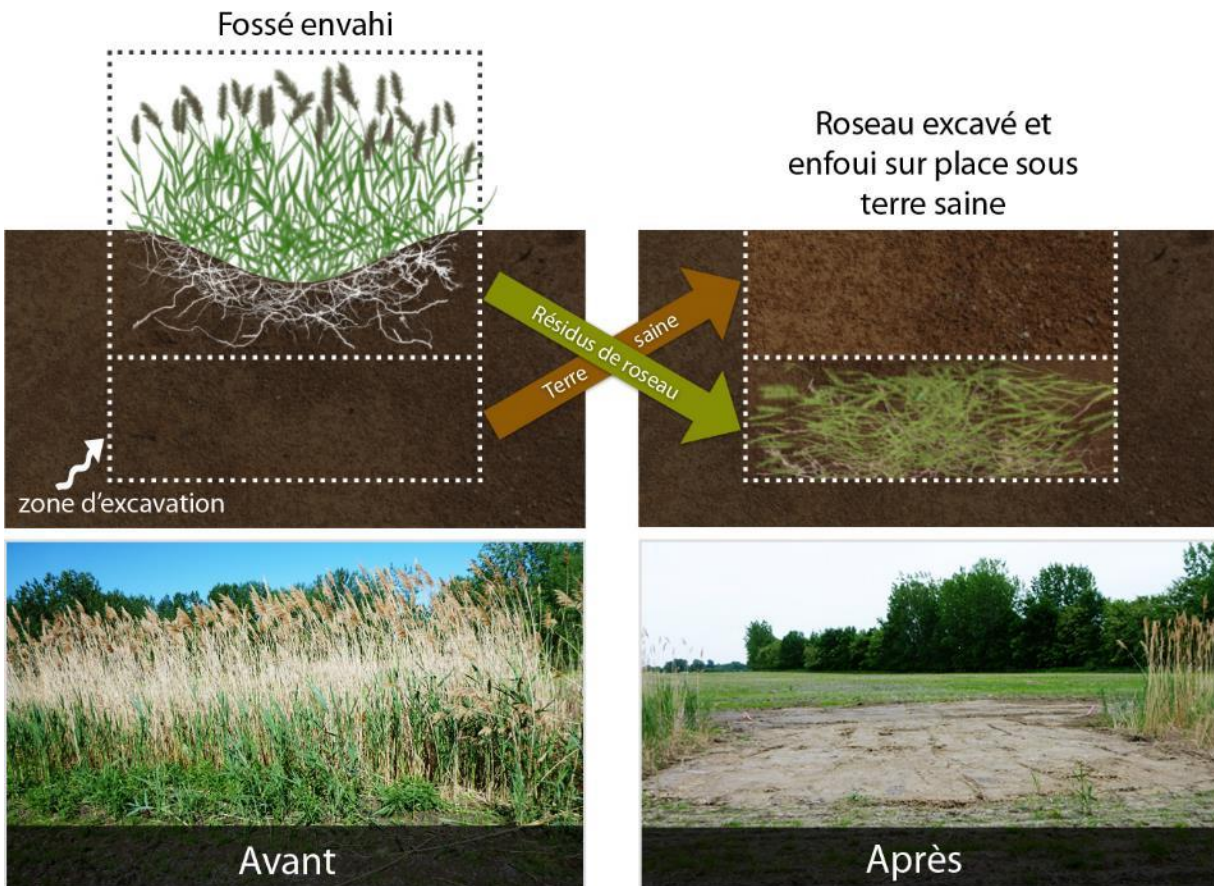


Figure 8. Représentation simplifiée du traitement d'excavation mécanique d'une population de roseau commun avec enfouissement des résidus sur place. Les photographies ont été prises dans le dispositif no 1 en juin 2013 (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

Le traitement a été effectué le 5 juin 2013 sur les dispositifs nos 1 et 2 avec une excavatrice sur chenilles Link-Belt 210 X2 portant un godet à fossé de 1,83 m de largeur. L'excavation des roseaux dans les placettes du dispositif no 1 a d'abord été réalisée sur une profondeur variant de 50 à 75 cm, après quoi les rhizomes étaient peu abondants. La couche de sol excavée a ensuite été déposée en un amoncellement considéré comme contaminé. L'excavation de substrat sain en dessous a ensuite été exécutée sur une profondeur additionnelle de 50 cm et le sol excavé a été déposé en un amoncellement distinct du précédent. Dans la cavité créée, l'amoncellement contaminé a par la suite été déposé uniformément et

compacté avec l'excavatrice. Le reste de la cavité a par la suite été remblayé avec la terre saine réservée précédemment et le tout a été nivelé avec l'excavatrice, aplanissant le fossé. Dans le dispositif no 2, les travaux ont nécessité l'excavation du roseau sur une profondeur de 50 à 75 cm également, tandis que le sol sain en dessous a été excavé sur une profondeur de 50 cm. Pour les dispositifs nos 1 et 2, le roseau a donc été enfoui sous 50 cm de sol sain suite au remblaiement des amoncellements excavés. Un nettoyage général de l'excavatrice a été effectué entre les principales manipulations afin d'extraire les fragments de rhizomes qui s'y étaient attachés. Après les travaux, le substrat à la surface des placettes dans le dispositif no 1 était similaire au substrat original, c'est-à-dire composé d'argile et de limon fin. Le substrat de surface au dispositif no 2 présentait de son côté une texture argileuse compacte et mal aérée, peu propice à la revégétalisation. Une mince couche de sol a donc été grattée avec l'excavatrice dans le champ adjacent afin de déposer environ 20 cm de terre (argile et limon fin) au centre de la surface reprofilée. Dans les journées suivant le traitement, une revégétalisation a été effectuée sur les deux dispositifs (plantation de saules dans le dispositif no 1, Annexe 3). Suivant le traitement dans les dispositifs, quelques fragments de rhizomes de roseau qui demeuraient visibles à la surface du sol ont été ramassés. Dans le dispositif no 1, entre 10 et 20 fragments ont ainsi été ramassés par réplikat. Dans le dispositif no 2, ce chiffre a été estimé entre 20 et 40. Le 3 octobre 2013, un badigeonnage d'herbicide a été effectué sur les repousses de roseau dans les placettes du traitement des dispositifs nos 1 et 2. La description complète de la méthode de badigeonnage est fournie plus loin dans cette section.

2. Bâchage

Le 6 juin 2013, les placettes destinées au bâchage ont été fauchées le plus près possible du sol avec une faucheuse à marteaux montée sur un tracteur, ce qui a permis de couper puis broyer autant les tiges de roseau ainsi que la litière présente. Les résidus de fauche, généralement déchiquetés en petits morceaux de moins de 15 cm de longueur, ont été laissés sur place. L'installation des bâches sur les quatre réplcats a été réalisée le 25 juin 2013. Les bâches utilisées étaient des toiles opaques résistantes à la perforation et aux rayons ultraviolets. Le réplcat du bloc no 1 été couvert par une toile de modèle TM820 de l'entreprise Texel, une géomembrane en polyéthylène basse densité lisse et imperméable (Texel, 2015). Les réplcats des blocs nos 2 à 4 ont été respectivement couverts par des toiles Microfab[®] tissées microperforées, Microfab[®] tissées non microperforées et Microfab[®] non tissées microperforées de l'entreprise Soleno (Solen Textiles Inc., 2015), des toiles perméables essentiellement composées d'un géotextile recouvert d'un enduit de polyéthylène. Les bâches ont été posées avec des agrafes en « L » en acier galvanisé et maintenues au sol avec des poches en polypropylène remplies de terre (Figure 9). Pendant l'installation, le piétinement des chaumes sous la toile a entraîné la perforation des toiles à quelques endroits. Les trous ont été réparés avec du ruban adhésif toilé sur toutes les bâches. Suite à l'installation, les toiles ont été surveillées périodiquement pendant l'été 2013 afin de s'assurer qu'elles demeurent bien en place et que toute perforation soit réparée dans les plus brefs délais. Les perforations pendant la saison estivale se sont avérées rares pour l'ensemble des toiles. Les toiles et leurs supports ont été maintenus en place jusqu'au 12 mai 2014. Au moment de leur retrait, elles étaient encore toutes bien fixées et en excellente condition.



Figure 9. Exemple de parcelle de lutte au roseau commun soumise au traitement de bâchage (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

3. Excavation mécanique avec enfouissement sur place et bâchage

L'excavation mécanique avec enfouissement sur place a été effectuée le 5 juin 2013 avec les mêmes modalités d'exécution que celles décrites précédemment pour le traitement d'excavation avec enfouissement sans bâchage. Le bâchage des placettes a ensuite été réalisé du 6 au 11 juin 2013 en combinant des toiles opaques de polyéthylène SF-820 de l'entreprise Texel avec un géotextile noir d'usage général, feutré et non tissé, trouvé en quincaillerie. Les toiles de polyéthylène ont d'abord été disposées en lanières d'environ 1 m de largeur, en alternance et en superposition sur des lanières de géotextile d'environ 20 cm de largeur. Les toiles ont ensuite été fixées au sol avec des agrafes en « L » et maintenues par des poches en polypropylène remplies de terre (Figure 10). Dans les journées suivantes, une plantation de boutures de saule a été effectuée en rangées au travers des lanières de géotextile (Annexe 3). Pendant l'été 2013, les toiles ont été surveillées périodiquement afin de s'assurer qu'elles demeurent bien fixées et que toute perforation soit réparée. Les perforations se sont avérées rares et les quelques repousses émergentes étaient presque entièrement localisées aux jonctions des toiles. Les bâches et leurs supports ont été maintenus en place jusqu'au 12 mai 2014. Elles étaient toutes en excellente condition et toujours bien fixées au moment de leur retrait. Le 3 octobre 2013, un badigeonnage d'herbicide a été effectué sur les tiges de roseau ayant réussi à percer les toiles ou à émerger à leurs jonctions. La description de la méthode de badigeonnage, et ses modalités, sont fournies ci-après.

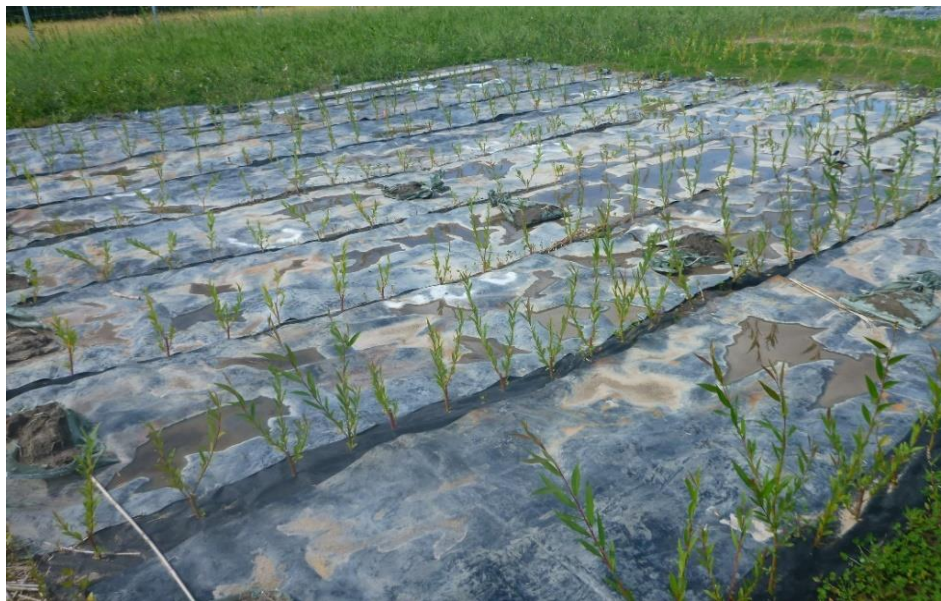


Figure 10. Exemple de parcelle de lutte au roseau commun soumise au traitement d'excavation mécanique avec enfouissement sur place et bâchage, puis plantation de saules, deux mois après le traitement (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

4. Fauche répétée

Le 6 juin 2013, les placettes de ce traitement ont été fauchées le plus près possible du sol avec une faucheuse à marteaux montée sur un tracteur, ce qui a permis de couper puis broyer autant les tiges de roseau que la litière présente au sol. Les résidus de fauche étaient généralement déchiquetés en petits morceaux de moins de 15 cm de longueur. Bien que l'extraction de ces résidus puisse favoriser le rétablissement des autres espèces (Holdredge et Bertness, 2011; Breen *et al.*, 2014), ceux-ci ont été laissés sur place, principalement parce que l'objectif de l'expérience étant de mesurer la réponse du roseau commun au traitement et non le rétablissement des espèces. Ces placettes ont par la suite été fauchées le plus près possible du sol avec une débroussailleuse cinq fois pendant la saison estivale 2013, et cinq fois de plus pendant la saison estivale 2014. La fréquence des fauches était d'environ une fois aux trois semaines. Le Tableau II présente le calendrier des fauches effectuées.

Tableau II. Calendrier des fauches effectuées pour lutter contre le roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.

Saison	Date des fauches
2013	6 juin, 12 juillet, 2 août, 23 août, 12 septembre
2014	22 mai, 12 juin, 10 juillet, 5 août, 2 septembre

5. Badigeonnage d'herbicide

Le badigeonnage manuel d'herbicide vise l'éradication ciblée des tiges de roseau tout en minimisant les risques d'effets hors cible sur les espèces avoisinantes. Mieux adaptée pour le traitement de tiges éparses, il s'agit d'une méthode pouvant être utilisée sur de petites populations ou sur des repousses suite à un traitement initial ayant permis l'éradication de la grande majorité des tiges. Le badigeonnage est effectué au moyen d'un gant éponge imbibé du produit herbicide, lequel est utilisé pour appliquer manuellement le produit sur les feuilles et la tige (The Nature Conservancy, 2011) (Figure 11).

Dans le cadre du projet, cette méthode a été employée dans les dispositifs nos 1 et 2 sur la totalité des repousses présentes sur les placettes du traitement d'excavation mécanique avec enfouissement sur place. Elle a également été employée dans le dispositif no 1 sur les repousses suite au traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage ainsi que dans un périmètre de 3 m en périphérie de l'ensemble du dispositif, où subsistaient quelques tiges éparses au travers d'une plantation de boutures de saule réalisée en juin (Annexe 3). Le produit VisionMAX®, un herbicide systémique homologué au Canada pour la

maîtrise du roseau commun hors milieu humide, a été utilisé pour l'ensemble des essais. VisionMAX[®] est composé à 49 % de sel de potassium de glyphosate (ingrédient actif), à 10 % d'un mélange surfactant et à 41 % d'eau. Dans le cadre des expérimentations effectuées, VisionMAX[®] a été dilué au taux de 134 mL pour 10 L d'eau (concentration 1,34 %), selon les recommandations du fabricant (Monsanto Canada Inc., 2011). L'application a été effectuée en début d'automne afin de minimiser les effets hors cible et favoriser le transport du produit vers le réseau racinaire et ainsi augmenter les probabilités de mortalité (Norris *et al.*, 2002; Derr, 2008a). Au moment de l'application (2 oct. 2013), les conditions étaient ensoleillées, la température était de 20 °C et l'humidité relative à 68%. La hauteur des tiges traitées lors des travaux oscillait autour de 20 cm, à l'exception des repousses dans le dispositif no 2, où les tiges mesuraient près de 40 cm en moyenne (Annexe 4). Les tiges dans le dispositif no 1 étaient de hauteur inférieure puisqu'elles avaient été fauchées à deux reprises pendant la saison estivale. Dans les faits, une telle intervention ne serait pas nécessaire si un badigeonnage d'herbicide est prévu.



Figure 11. Méthode de badigeonnage d'herbicide utilisée pour traiter les tiges de roseau commun éparses. **a** : pulvérisation du produit herbicide sur le gant, **b** : badigeonnage d'une tige de roseau avec le gant imbibé (parc national des Îles-de-Boucherville; photographie : S. Karathanos).

2.2.3 Plan d'échantillonnage et prise de données

Afin d'évaluer la réponse aux différents traitements, l'échantillonnage a principalement porté sur la mesure des variables suivantes dans les placettes expérimentales : densité des tiges, pourcentage de recouvrement et hauteur des tiges de roseau. Une évaluation qualitative de l'origine des tiges (issues de semis ou de fragments végétatifs) a également été effectuée lors des échantillonnages post-traitement.

Dans le dispositif no 1, trois quadrats permanents ont été circonscrits dans chaque placette expérimentale et identifiés par des piquets métalliques fixés au sol. Ils ont été alignés perpendiculairement au fossé au centre de chaque placette, de façon à minimiser l'impact des parcelles adjacentes (Figure 12). Afin

d'éviter le piétinement et d'inclure les tiges de roseau dans les quadrats sans les abimer, des quadrats circulaires (cerceaux) ont été utilisés. Lors des échantillonnages, ces cerceaux pouvaient être ouverts au besoin, passés au bas des tiges de roseau, puis refermés afin de limiter les perturbations, ce qui était approprié lors de l'échantillonnage de tiges matures, lesquelles pouvaient atteindre près de 3 m de hauteur. Lorsque les tiges étaient suffisamment courtes, les cerceaux étaient simplement déposés au sol, centrés sur les piquets métalliques. Les quadrats utilisés étaient des cerceaux de 70 cm de diamètre (surface : 0,38 m²). Dans le dispositif no 2, les quadrats ont été disposés de façon longitudinale au centre du fossé étant donné qu'il n'y avait pas de parcelles adjacentes pouvant avoir un impact sur les mesures (Figure 13). En somme, dans un dispositif comme dans l'autre, les parcelles ont été échantillonnées là où le roseau était le plus susceptible d'être abondant.

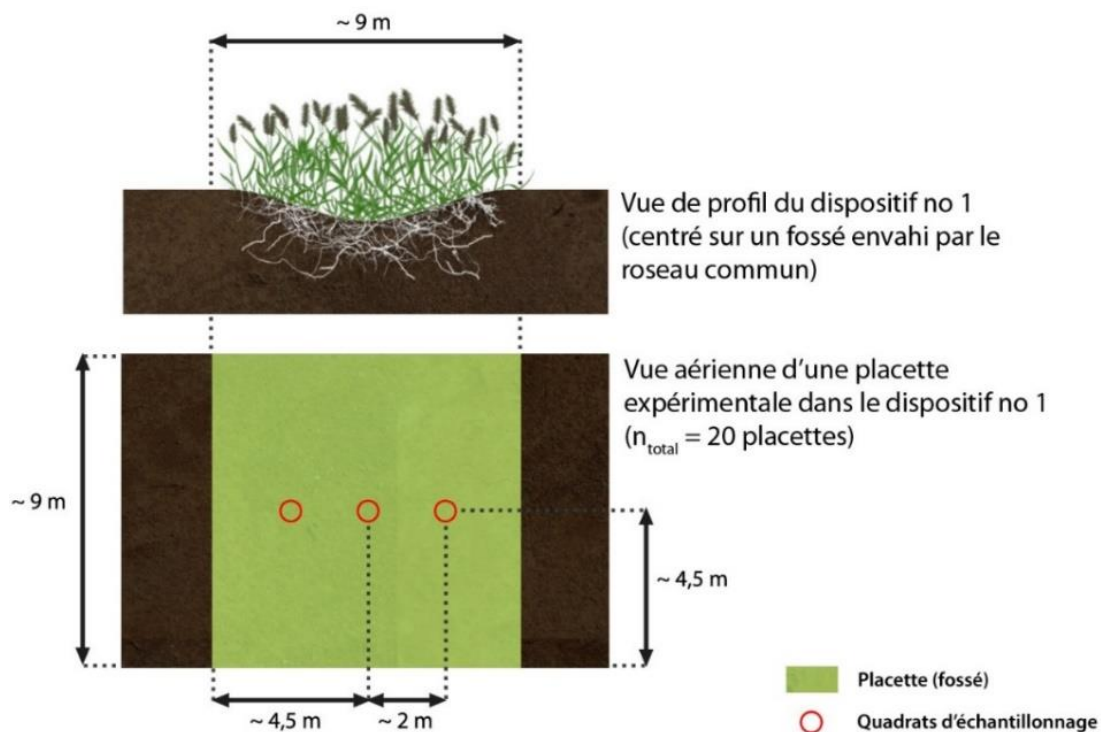


Figure 12. Positionnement des quadrats d'échantillonnage dans une placette expérimentale du dispositif no 1 (lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville). Chacune des 20 placettes contient trois quadrats d'échantillonnage.

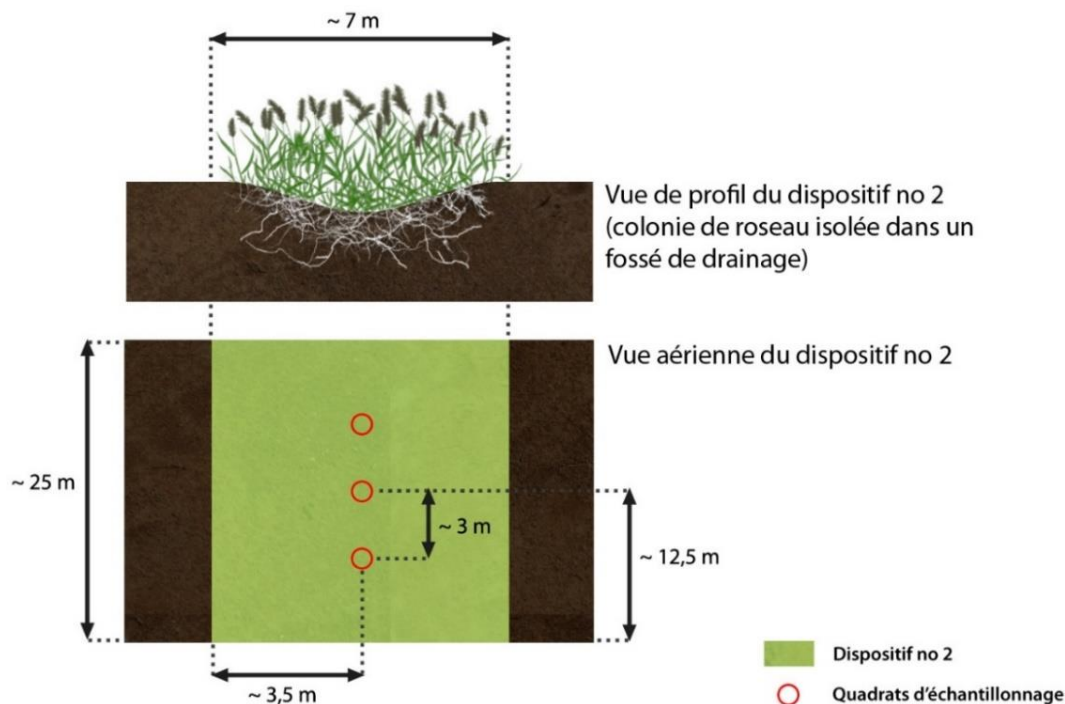


Figure 13. Positionnement des trois quadrats d'échantillonnage dans le dispositif no 2 (lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville).

Les échantillonnages pré-traitements ont été effectués le 23 mai 2013 dans les deux dispositifs afin de mesurer la densité, le recouvrement et la hauteur des tiges de roseau dans tous les quadrats. Les mesures ont alors été effectuées sur les tiges mortes formées en 2012 puisque les tiges formées pendant l'été précédent étaient encore visibles. Ceci est typique du roseau étant donné que ses tiges peuvent demeurer dresser bien après leur mort (Ekstam, 1995). Afin de mesurer la réponse du roseau aux traitements, cet échantillonnage a été répété à la fin de la saison 2013 (23 octobre 2013) et à la fin de la saison 2014 (27 octobre 2014), en prenant les mesures sur les tiges vivantes de la saison en question. Pour mesurer la densité du roseau, les tiges ont été dénombrées dans chaque quadrat, puis la densité a été calculée par unité de surface. L'estimation du pourcentage de recouvrement par le roseau a été effectuée en utilisant des classes d'abondance selon une échelle de Braun-Blanquet modifiée (1 = 0-1 %, 2 = 1-5 %, 3 = 5-10 %, 4 = 11-25 %, 5 = 26-50 %, 6 = 51-75 % et 7 = 75-100 %) (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974). Les médianes de classes ont par la suite été utilisées aux fins des calculs lorsque nécessaire. La hauteur des tiges a été mesurée avec une règle graduée et les tiges ont été groupées dans des classes uniformes espacées de 20 cm (1 = 0-20 cm, 2 = 20-40 cm, 3 = 40-60 cm, 4 = 60-80 cm, et ainsi de suite). Ci-après, ces échantillonnages par quadrat sont désignés comme des échantillonnages de « type 1 ». Le Tableau III résume les variables et paramètres d'échantillonnage qui y sont associés.

Tableau III. Échantillonnage de type 1 pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville : variables et paramètres d'échantillonnage.

Variables	Méthodes de mesure	Zones d'échantillonnage
Densité des tiges (n tiges/m ²)	Comptage exact	Quadrats dans tous les réplicats de tous les traitements du dispositif no 1 (n = 3 quadrats par réplicat)
Recouvrement (%)	Estimation par classes	
Hauteur des tiges (cm)	Estimation par classes	Quadrats dans dispositif no 2 (n = 3 quadrats au total)

Dans les cas où les tiges de roseau étaient peu nombreuses et éparses après les traitements, l'échantillonnage par quadrats pouvait fournir un portrait incomplet de la réponse. Ainsi, un comptage exact de l'ensemble des tiges a également été effectué sur les placettes visées lorsque les repousses étaient peu nombreuses. Ce fut le cas après les traitements d'excavation avec enfouissement avec ou sans bâchage dans les dispositifs nos 1 et 2. Le comptage a également été effectué dans le périmètre de 3 m délimité en périphérie de l'ensemble du dispositif no 1, où des tiges éparses étaient présentes. Les densités ont ensuite été calculées en utilisant la superficie de chaque zone échantillonnée, ce qui donne une mesure de la densité moyenne de l'ensemble de chaque secteur. Ces échantillonnages ont eu lieu le 2 octobre 2013, un jour avant l'exécution d'un traitement de badigeonnage d'herbicide sur l'ensemble de ces tiges. Au moment de l'échantillonnage, la hauteur des tiges a également été notée par classes de 20 cm, tel que décrit précédemment. Le 7 juillet 2014, ce même échantillonnage a été répété afin de mesurer l'impact du traitement de badigeonnage d'herbicide. En plus du comptage des tiges et de leur hauteur, les tiges ont été départagées selon qu'elles étaient issues de fragments végétatifs (et qui ont donc subi le traitement d'herbicide) ou de semis de l'année (et qui n'ont donc pas subi le traitement d'herbicide de l'année précédente). Les mesures ont été prises en juillet afin de faciliter cette distinction, les semis étant plus facilement différenciables en jeune âge. Ces échantillonnages sont désignés ci-après comme échantillonnages de « type 2 ». Ci-dessous, le Tableau IV résume les paramètres de ceux-ci. Un calendrier de l'ensemble des échantillonnages est présenté au Tableau V.

Tableau IV. Échantillonnage de type 2 pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville: variables et paramètres d'échantillonnage.

Variables	Méthodes de mesure	Zones d'échantillonnage
Densité des tiges (n tiges/m ²)	Comptage exact	Placettes entières dans tous les réplicats des traitements EXC et EXB du dispositif no 1
Hauteur des tiges (cm)	Estimation par classes	
Origine des tiges (issues de semis ou fragments végétatifs)	Évaluation qualitative	Périmètre de 3 m en périphérie du dispositif no 1 Dispositif no 2 en entier (traitement d'excavation avec enfouissement)

Tableau V. Calendrier des échantillonnages qui ont été entrepris pour mesurer le succès de différentes méthodes de lutte au roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville.

Secteur	Traitement	Date du début de la campagne d'échantillonnage				
		2013-05-23	2013-10-02	2013-10-23	2014-07-07	2014-10-27
Dispositif no 1	Excavation avec enfouissement (et badigeonnage d'herbicide en octobre 2013)	Type 1	Type 2	Type 1	Type 2	Type 1
	Bâchage	Type 1	Sans objet	Type 1	Sans objet	Type 1
	Excavation avec enfouissement et bâchage (et badigeonnage d'herbicide en octobre 2013)	Type 1	Type 2	Type 1	Type 2	Type 1
	Fauche répétée	Type 1	Sans objet	Type 1	Sans objet	Type 1
	Témoin	Type 1	Sans objet	Type 1	Sans objet	Type 1
Périphérie du dispositif no 1	Badigeonnage d'herbicide	Sans objet	Type 2	Sans objet	Type 2	Sans objet
Dispositif no 2	Excavation avec enfouissement	Type 1	Type 2	Sans objet	Type 2	Sans objet

2.2.4 Analyse des données

L'analyse des données a porté sur les mesures prises dans les traitements du dispositif no 1. Ces mesures post-traitement ont donné lieu à deux types de données : les données à l'échelle du quadrat (échantillonnages type 1) et celles à l'échelle des parcelles (échantillonnages type 2). Les données à l'échelle du quadrat ont été soumises à une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs avec modèle mixte (effet traitement fixe, effet bloc aléatoire). Lorsque des différences significatives ont été décelées, un test post-hoc de Tukey a été effectué dans le but de déterminer comment ces différences s'expriment. Pour les données à l'échelle des parcelles, l'analyse a été effectuée avec un test non paramétrique de Wilcoxon étant donné la faible taille des échantillons. Pour toutes les analyses, la normalité et l'homoscédasticité des résidus ont été vérifiées et les variables ont été transformées en logarithmes au besoin. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel JMP® (SAS Institute Inc, 2015)

Les analyses ont été effectuées en deux parties afin de comparer tout d'abord les données mesurées à la fin de la première année du traitement, puis celles récoltées lors de la seconde année. Ainsi, une ANOVA a d'abord été effectuée sur les mesures prises dans les quadrats d'échantillonnage à la fin de la première année pour les traitements suivants (échantillonnage de type 1, 23 octobre 2013) : excavation avec enfouissement, fauche répétée et témoin. Cette analyse n'a pas été effectuée pour le traitement de bâchage puisque le traitement était toujours en cours. L'ANOVA n'a pas non plus été réalisée pour le traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage puisqu'aucune tige de roseau ne se trouvait dans les quadrats au moment de l'échantillonnage, rendant la moyenne et la variance nulles et empêchant donc d'obtenir la normalité dans la distribution des données. L'analyse du traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage a plutôt été effectuée avec les repousses dénombrées à l'échelle de la parcelle (échantillonnage de type 2, 2 octobre 2013) afin de comparer l'effet mesuré à celui du traitement d'excavation avec enfouissement uniquement, au moyen d'un test non paramétrique de Wilcoxon.

Une ANOVA a par la suite été faite sur les mesures prises dans les quadrats d'échantillonnage à la fin de la seconde année de traitement, pour les traitements suivants (échantillonnage de type 1, 27 octobre 2014) : excavation avec enfouissement, bâchage, fauche répétée et témoin. Encore une fois, l'ANOVA ne pouvait inclure le traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage puisqu'aucune tige de roseau ne se trouvait dans les quadrats d'échantillonnage. Ce traitement a donc été comparé uniquement au traitement d'excavation avec enfouissement, avec un test de Wilcoxon. Enfin, la différence entre les valeurs mesurées à la fin des saisons 2014 et 2013 a été calculée pour chaque variable à partir des données issues des quadrats pour les traitements suivants : excavation avec enfouissement, fauche répétée et témoin. Une ANOVA a été effectuée afin de tester l'effet des traitements sur cette différence.

2.3 Résultats

Les résultats des analyses seront présentés en deux parties. La première partie, portant sur les mesures prises à la fin de la première saison de traitement, présente d'abord les résultats de trois traitements de façon conjointe (excavation avec enfouissement, fauche répétée, témoin) puis les résultats du traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage en comparaison avec ceux du traitement d'excavation avec enfouissement.

La seconde partie traite des mesures prises à la suite de la seconde saison de traitement. On y présente d'abord conjointement les quatre traitements suivants : excavation avec enfouissement, bâchage, fauche répétée et témoin. Similairement à la première partie, les résultats du traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage de la seconde saison sont ensuite fournis en comparaison avec le traitement d'excavation avec enfouissement. Les résultats de l'analyse de l'effet des traitements sur la différence entre les valeurs mesurées en 2013 et 2014 sont ensuite présentés pour les traitements suivants : excavation avec enfouissement, fauche répétée et témoin. La seconde partie se conclut par la présentation des résultats obtenus suite aux tests de badigeonnage d'herbicide sur les tiges éparses de roseau.

2.3.1 Effets mesurés après la première saison (2013)

L'analyse des mesures prises à la fin de la première saison a montré que la densité des tiges et le recouvrement de roseau étaient significativement plus bas pour le traitement d'excavation avec enfouissement sur place, en comparaison à tous les autres traitements (Figure 14). Les mesures prises après le traitement de fauche répétée sont plus partagées : bien que la densité moyenne des tiges soit près de trois fois supérieure à celle du témoin, l'écart avec le témoin n'est pas significatif, ce qui est probablement attribuable à la grande variabilité des résultats obtenus suite au traitement. L'analyse a toutefois montré que le recouvrement du traitement de fauche répétée était significativement inférieur à celui du témoin après la première saison de traitement. Le plus fort couvert occupé par le témoin, malgré une densité moyenne inférieure, est probablement attribuable à la hauteur des tiges : en comparaison aux tiges du traitement de fauche répétée, les tiges de roseau dans le témoin sont en effet bien plus grandes (Annexe 5).

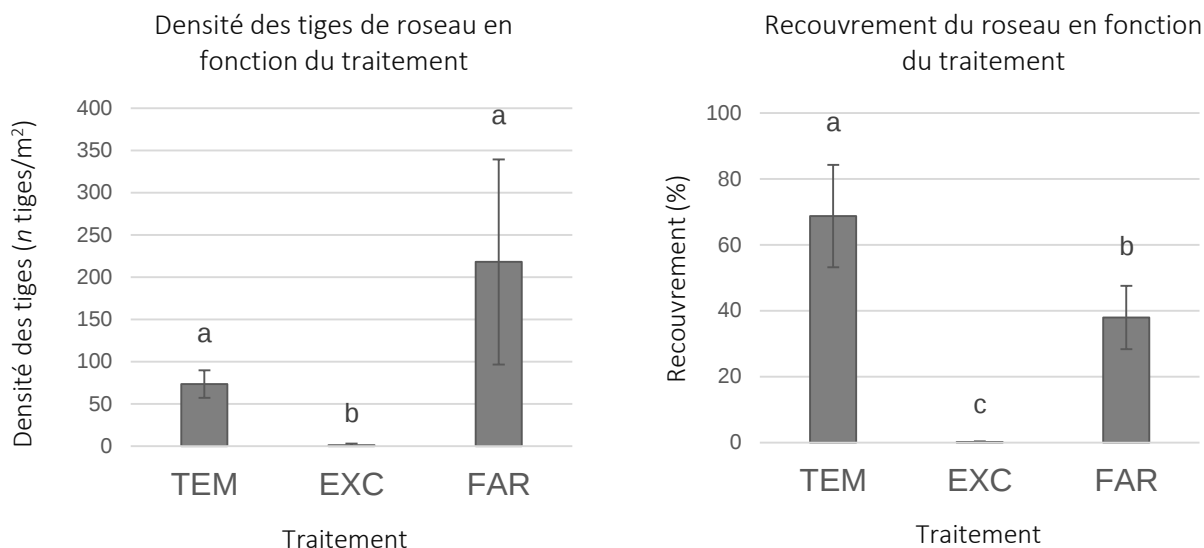


Figure 14. Évaluation en 2013 des effets des traitements sur la densité des tiges et le recouvrement du roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type). Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes (test de Tukey à $p < 0,05$). TEM = témoin; EXC = excavation avec enfouissement sur place; FAR = fauche répétée.

Le traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage n'ayant pu être analysé dans l'analyse conjointe précédente, l'analyse n'a plutôt été faite qu'en comparaison avec le traitement d'excavation avec enfouissement (Figure 15). Cette analyse indique que l'excavation avec enfouissement et bâchage a engendré une densité de repousses significativement inférieure au traitement sans bâchage, quatre mois après le traitement.

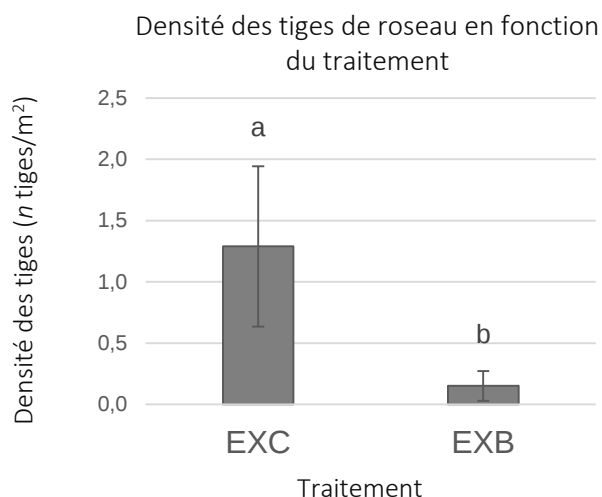


Figure 15. Évaluation en 2013 de l'effet des traitements d'excavation avec enfouissement (EXC) et d'excavation avec enfouissement et bâchage (EXB) sur la densité des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type). Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes (test de Wilcoxon à $p < 0,05$).

2.3.2 Effets mesurés après la seconde saison (2014)

Après la seconde saison, les mesures de densité et de recouvrement suite au traitement d'excavation avec enfouissement étaient encore une fois significativement inférieures à celles de tous les autres traitements (Figure 16). Les mesures prises à la seconde saison ont permis la comparaison d'un traitement supplémentaire : le bâchage. Ainsi, cinq mois après le retrait des toiles, cette analyse a montré que le bâchage a donné lieu à une densité de tiges inférieure aux valeurs mesurées dans le témoin et suite à la fauche répétée, de même qu'à un recouvrement de roseau significativement plus bas que celui mesuré dans le témoin. Le recouvrement suite au bâchage n'était toutefois pas significativement différent de celui mesuré suite à la fauche répétée. Par ailleurs, en ce qui concerne le traitement de fauche répétée, on constate que la densité des tiges et le recouvrement ne sont pas significativement différents du témoin, après la seconde saison de traitement, ce qui est probablement attribuable, encore une fois, à la grande variabilité des résultats mesurés.

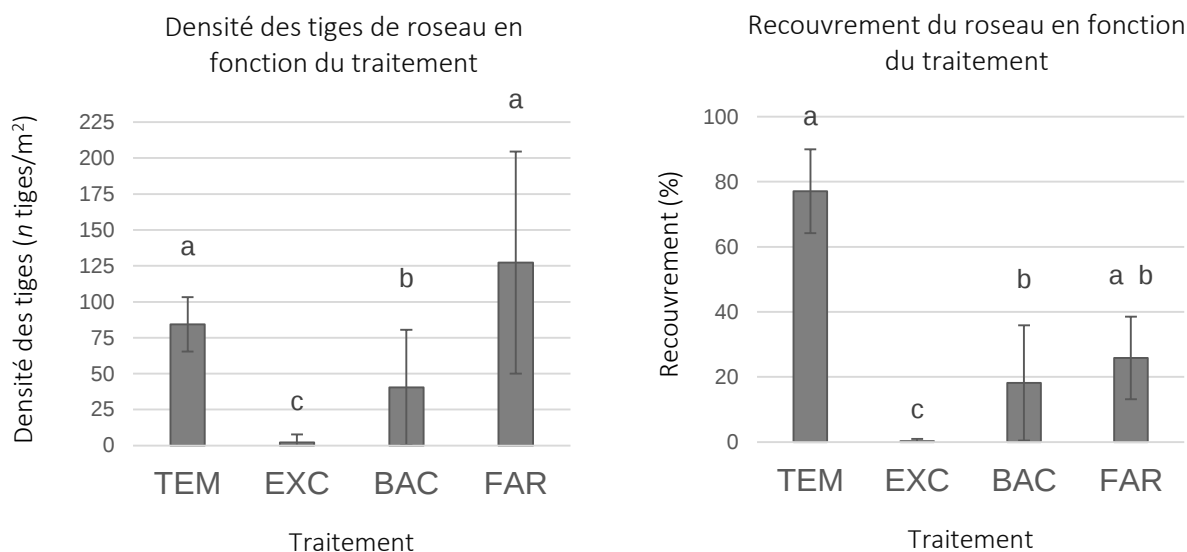


Figure 16. Évaluation en 2014 de l'effet des traitements sur la densité des tiges et le recouvrement du roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type). Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes (test de Tukey à $p < 0,05$). TEM = témoin; EXC = excavation avec enfouissement sur place; BAC = bâchage; FAR = fauche répétée.

Tout comme en 2012, le traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage n'a pu être intégré dans l'analyse conjointe précédente. L'analyse a donc plutôt été faite en comparaison avec le traitement d'excavation avec enfouissement uniquement, avec les données à l'échelle des parcelles. Cette analyse a montré que deux mois après le retrait des bâches, la densité des tiges est plus basse suite au traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage que suite au traitement sans bâchage (Figure 17).

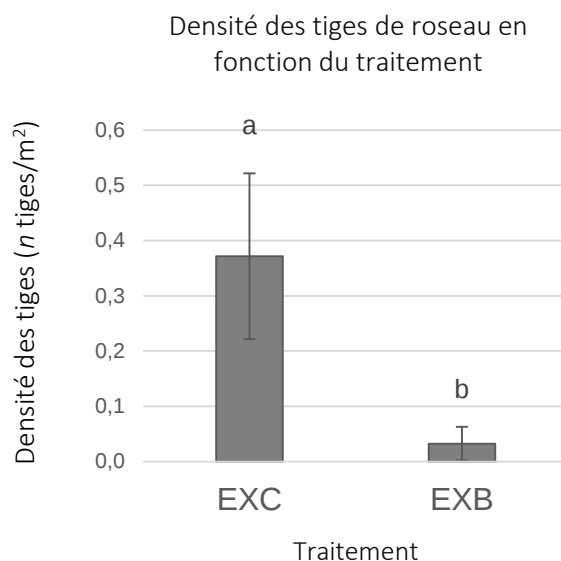


Figure 17. Évaluation en 2014 de l'effet des traitements d'excavation avec enfouissement (EXC) et d'excavation avec enfouissement et bâchage (EXB) sur la densité des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type). Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes (test de Wilcoxon à $p < 0,05$). Les deux traitements ont été soumis à un badigeonnage d'herbicide sur les repousses le 3 octobre 2013.

Les analyses portant sur la différence entre les mesures de 2014 et de 2013 montrent que le traitement de fauche répétée a engendré une différence de densité de tiges significativement supérieure à celle observée dans le témoin et dans les parcelles du traitement d'excavation avec enfouissement, qui sont demeurées plus stables (Figure 18). Le traitement de fauche répétée a également eu un effet significativement plus important que celui du témoin sur la différence de recouvrement entre les deux années. Ces résultats indiquent que le traitement de fauche répétée, maintenu pendant la seconde saison, a eu un effet significativement différent que l'effet du témoin sur la différence de la densité des tiges et du recouvrement de roseau.

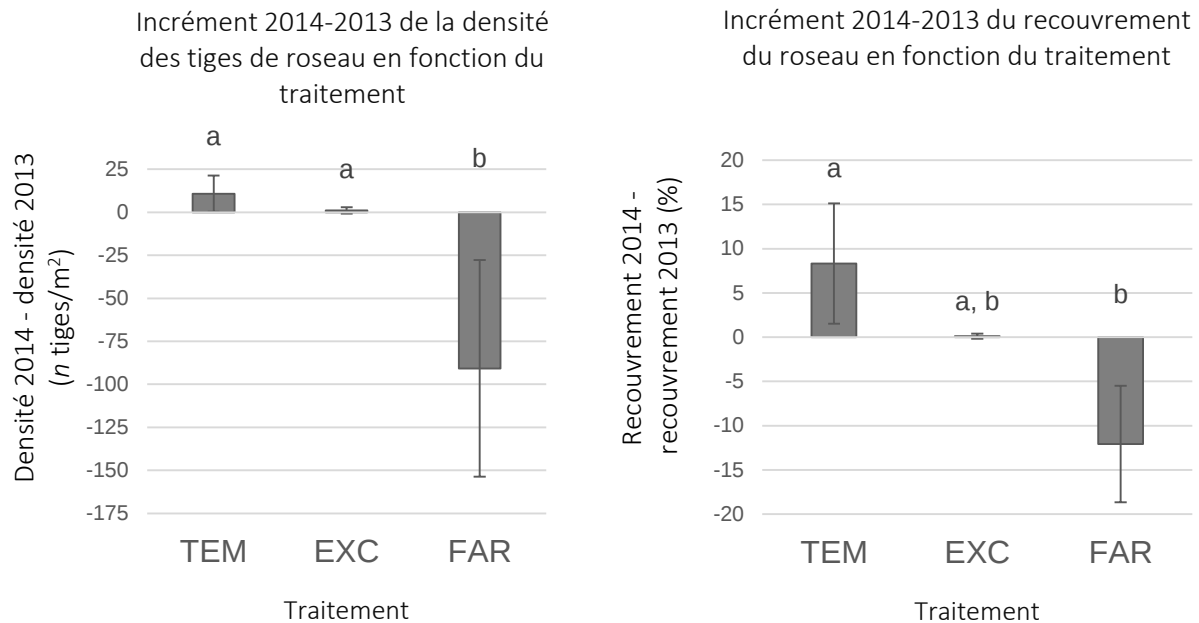


Figure 18. Évaluation de l'effet des traitements sur la différence de densité et de recouvrement des tiges de roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville entre le mois d'octobre 2014 et le mois d'octobre 2013 (moyenne $\pm$ écart-type). Des lettres différentes indiquent des traitements dont les valeurs sont significativement différentes (test de Tukey à $p < 0,05$). TEM = témoin; EXC = excavation avec enfouissement sur place; FAR = fauche répétée.

2.3.2.1 Méthode d'éradication des tiges éparses : le badigeonnage d'herbicide

Le badigeonnage d'herbicide a été testé sur les repousses éparses suite aux traitements d'excavation avec enfouissement avec ou sans bâchage ainsi que sur l'ensemble des tiges éparses en périphérie du dispositif no 1. Suite au traitement, les mesures montrent une baisse moyenne du nombre de tiges de roseau de 79 % (Tableau VI).

Tableau VI. Densité des tiges de roseau commun avant et après le traitement de badigeonnage d'herbicide pour lutter contre le roseau commun au parc national des Îles-de-Boucherville. Traitement effectué le 3 octobre 2013 (dispositifs nos 1 et 2).

Secteurs traités	Avant le traitement (2 octobre 2013)		9 mois après le traitement (7 juillet 2014)		Écart, <i>n</i> tiges avant et après (%)
	Tiges à traiter (<i>n</i>)	Densité des tiges (<i>n</i> tiges/m ²)	Tiges traitées (<i>n</i>)	Densité des tiges (<i>n</i> tiges/m ²)	
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement (dispositif no 1)	447	1,3	130	0,4	-71
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage (dispositif no 1)	52	0,2	11	0,0	-79
Tiges éparses en périphérie du dispositif no 1	243	0,2	9	0,0	-96
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement (dispositif no 2)	1120	1,7	325	0,5	-71

2.4 Discussion

La section précédente a montré que les traitements testés ont eu une efficacité variable. Les traitements d'excavation avec enfouissement sans bâchage et avec bâchage ont eu une efficacité particulièrement élevée : dans les deux cas, les traitements ont donné lieu à une densité des tiges et à un recouvrement du roseau significativement plus bas que suite à tous les autres traitements, au point où un suivi manuel des repousses était envisageable. Les autres traitements ont eu une efficacité plus mitigée. Le bâchage, notamment, a causé une baisse significative de la densité des tiges et du recouvrement du roseau en comparaison au témoin, mais l'effet n'était pas suffisant afin qu'on puisse considérer, au plan opérationnel, de faire un suivi manuel des repousses. En ce qui concerne le traitement de fauche répétée, après deux saisons de traitement, la densité des tiges et le recouvrement de roseau ne se sont pas avérés significativement différents du témoin. Ainsi, bien que la comparaison de l'incrément de ces variables entre la seconde et la première année de traitement suggère que l'effet du traitement s'accroît, il n'était encore une fois pas possible d'envisager un suivi manuel des repousses pouvant mener à l'éradication des populations traitées. La méthode de badigeonnage d'herbicide testée afin de traiter les tiges éparses de roseau a par ailleurs donné des résultats encourageants. Dans les pages qui suivent, ces méthodes seront discutées individuellement, à la lumière de la littérature scientifique sur le sujet.

2.4.1 Excavation avec enfouissement sur place

Les résultats obtenus montrent que l'effet du traitement d'excavation sur la densité et le recouvrement est plus important que celui mesuré avec les autres traitements. Cette méthode permet d'enrayer presque entièrement une population de roseau bien établie. Les résidus (sols contaminés avec des rhizomes) peuvent être enfouis sur le site même des travaux, ce qui élimine les coûts habituellement associés au transport et à l'élimination des déchets d'excavation. Même s'il y a eu dans ce traitement des repousses de roseau issues de fragments végétatifs, l'écart d'efficacité avec le témoin est en moyenne d'environ 99 %, ce qui est supérieur ou du moins comparable aux résultats obtenus suite à une application d'herbicide par pulvérisation avec les ingrédients actifs les plus utilisés contre le roseau (glyphosate et imazapyr), avec laquelle on peut obtenir en général une réduction de densité de tiges de 90 % (Derr, 2008b, 2008a; Back *et al.*, 2012). Les résultats obtenus dans le dispositif no 1 sont par ailleurs similaires à ceux du test effectué dans le dispositif no 2, où les tiges de roseau étaient 97% moins denses après le traitement d'excavation avec enfouissement, en comparaison aux données initiales (Annexe 5).

Le traitement d'excavation n'a pas permis d'éliminer le roseau en une seule étape. En effet, bien que l'excavation du substrat sain se soit faite à une profondeur où les rhizomes étaient peu abondants, il y

avait tout de même parmi ce substrat quelques rhizomes s'étant frayé un chemin à des profondeurs plus importantes. De plus, malgré tous les efforts, il s'est avéré impossible d'éviter que des fragments de rhizomes ne demeurent attachés à la machinerie pendant l'ensemble des travaux effectués. Par conséquent, des fragments se sont intégrés au travers de la couche de terre saine. Les fragments de rhizomes ayant un haut taux de survie (Ailstock *et al.*, 2001), ceux-ci ont donné lieu aux repousses observées sur les placettes. Suite au traitement d'excavation avec enfouissement, les repousses étaient toutefois suffisamment éparpillées qu'on pouvait envisager un suivi manuel de celles-ci. Les résultats de ce suivi sont discutés dans la section 2.4.5 portant sur la méthode de badigeonnage d'herbicide.

2.4.2 Bâchage

Les résultats du bâchage ont montré que le traitement a entraîné une baisse significative de la densité (50%) et du recouvrement (75%) de roseau, en comparaison au témoin. Au niveau opérationnel, cet effet ne s'est toutefois pas avéré assez important pour qu'on puisse envisager un suivi manuel sur la totalité des repousses après le traitement, par exemple avec la méthode de badigeonnage d'herbicide, ce qui aurait été trop fastidieux dans la pratique pour être recommandable. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Boone *et al.* (1987), où une maîtrise partielle du roseau (49% de diminution de la densité des tiges) a été mesurée après 70 jours de bâchage pendant la saison de croissance. Les résultats confirment également les conclusions partielles d'une étude de Kettenring *et al.* (2013), où une saison de bâchage a permis de réduire la densité et la hauteur du roseau, mais s'est avérée insuffisante pour l'éradiquer, et bien moins efficace que les applications d'herbicide testées. Ainsi, tout comme Willcox (2013), on peut conclure que le bâchage affecte la vitalité de la plante, mais qu'une application prolongée est nécessaire si on souhaite accentuer l'effet.

Quelques phénomènes distincts peuvent probablement expliquer l'effet observé suite au traitement. Dans un premier temps, on peut présumer que la vitalité de rhizomes suite au bâchage est probablement liée à des facteurs d'ordre mécanique affectant la capacité des tiges à percer les toiles, à émerger à leurs jonctions ou à tirer avantage d'endroits où elles n'ont pas été bien maintenues en place, par exemple suite à de forts vents. Dans la présente expérience, peu de problèmes techniques sont survenus. Les tiges ayant réussi à percer les toiles ou à se faufiler dans les jonctions se sont avérées rares, une fois les bâches installées, et les fissures ont été corrigées rapidement, le cas échéant. Les toiles ont également été bien maintenues en place pour la totalité de la période de traitement et étaient toujours en bonne condition lors de leur retrait. D'autre part, l'effet du traitement peut être attribué aux limites de la méthode en tant que telle et aux caractéristiques de la population visée lors du traitement. Dans le cas présent, les résultats ont montré que la durée pendant laquelle la toile a été maintenue (environ onze mois) n'a pas été

suffisante afin de permettre d'entrevoir l'éradication des populations ciblées. Afin d'accentuer l'effet, il pourrait donc être nécessaire de maintenir les toiles pendant au moins une saison de croissance supplémentaire ou bien de considérer la combinaison avec d'autres méthodes permettant une intervention plus agressive sur la population ciblée. Dans la région de Québec, le bâchage de populations en berge pendant deux ans semble effectivement avoir donné de bons résultats. Suite au retrait des bâches, il a été observé que le roseau était presque entièrement éliminé au centre des toiles. En périphérie, et le long de certains joints, des repousses ont toutefois été observées (Marie-Josée Coupal, communication personnelle).

Une scarification mécanique du réseau racinaire, préalablement au bâchage, pourrait également être effectuée. Lors d'une étude effectuée dans le sud du Québec, cette combinaison semble avoir engendré un effet plus important que celui constaté dans la présente étude (Byun, 2015). Il est possible que ceci soit expliqué par l'épuisement plus rapide des réserves dans les rhizomes, sectionnés en plus petits morceaux lors de la scarification. La rupture des liens entre les rhizomes reliant différentes parties de la plante pourrait également avoir un impact sur la vitalité des populations visées. En effet, une population de roseau est constituée d'un ou plusieurs clones (Lambertini *et al.*, 2008), et comme plusieurs plantes clonales, ceci donne lieu à la formation d'un ou de plusieurs réseaux d'individus génétiquement identiques. À l'intérieur de ces réseaux, où les clones peuvent demeurer interconnectés pendant plusieurs années (Klimes *et al.*, 1997), il se produit un phénomène de partage des ressources par le biais des rhizomes et des stolons connectés (Stuefer *et al.*, 2004). Aussi appelé intégration physiologique, le phénomène permet la translocation de ressources en support à des parties du réseau qui sont endommagées ou qui subissent des contraintes particulières (Hartnett et Bazzaz, 1985; Salzman et Parker, 1985; Slade et Hutchings, 1987; Chapman *et al.*, 1992). Ainsi, une partie du clone en difficulté peut bénéficier du support d'autres parties plus vigoureuses (Hartnett et Bazzaz, 1983; Evans et Whitney, 1992; Birch et Hutchings, 1994), ce qui peut aider la plante à s'adapter (Schmid *et al.*, 1988; Amsberry *et al.*, 2000; Pennings et Callaway, 2000). Chez le roseau, l'intégration physiologique faciliterait une coopération intraclonale considérable (Tscharntke, 1990; Hara *et al.*, 1993; Amsberry *et al.*, 2000).

L'impact de l'intégration physiologique sur l'effet d'un tel traitement est toutefois inconnu, et mériterait d'être étudié davantage. S'il s'avérait que le partage des ressources favorise effectivement le roseau lorsqu'il est soumis au bâchage, on pourrait émettre l'hypothèse que l'effet du traitement est fort probablement plus important lorsque celui-ci est appliqué sur une population entière de roseau, en comparaison à l'effet sur une portion de population. Dans la pratique, considérant que les rhizomes de roseau peuvent s'étendre sur des distances horizontales de plusieurs mètres (Haslam, 1972), il semblerait

alors prudent d'appliquer le bâchage à la totalité des populations visées ou, si cela est impraticable, de couper le lien souterrain entre les portions traitées et non traitées.

2.4.3 Excavation avec enfouissement sur place et bâchage

Quatre mois après le début du traitement d'excavation avec enfouissement sur place et bâchage, l'analyse des résultats montre que le traitement entraîne un effet sur la densité des tiges qui est significativement supérieur à celui engendré par le traitement d'excavation avec enfouissement sans bâchage. Ceci n'est pas étonnant : les toiles étant toujours en place, une accentuation de l'effet était prévisible. L'année suivante, après le badigeonnage d'herbicide et le retrait des toiles, l'effet était toutefois toujours significatif, ce qui montre que l'effet du traitement sur la densité des tiges se maintient au moins un an après le retrait de la toile. Tout comme le traitement sans bâchage, cette méthode engendre une diminution d'environ 99% de la densité des tiges et du recouvrement du roseau, ce qui est supérieur ou comparable aux meilleurs résultats envisageables avec la pulvérisation d'herbicide. La présente étude montre cependant qu'il est pratiquement impossible d'éradiquer le roseau avec cette méthode en une seule tentative, malgré tous les efforts entrepris. Un suivi est donc nécessaire afin de traiter les tiges qui parviennent à émerger malgré le traitement. Les résultats de ce suivi, effectués avec la méthode de badigeonnage d'herbicide, sont discutés dans la section 2.4.5.

2.4.4 Fauche répétée

La fauche répétée a engendré des résultats mitigés, autant après une que deux saisons de traitement. Étant donnée la grande variabilité des résultats, on ne peut conclure que le fauchage a entraîné une différence significative de la densité des tiges de roseau en comparaison au témoin, bien que la valeur moyenne mesurée soit environ trois fois supérieure dans le cas des fauches. Une augmentation initiale de la densité des tiges était toutefois prévisible. En effet, une méta-analyse européenne sur les effets de la récolte de roseau a conclu qu'une coupe initiale de la plante résulte en une augmentation de sa densité (Valkama *et al.*, 2008). Ce phénomène est appuyé par plusieurs autres études ailleurs dans le monde (Warren *et al.*, 2001; Asaeda *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2014), à l'exception des travaux de Derr (2008a), où on a rapporté une baisse importante de la densité des tiges après différents traitements de fauche répétée maintenus pendant une saison de croissance.

Le mécanisme expliquant l'augmentation de la densité des tiges après le fauchage n'a pas été élucidé dans la littérature scientifique. Néanmoins, quelques hypothèses ont été formulées. En étudiant l'effet des dommages d'insectes sur les tiges de roseau, un phénomène similaire a été observé et il a été conclu que le nombre de tiges latérales produites par tige endommagée était proportionnel à la densité des tiges

endommagées (Tscharntke, 1990). En d'autres termes, plus les dommages sur les tiges sont importants, plus le nombre de tiges latérales augmente, donnant lieu à de plus grandes densités de tiges de plus faible dimension (Tscharntke, 1999). Il a été suggéré que ceci serait dû à l'augmentation de l'intensité lumineuse suivant les dommages, ce qui stimulerait des bourgeons dormants sur les rhizomes, lesquels produiraient par la suite plus de tiges latérales (Tscharntke, 1999). Cette hypothèse pourrait également être envisagée pour les effets du fauchage sur une population. Il a également été proposé que la litière aurait un impact important sur la densité des tiges et que son extraction serait en partie responsable des augmentations mesurées (Haslam, 1971a). Il a été montré qu'une litière épaisse, cachant presque entièrement le sol, pouvait faire chuter la formation de bourgeons de 100 à 6 par m² et qu'en enlevant celle-ci, la densité des tiges de roseau pouvait grimper dans des proportions de 120 à 400 %. Haslam (1971a) a suggéré que l'effet d'une litière épaisse sur la densité des tiges est attribuable à l'influence de la litière sur les écarts de température subis par les rhizomes situés le plus en surface. L'auteure propose qu'en enlevant la litière, les bourgeons du roseau subissent une plus grande mortalité due au gel, entraînant ainsi l'activation d'une quantité supérieure de bourgeons. Le gel ne peut toutefois pas expliquer les résultats des études, dont la présente, où le fauchage et l'échantillonnage ont été effectués à l'intérieur d'une période où il n'y avait pas de gel au sol.

En ce qui concerne le recouvrement de roseau suite au fauchage, les résultats après la première saison montrent que le roseau y occupe un recouvrement qui est en moyenne 45% plus bas que dans le témoin. Cet écart n'est toutefois pas significatif après la seconde saison de traitement, bien que la valeur moyenne du recouvrement soit environ trois fois inférieure à celle mesurée dans le témoin. La grande variabilité des résultats peut encore une fois expliquer pourquoi il n'est pas possible de statuer sur l'effet observé. Dans les faits, l'impact à court terme du fauchage sur le recouvrement semble difficile à prévoir. Ainsi, dans la littérature, il est noté que le fauchage peut entraîner une baisse (Derr, 2008a), une hausse (Warren *et al.*, 2001) ou bien un effet non significatif sur le recouvrement (Breen *et al.*, 2014).

En analysant l'effet des traitements sur la différence entre les mesures finales de densité et de recouvrement de la seconde et de la première saison de traitement, l'analyse montre toutefois que le traitement de fauche répétée a généré un effet plus important que celui mesuré chez le témoin. Ainsi, suite à la seconde année de fauche répétée, la densité et le recouvrement de roseau ont diminué significativement en comparaison à la variation du témoin, ce qui suggère que la seconde année de traitement a eu un effet sur la vitalité de la plante. Ceci pourrait être attribuable à un certain affaiblissement du roseau suite au maintien du régime de fauches. Suite à la coupe, le roseau doit en effet puiser dans ses réserves afin de créer de nouvelles tiges. Si le régime de fauches pousse la plante à puiser dans ses réserves plus rapidement qu'elle ne peut les restaurer, il serait donc possible, graduellement,

d'épuiser ces dernières. Au début de chaque saison de croissance, une partie importante des réserves en glucides serait allouée à la croissance des organes aériens de la plante (Dinka et Szeglet, 1999; Čížková *et al.*, 2001). Il en serait de même pour les réserves des nutriments minéraux les plus importants pour la croissance du roseau (Granéli *et al.*, 1992). Après avoir assuré la formation des tiges aériennes, les rhizomes recommenceraient par la suite à restaurer leurs réserves à partir du mois de juin (Granéli *et al.*, 1992; Asaeda *et al.*, 2006). Le taux de renouvellement annuel des rhizomes serait par ailleurs d'environ 30 % (Granéli *et al.*, 1992) et les rhizomes vivraient généralement de trois à six ans (Fiala, 1976; Haslam, 2009). Ainsi, en maintenant un régime de fauches soutenu, il serait théoriquement possible de forcer la plante à épuiser graduellement ses réserves suite à plusieurs années de traitements. Le roseau est toutefois reconnu pour sa capacité à accumuler des réserves importantes (Fiala, 1976; Granéli *et al.*, 1992) et aucune étude n'a évalué la période de temps pouvant mener à un tel épuisement. Néanmoins, les résultats de la présente étude suggèrent qu'il y a effectivement un affaiblissement graduel de la plante suite au maintien du traitement. Il serait intéressant d'examiner s'il est en effet possible de parvenir à un épuisement des réserves et, le cas échéant, en combien d'années, pour ensuite envisager un suivi manuel des repousses avec une méthode telle le badigeonnage d'herbicide.

Bien que l'effet de la fauche répétée semble s'accentuer suite au maintien du traitement sur plusieurs années, le potentiel de la méthode afin de lutter contre le roseau, à court ou moyen terme, se limite donc à une maîtrise temporaire de la plante. Ceci peut toutefois constituer une option d'intérêt afin de réduire l'abondance de la plante à un niveau acceptable, particulièrement lorsque les autres méthodes ne sont pas possibles, et permet surtout d'empêcher la production de graines, qui contribuent fortement à l'initiation de nouvelles populations de roseau (Albert *et al.* 2015).

2.4.5 Méthode d'éradication des tiges éparses : le badigeonnage d'herbicide

Les résultats obtenus suivant les tests de badigeonnage d'herbicide suggèrent que cette méthode permet un suivi d'une efficacité supérieure ou comparable à d'autres méthodes visant à lutter contre le roseau en limitant les effets hors-cible, tels l'application d'herbicide par méchage, l'application par égouttement dans des tiges coupées ou l'arrachage manuel (Kay, 1995; Breen *et al.*, 2014; Coupal, 2014).

L'efficacité mesurée dans cette étude (diminution du nombre de tiges de 79%) semble en effet supérieure à celle obtenue lors d'une étude avec applicateur à mèche (*wipe-on applicator*, ou *weed wiper*), dans laquelle les taux de mortalité ont varié entre 33 et 38 % avec l'utilisation de glyphosate, et entre 57 et 75 % avec l'utilisation d'imazapyr (Kay, 1995). L'efficacité supérieure du badigeonnage peut probablement être expliquée par l'uniformité du traitement effectué : la méthode est certes fastidieuse,

mais elle permet une application manuelle sur chaque tige de roseau traitée. L'efficacité mesurée suite aux tests de badigeonnage semble par ailleurs similaire à celle obtenue avec une autre méthode manuelle, soit l'égouttement d'herbicide (imazapyr) directement dans des tiges éparses de roseau coupées (Breen *et al.*, 2014). Suite aux tests effectués, Breen *et al.* (2014) ont conclu que la méthode, appliquée sur seulement 5 à 25 % des tiges coupées, permettait une maîtrise du recouvrement importante et équivalente à celle obtenue lors de tests de pulvérisation d'herbicide sur des tiges éparses de roseau. Il pourrait être intéressant d'évaluer si le badigeonnage, lui aussi, peut s'avérer d'une certaine efficacité en ne traitant qu'une partie des tiges, ce qui est probable compte tenu des propriétés d'intégration physiologique du roseau (Bankó *et al.*, 2002). Ceci permettrait un temps d'exécution plus rapide, un risque d'effets hors cible moindre et l'utilisation d'une quantité minimale d'herbicide. Les quantités d'herbicide utilisées pour le badigeonnage sont par ailleurs relativement modestes au départ : il a été estimé que le badigeonnage des tiges de roseau demandait un volume d'herbicide cinq fois moins important que celui nécessaire pour traiter une population de taille et de densité similaire par pulvérisation (Boivin *et al.*, 2014).

Outre pour la maîtrise des repousses suite à un traitement initial, le badigeonnage d'herbicide pourrait être d'intérêt afin de maîtriser les populations de roseau jeunes ou éparses. À cet effet, l'efficacité du badigeonnage semble *a priori* comparable ou supérieure à celle obtenue avec arrachage manuel de petites populations de roseau, tel que le suggèrent les mesures prises suivant des interventions d'extraction effectuées le long de la rivière Saint-Charles à Québec, où l'on a rapporté que les deux tiers des populations extraites manuellement étaient sans repousses plusieurs mois après l'arrachage (Coupal, 2014). Par rapport à l'arrachage, le badigeonnage est toutefois plus rapide, il perturbe moins le sol et ses coûts sont moindres. L'arrachage manuel pourrait toutefois constituer une option intéressante dans certains cas, particulièrement lorsque l'utilisation d'herbicides est interdite.

Des améliorations à la méthode de badigeonnage d'herbicide pourraient engendrer une efficacité supérieure à celle mesurée lors de cette étude. En effet, Boivin et Brisson (2014) ont obtenu une diminution de la densité des tiges de près de 100% avec cette méthode en appliquant l'herbicide sur des tiges d'une hauteur moyenne de 64 cm. En comparaison, la hauteur moyenne des tiges traitées dans le présent projet oscillait autour de 20 cm, à l'exception des repousses traitées dans le dispositif no 2, où elles mesuraient près de 40 cm (Annexe 4). Cette plus faible dimension des tiges traitées a forcément eu un impact sur la surface foliaire disponible lors de l'application, ce qui a peut-être limité la quantité d'herbicide qui a été acheminée par les vaisseaux dans les racines et les rhizomes. La faible dimension des tiges peut aussi avoir influencé leur dépistage. Ainsi, bien que tout ait été mis en œuvre afin de

localiser et traiter la totalité des tiges, il se peut que certaines aient été involontairement omises dû à leur petite taille.

2.5 Conclusion

Dans cette étude, les méthodes basées sur l'excavation avec enfouissement, avec ou sans bâchage, ont engendré les effets les plus importants sur le roseau commun. Utilisées en combinaison avec un badigeonnage d'herbicide, ces méthodes ont le potentiel de mener à l'éradication des populations ciblées. En ce qui concerne la méthode de bâchage, on peut conclure que le maintien des toiles pour la période testée (environ 11 mois) n'est pas suffisant pour éliminer le roseau, ou même pour entrevoir par la suite un suivi manuel des repousses pouvant mener à l'éradication. Il serait intéressant d'étudier la méthode sur une plus longue période et sur des populations entières de roseau, de même que d'examiner l'effet du bâchage combiné avec une scarification préalable du sol, ce qui pourrait procurer un effet plus prononcé. La méthode de fauche répétée, tel qu'attendu, n'a pas affecté le roseau au point d'en permettre l'éradication. Suite à la répétition du traitement sur deux saisons, un affaiblissement significatif de la vitalité a toutefois été constaté. Il pourrait être intéressant d'examiner s'il est possible, en répétant le traitement sur plusieurs années, de diminuer la dominance du roseau jusqu'au point où un traitement manuel des repousses soit envisageable, par exemple avec un traitement de badigeonnage d'herbicide, lequel s'est avéré d'une bonne efficacité dans les tests effectués. Outre pour le contrôle des repousses suite à un traitement initial, le badigeonnage d'herbicide représente par ailleurs une option d'un grand intérêt afin de traiter les jeunes populations éparses de roseau, le tout dans une perspective de lutte intégrée où l'on souhaite réduire au minimum les quantités d'herbicides utilisées.

Cette étude montre que malgré tous les efforts mis en œuvre, l'élimination complète du roseau est pratiquement impossible avec un seul traitement et sur une seule année, ce qui concorde avec les résultats généralement obtenus suite aux travaux de recherche sur la maîtrise des plantes envahissantes, peu importe la méthode utilisée (Kettenring et Reinhardt Adams, 2011). Par ailleurs, si aucun suivi n'est réalisé, même seulement quelques tiges peuvent suffire à ce que le roseau reprenne sa dominance, au plus quelques années après le traitement (Ailstock *et al.*, 2001; Warren *et al.*, 2001). Le suivi, qui peut s'échelonner sur plusieurs années, est donc nécessaire afin de maintenir ou accentuer les gains obtenus (Lombard *et al.*, 2012).

Chapitre 3 : Évaluation de l'effet d'un ensemenement préventif de plantes herbacées sur l'établissement du roseau dans de vastes parcelles de sol nu

3.1 Introduction

Selon l'hypothèse de la disponibilité des ressources (*fluctuating resources hypothesis*), les invasions de plantes sont expliquées par la capacité des envahisseurs à s'accaparer des ressources disponibles en grande abondance, dans des contextes où les plantes résidentes ne peuvent pleinement les utiliser (Davis *et al.*, 2000; Davis et Pelsor, 2001; Davis, 2009). Une fois établi, le roseau commun exotique prolifère en effet dans les conditions où les ressources sont importantes (Bertness *et al.*, 2002; Rickey et Anderson, 2004; Mozdzer *et al.*, 2010), ce qui pourrait lui donner un avantage compétitif. Le roseau n'est toutefois pas si prolifique à tous les stades de son développement : au moment de l'établissement des semis, il est particulièrement intolérant à l'ombre, ce qui nuit à sa croissance (Haslam, 1971c). En effectuant un ensemenement de plantes permettant d'accaparer la ressource lumineuse disponible, il serait donc théoriquement possible de lui faire compétition et de freiner son établissement dès le départ. Une telle approche préventive pourrait être bien moins onéreuse que de traiter le roseau une fois établi.

Ce chapitre a pour objectif d'évaluer dans quelle mesure un ensemenement de plantes herbacées peut réduire la quantité de semis de roseau qui s'établit dans les premières années suivant l'intervention. J'é mets comme première hypothèse qu'un tel ensemenement permettra de réduire le nombre de semis de roseau. Comme seconde hypothèse, je prédis que si l'établissement de semis survient malgré l'ensemenement, cela aura principalement lieu au cours de la première année suivant l'opération, les semis pouvant alors tirer profit d'un effet de priorité avant que les espèces semées ne puissent s'établir.

Dans les pages qui suivent, j'évaluerai l'effet d'un ensemenement de plantes herbacées sur des parcelles de sol nu où l'agriculture a récemment cessé et où la pression de diaspores de roseau est importante. Pour ce faire, les travaux de recherche ont été effectués sur d'anciens champs agricoles situés dans le parc national des Îles-de-Boucherville, près de Montréal (Québec, Canada). Ci-après, je présenterai tout d'abord les parcelles en question ainsi que les traitements expérimentaux. Je décrirai ensuite les plans d'échantillonnage visant à mesurer l'effet des traitements sur la composition végétale des parcelles et sur la présence du roseau. Les résultats portant sur la composition des parcelles et le dénombrement des semis de roseau sur l'ensemble du site d'étude seront ensuite présentés. Une discussion générale commentera enfin l'ensemble des résultats et vérifiera la validité des hypothèses de départ.

3.2 Méthodes

3.2.1 Dispositif expérimental

Le site d'étude du projet se situe dans le parc national des Îles-de-Boucherville, où la conversion de certaines terres agricoles en milieux naturels a débuté il y a quelques années. Ce processus s'est amorcé en 2008 avec la conversion 64,4 ha de terres agricoles sur les îles de la Commune (51,7 ha) et Grosbois (12,7 ha). En 2012, 42,7 ha supplémentaires ont été convertis, entièrement sur l'île de la Commune (Figure 19). Les travaux de recherche se sont déroulés sur l'ensemble de ces terres. Sur les terres converties en 2008, l'agriculture a pris fin à l'automne et a été suivie de l'ensemencement d'un mélange de plantes herbacées dans la même saison (automne 2008) dans l'ensemble des champs. Au début des travaux de ce projet de recherche, en mai 2013, ces champs présentaient un important couvert de plantes herbacées. Au même moment, les 42,7 ha de la seconde phase de conversion sur l'île de la Commune étaient caractérisés par de vastes champs de sol nu, où l'agriculture avait cessé à l'automne 2012. Suite à la fin de la culture, le passage d'une herse à disques au printemps 2013 a été effectué, constituant la seule mesure de préparation du sol avant les ensemencements.

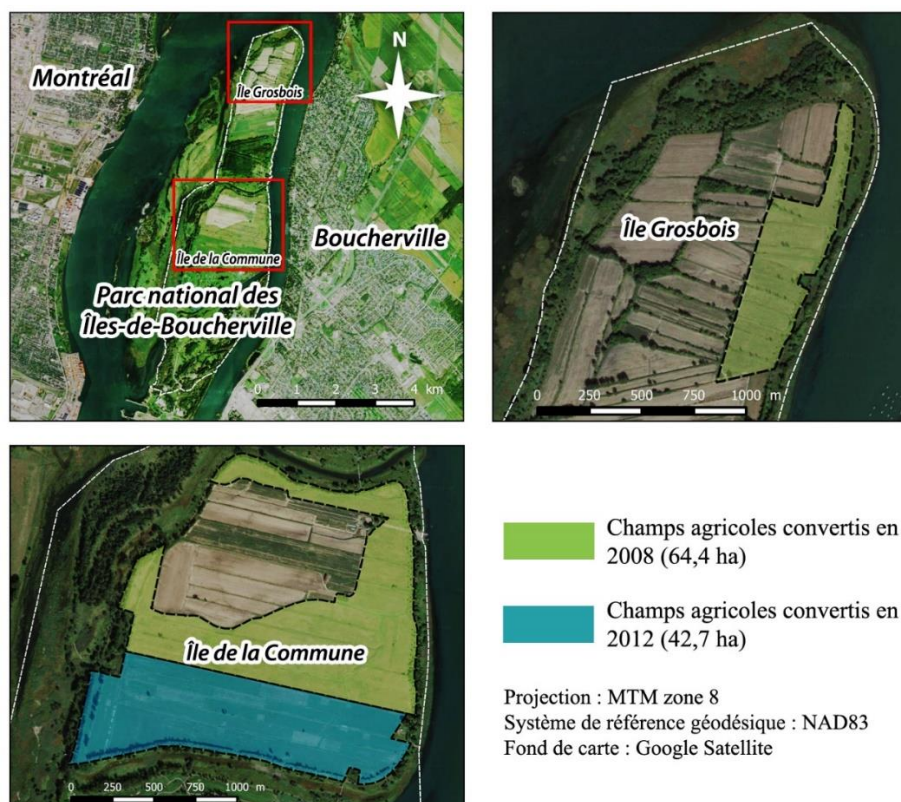


Figure 19. Localisation des champs à l'étude afin d'évaluer l'effet d'un ensemencement préventif pour lutter contre le roseau commun dans le parc national des Îles-de-Boucherville.

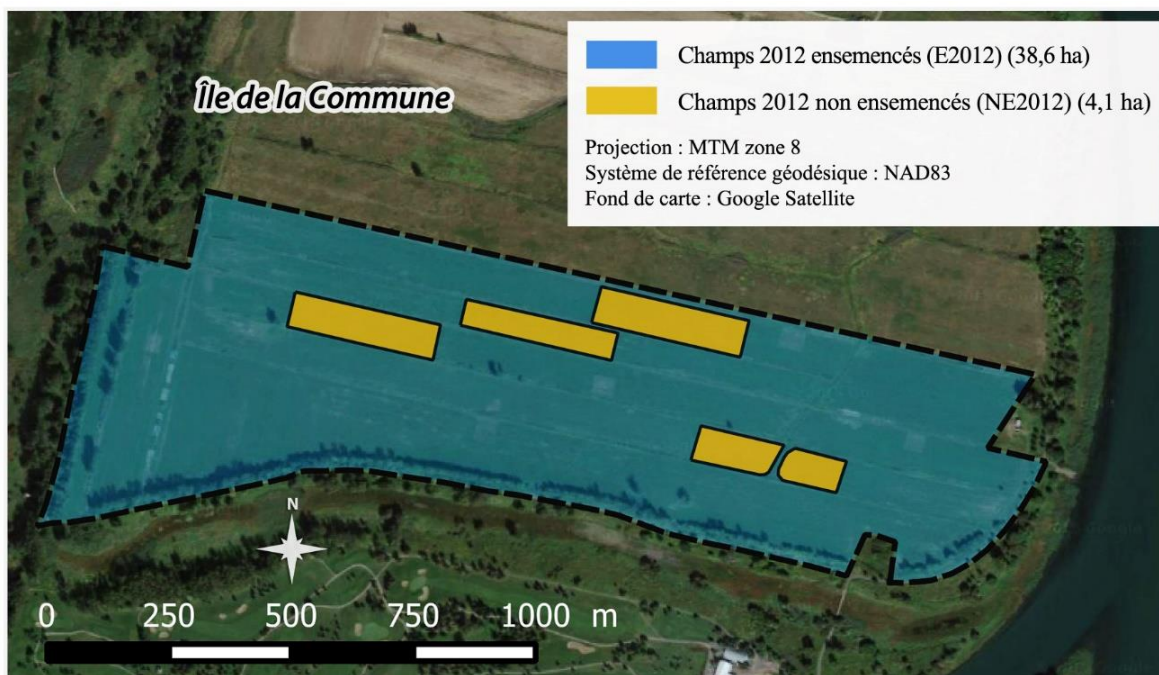
3.2.2.1 Description des traitements expérimentaux

Sur l'ensemble des terres converties lors de la première phase (64,4 ha), où l'agriculture a pris fin en 2008 (Figure 19), un ensemencement a été exécuté à l'automne 2008 avec un mélange de plantes herbacées (Tableau VII). Ces parcelles sont ci-après désignées comme « E2008 ». Le mélange de plantes herbacées avait à ce moment été sélectionné de manière à ce qu'il permette la formation d'un couvert végétal dense en peu de temps. Considérant les vastes superficies visées, son coût relativement bas permettait également de respecter les limites budgétaires allouées.

Afin d'étudier l'effet de l'ensemencement sur l'établissement des semis de roseau, les champs convertis en 2012 ont été séparés en deux traitements : les parcelles ensemencées (38,6 ha; ci-après désignées « E2012 ») et les parcelles non ensemencées (4,1 ha; ci-après désignées « NE2012 »). Les parcelles NE2012 étaient au nombre de quatre, couvrant chacune environ 1 ha et positionnées aléatoirement. Sur les parcelles E2012, le même mélange de plantes herbacées que celui utilisé sur les parcelles E2008 a été semé les 13 et 14 mai 2013, au taux de 14 kg de semences par hectare. L'opération a été effectuée avec un semoir en ligne monté sur un tracteur, permettant de semer le mélange à une densité uniforme, le tout à une profondeur constante et en rangs équidistants. L'ensemencement a été effectué partout où la machinerie pouvait circuler. Les fossés de drainage n'ont donc pas été ensemencés. La Figure 20 indique la localisation de tous les traitements sur le site.

Tableau VII. Composition du mélange de plantes herbacées utilisé pour les tests d'ensemencement préventif en matière de lutte au roseau commun dans le parc national des Îles-de-Boucherville.

Espèce	Proportion en poids dans le mélange
Fléole des prés (<i>Phleum pratense</i>)	50 %
Trèfle alsike (<i>Trifolium hybridum</i>)	20 %
Trèfle rouge (<i>Trifolium pratense</i>)	15 %
Fétuque rouge (<i>Festuca rubra</i>)	15 %



3.2.2 Plan d'échantillonnage et prise de données

La prise de données s'est effectuée en deux volets. D'abord, un échantillonnage a été planifié afin de caractériser la composition végétale de chacune des parcelles. Un échantillonnage supplémentaire a également été réalisé afin de détecter les semis de roseau s'étant établis sur les champs à l'étude.

L'échantillonnage portant sur la composition végétale des parcelles a été réalisé par la prise de données dans des quadrats d'échantillonnage de 4 m² et de forme carrée. Sur les parcelles E2008, 90 quadrats (65 sur l'île de la Commune et 25 sur l'île Grosbois) ont été distribués aléatoirement sur l'ensemble des terres. Sur les parcelles converties en 2012, 60 quadrats ont été localisés sur les parcelles E2012, et 60 autres sur les parcelles NE2012 (Annexe 6). Lors des échantillonnages, l'abondance des espèces rencontrées, du sol nu et de la litière a été estimée en utilisant des classes selon une échelle de Braun-Blanquet modifiée (1 = < 5 %, 2 = 5-10 %, 3 = 11-25 %, 4 = 26-50 %, 5 = 51-75 % et 6 = 75-100 %; (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974). Aux fins des analyses comparatives, les médianes de ces classes ont été utilisées par la suite. L'échantillonnage sur les parcelles E2008 a été effectué du 16 juillet au 7 août 2014, soit près de six ans après l'ensemencement original. Les parcelles NE2012 et E2012 ont été échantillonnées du 10 au 23 septembre 2013, soit environ quatre mois après l'ensemencement.

L'inventaire des semis de roseau a été réalisé via un dépistage visuel sur l'ensemble des parcelles. Lors de ces inventaires, le roseau repéré dans les champs était tout d'abord examiné afin d'exclure les tiges provenant de la progression végétative de roseau présent dans des endroits non soumis aux traitements, tels les fossés. De ce fait, lorsqu'on soupçonnait que le roseau était ou avait déjà été attaché à une population adjacente située à l'extérieur de la zone traitée, il était rejeté du dénombrement puisqu'il ne pouvait être associé à un semi s'étant établi sur la parcelle en question. À l'inverse, si le roseau rencontré était bel et bien situé dans un champ à un endroit soumis au traitement et qu'il ne provenait vraisemblablement pas de l'extension par voie végétative d'une population adjacente située à l'extérieur de la zone traitée, on considérait que les tiges de roseau formaient une nouvelle colonie résultant de l'établissement d'un semi. Dans ce chapitre, le terme « colonie » sera utilisé afin de faire référence à ces groupes de tiges de roseau repérés, qu'on présume constitués d'individus génétiquement identiques issus de la croissance végétative d'un semi de roseau s'étant initialement établi. En théorie, il demeure possible que certaines de ces colonies identifiées puissent provenir de fragments de tiges ou de rhizomes dispersés, notamment par la machinerie agricole. L'impact de ceci a toutefois été considéré comme négligeable dans le cas présent, étant donné que les déplacements de la machinerie ont, en principe, cessé dans les parcelles de champs après les traitements. Il a donc été présumé que chaque colonie inventoriée résultait de l'établissement d'un seul semi, ce qui représente le cas général, bien qu'il demeure possible que les colonies de plus grande ampleur soient le résultat de l'établissement de plus d'un semi.

Un système de positionnement géographique a été utilisé afin de circonscrire le périmètre des colonies détectées. Ces mesures ont ensuite été utilisées afin de faire le dénombrement des colonies et de mesurer leur superficie. Pour chaque colonie, le nombre de tiges florifères de roseau a également été estimé en utilisant des classes d'abondance (1 = aucune tige, 2 = 1-5 tiges, 3 = 6-15 tiges, 4 = 16-50 tiges, 5 = > 50 tiges). L'échantillonnage des semis sur les parcelles E2008, ensemencées à l'automne 2008, a été fait entre le 29 octobre et le 13 novembre 2014. Les colonies de roseau étaient alors facilement identifiables, les tiges de la plante étant souvent plus hautes que la végétation herbacée environnante et les tiges florifères étant souvent bien visibles. L'inventaire a été fait par une ou deux personnes parcourant systématiquement l'ensemble des parcelles visées. L'échantillonnage des semis de roseau a été effectué en juillet 2014 sur les parcelles de champs NE2012 et E2012. Sur les parcelles NE2012, le couvert végétal peu dense a permis de faire un dépistage relativement facile des semis de roseau, bien que ceux-ci fussent jeunes et de petite taille. L'inventaire a été effectué le 14 juillet 2014 par trois personnes sillonnant la totalité des champs en parallèle. Sur les parcelles E2012, ensemencées en mai 2013, le couvert herbacé était dense et limitait la visibilité. Étant donné que ces conditions rendaient impraticable le dépistage exhaustif sur l'ensemble des vastes parcelles visées, l'inventaire a été réalisé entre le 14 et

le 16 juillet 2014 en parcourant la périphérie de l'ensemble des champs ensemencés afin de détecter les tiges de roseau de hauteur supérieure au couvert présent, ces tiges étant plus faciles à repérer. Les tiges de plus petit calibre n'ont pas été recherchées systématiquement sur l'ensemble des parcelles étant donné le couvert végétal dense. Les données ont été corroborées avec les observations faites lors des multiples déplacements effectués sur ces parcelles pendant l'ensemble des travaux de recherche et avec les résultats des inventaires sur la composition végétale des parcelles, décrits précédemment, où une recherche exhaustive des semis de roseau a été effectuée dans les quadrats d'échantillonnage.

3.3 Résultats

Dans les pages qui suivent, la composition végétale des parcelles converties en 2012 est tout d'abord décrite afin de présenter l'effet de l'ensemencement sur le couvert végétal dans l'année même suivant le traitement. Une description de la végétation sur les parcelles converties en 2008 est ensuite présentée afin d'exposer l'effet de l'ensemencement, près de six ans après le traitement. On présente ensuite les résultats de l'inventaire des semis de roseau sur chacune des parcelles à l'étude, une fois de plus, afin d'exposer tout d'abord l'effet sur les parcelles récemment converties en 2012 puis sur celles converties en 2008.

3.3.1 Composition végétale des parcelles ensemencées ou non

Les mesures dans les champs E2012 ont montré que le couvert était essentiellement composé de plantes herbacées et que le sol nu y était rare, quelques mois après l'ensemencement (Tableau VIII). En comparaison, les champs NE2012 présentaient en moyenne une importante proportion de sol nu et un couvert clairsemé. Les mesures prises dans les champs E2008 ont montré que le sol nu y était peu abondant et que les plantes herbacées dominaient toujours le couvert, près de six ans après l'ensemencement. Une litière importante pouvait toutefois être observée.

Les champs E2012 étaient principalement composés d'un couvert représentatif du mélange semé et étaient dominés par le trèfle rouge (*Trifolium pratense*) et le trèfle alsike (*Trifolium hybridum*). On a trouvé seulement deux autres espèces avec un couvert $\geq 5\%$, soit la petite herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia*) et le fléole des prés (*Phleum pratense*). Dans les parcelles NE2012, le couvert était plus diversifié. Ainsi, parmi les espèces occupant en moyenne un couvert $\geq 5\%$, il y avait la prêle des champs (*Equisetum arvense*), l'échinochloa pied-de-coq (*Echinochloa crus-galli*), la petite herbe à poux, l'amaranthe de Powell (*Amaranthus powellii*), l'armoise bisanuelle (*Artemisia biennis*), la sétaire glauque (*Setaria glauca*) et le peuplier deltoïde (*Populus deltoides*), la seule espèce ligneuse présente en

abondance. Le roseau commun n'a été trouvé dans aucun des quadrats d'échantillonnage des champs E2012 et NE2012.

Tableau VIII. Couvert végétal (ou sol nu) des quadrats échantillonnés (moyenne $\pm$ écart-type) dans les champs agricoles convertis en milieux naturels en 2012 et 2008 au parc national des Îles-de-Boucherville. E2012 = parcelles converties en 2012ensemencées, NE2012 = parcelles converties en 2012 nonensemencées, E2008 = parcelles converties en 2008ensemencées.

Parcelle	Quadrats (n)	Couvert herbacé (%)	Couvert ligneux (%)	Sol nu (%)	Litière (%)
E2012	60	99,3 $\pm$ 1,2	0,0 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 1,2	0,0 $\pm$ 0,0
NE2012	60	60,7 $\pm$ 34,1	5,7 $\pm$ 5,9	33,5 $\pm$ 10,7	0,0 $\pm$ 0,0
E2008	90	83,0 $\pm$ 8,9	0,1 $\pm$ 0,5	1,0 $\pm$ 1,8	16,9 $\pm$ 9,0

Du côté des champs E2008, le couvert était toujours dominé par les plantes herbacées ayant été semées, c'est-à-dire principalement la fétuque rouge (*Festuca rubra*), le fléole des prés et le trèfle alsike. Parmi les espèces occupant en moyenne un couvert $\geq 5\%$, on a trouvé seulement le chiendent commun (*Elymus repens*) et le chardon des champs (*Cirsium arvense*). Le trèfle rouge, qui faisait partie du mélange original, était presque absent, tout comme l'herbe à poux, qui était abondante dans les champs E2012 et NE2012 récemment convertis. Le roseau commun (*Phragmites australis*) n'a été trouvé que dans quelques quadrats d'échantillonnage et ne représentait que 1,3 % du couvert moyen dans les champs ensemencés.

Les principales espèces présentes dans les différentes parcelles ainsi que les mesures moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de biodiversité de Shannon et de l'homogénéité sont fournies dans les Annexes 7 et 8, respectivement. Les données complètes des inventaires sont disponibles aux Annexes 9 et 10.

3.3.2 Dénombrement des colonies de roseau issues de semis

L'inventaire du roseau sur les parcelles converties en 2012 a permis de mesurer une densité moyenne de 6,8 colonies de roseau par hectare dans les champs NE2012, plus d'un an après la conversion des parcelles. Attribuées à l'établissement de semis, les colonies repérées étaient le plus souvent constituées de tiges de roseau de moins de 40 cm de hauteur, tandis que les plus hauts individus repérés ne mesuraient que 75 cm (données non présentées). En revanche, dans le secteur E2012, aucun semis de roseau n'a été observée suite au dépistage et à l'ensemble des observations effectuées pendant les travaux de recherche.

La Figure 21 illustre la répartition spatiale des colonies détectées. On y constate que leur distribution n'est pas uniforme.

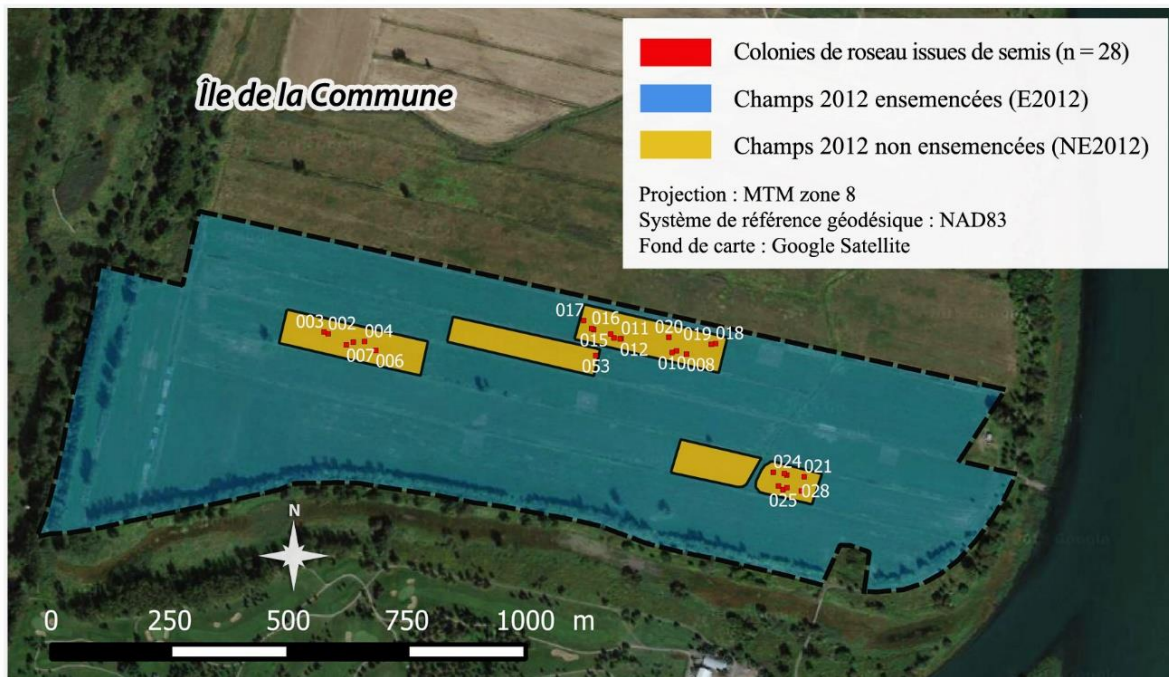


Figure 21. Cartographie des colonies de roseau issues de semis dans les parcelles de champs agricoles convertis en milieux naturels en 2012 (ensemencées ou non) au parc national des Îles-de-Boucherville. Les colonies, qui étaient toutes de petite dimension ($< 1 \text{ m}^2$), sont surdimensionnées sur la carte afin de permettre leur repérage.

L'inventaire des colonies issues de semis de roseau sur les champs E2008, près de six ans après l'ensemencement, a permis de mesurer une densité moyenne de 1,1 colonie par hectare. Ces colonies ont été imputées à l'établissement de semis de roseau, ce qui semble le cas le plus vraisemblable. Les Figures 22 et 23 présentent la cartographie de ces colonies sur les Îles de la Commune et Grosbois. On y aperçoit que la répartition spatiale des colonies détectées n'est pas uniforme sur les parcelles échantillonnées.

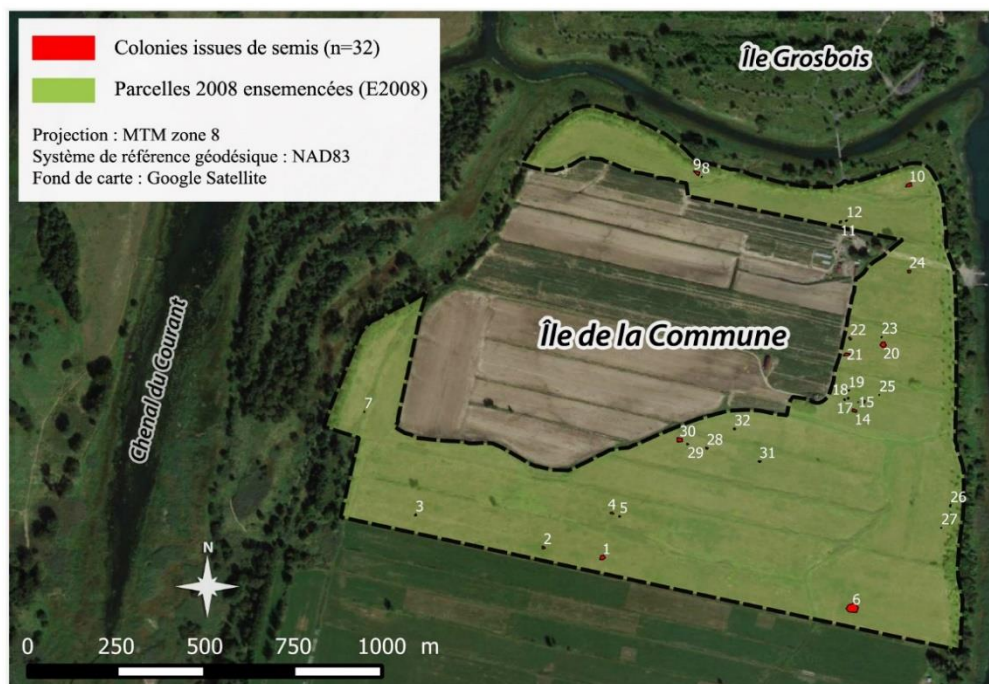


Figure 22. Cartographie des colonies de roseau commun probablement issues de semis dans les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels en 2008 et ensemençées sur l'île de la Commune, au parc national des Îles-de-Boucherville. Les polygones des colonies affichées représentent leur dimension à l'échelle.

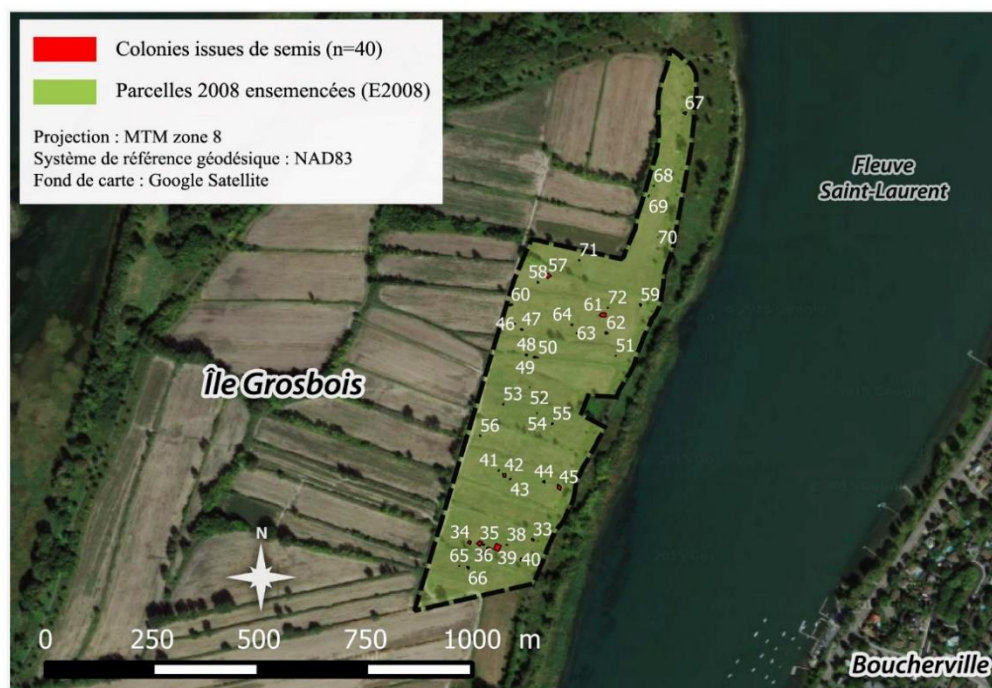


Figure 23. Cartographie des colonies de roseau commun probablement issues de semis dans les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels en 2008 et ensemençées sur l'Île Grosbois, au parc national des Îles-de-Boucherville. Les polygones des colonies affichées représentent leur dimension à l'échelle.

Les colonies détectées dans les champs E2008 étaient de superficie variable : la majorité couvrait moins de 10 m² mais cette superficie pouvait également atteindre plus de 100 m² (Figure 24). Les mesures montrent aussi qu'un peu plus de 50% colonies possédaient peu de tiges florifères (< 15), mais que près de 24% des colonies en arboraient bien davantage (> 50) (Figure 25).

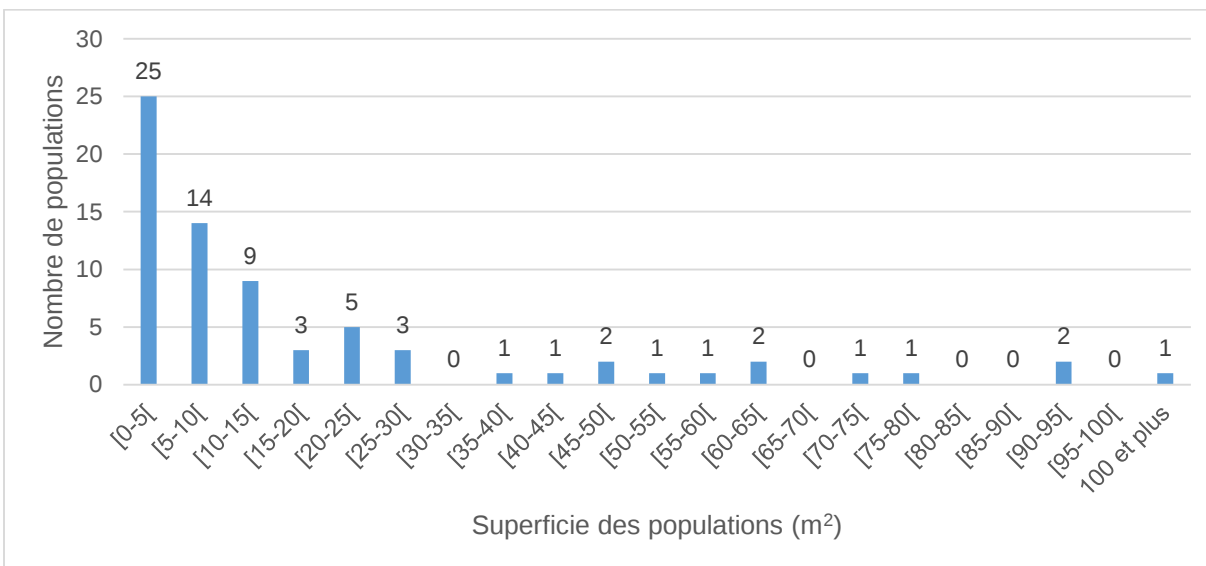


Figure 24. Dénombrement des colonies de roseau commun probablement issues de semis sur les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels etensemencées en 2008, en fonction de leur superficie, au parc national des Îles-de-Boucherville (n = 72 colonies).

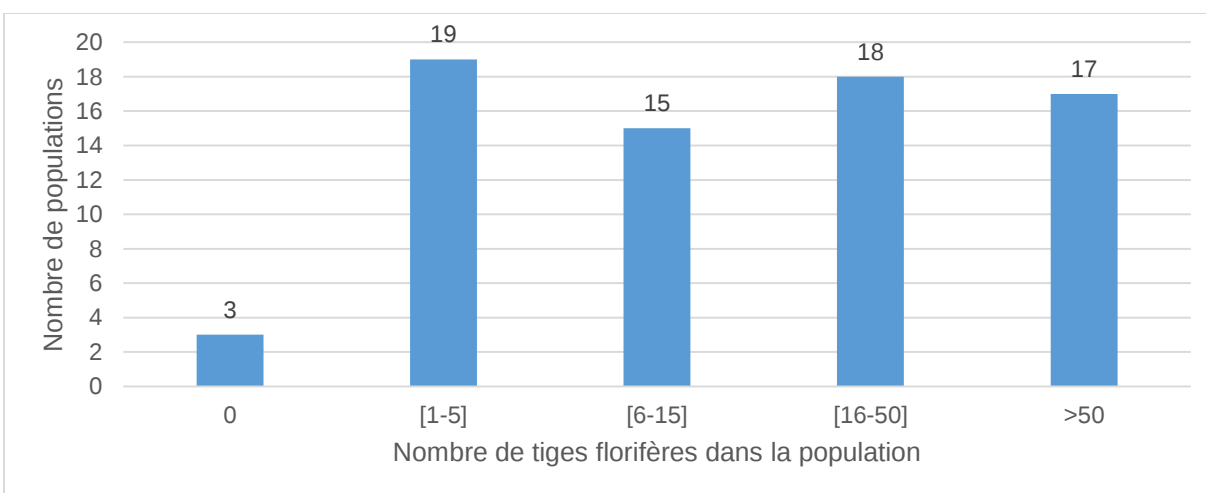


Figure 25. Dénombrement des colonies de roseau probablement issues de semis sur les parcelles de champs agricoles converties en milieux naturels etensemencées en 2008, en fonction du nombre de tiges florifères dans la colonie, au parc national des Îles-de-Boucherville (n = 72 colonies).

3.4 Discussion

Suite aux inventaires de végétation sur les parcelles converties en 2012, aucun semi de roseau n'a été trouvé dans les quadrats d'échantillonnage. Ces résultats montrent que le roseau commun n'occupait pas un couvert considérable dans les champs, ensemencés ou non, quelques mois après leur conversion. Il n'est toutefois pas nécessaire pour le roseau d'occuper une large superficie afin d'initier un envahissement. Une fois établi, le roseau peut en effet supplanter facilement la compétition herbacée (Paradis *et al.*, 2014) et même quelques individus peuvent être responsables d'une invasion à grande échelle (Lambertini *et al.*, 2008). Afin de déterminer avec plus de précision la densité des semis de roseau ayant réussi à s'établir dans les mois suivant l'ensemencement, un dépistage a donc été effectué. Dans les champs non ensemencés NE2012, ce dépistage a permis de détecter plusieurs colonies de roseau (densité : $6,8 \text{ ha}^{-1}$) attribuées à l'établissement de semis. Les tiges de roseau repérées sur ces parcelles étaient de petite taille ($< 40 \text{ cm}$ pour la plupart), ce qui suggère que les colonies détectées provenaient en effet vraisemblablement de l'établissement de semences, et non de la croissance de fragments de rhizomes, laquelle permet souvent la formation de tiges de taille plus importante (Juneau et Tarasoff, 2013). Le couvert clairsemé a permis une détection relativement facile de ces colonies. En revanche, sur les parcelles ensemencées E2012, le dépistage n'a permis de repérer aucun semi de roseau, plus d'un an après l'ensemencement. Ce résultat indique que le roseau dans ces champs était soit très peu abondant ou bien de trop petite taille afin de permettre la détection. En effet, compte tenu du dense couvert herbacé, il était en pratique impossible de scruter l'ensemble des vastes superficies à la recherche de semis éparses et de petite taille. À l'inverse, les tiges de roseau plus hautes que le mélange semé, qui auraient en principe de bien meilleures chances de survie que les tiges de plus petite taille, auraient été aperçues plus facilement, et aucune n'a été détectée.

Les inventaires de la végétation sur les parcelles converties et ensemencées en 2008 (E2008) ont montré que le roseau était présent dans les champs ensemencés mais n'y représentait, près de six ans après l'ensemencement, qu'un couvert relativement peu important (1,3 %). Le dépistage dans les champs ensemencés a par ailleurs permis de détecter plusieurs colonies de roseau isolées ($n = 72$), attribuées à l'établissement de semis. Ceci indique que malgré l'ensemencement, certains semis sont tout de même parvenus à s'établir çà et là, mais ont été relativement peu nombreux compte tenu des vastes superficies en question (densité : $1,1 \text{ ha}^{-1}$). Ainsi, tout indique que l'ensemencement ait contribué à limiter l'établissement des semis de roseau dans les champs.

La distribution des semis repérés, que les champs aient été ensemencés ou non, suggère par ailleurs que les semis ne se sont pas établis de façon uniforme. Aucune analyse n'a toutefois été effectuée afin de

statuer sur le mécanisme de répartition des semis. On peut toutefois présumer que leur établissement a été associé aux conditions abiotiques dans les champs en question, au couvert végétal en place et à la pression des diaspores (Leung et Mandrak, 2007; de Blois *et al.*, 2013). Le succès du roseau à s'établir, ultimement, serait relié aux interactions entre ces éléments et, en définitive, serait inversement proportionnel au couvert occupé par les plantes résidentes (Byun *et al.*, 2014).

Quelques hypothèses peuvent être formulées afin d'expliquer comment le roseau a réussi à s'installer dans les champs E2008 malgré le fort couvert herbacé et la faible abondance de sol nu généralement observés. On peut émettre l'hypothèse que les semis de roseau ont pu profiter d'absences localisées du couvert occupé par les plantes ensemencées afin de s'établir. Les anciens champs agricoles, bien qu'en apparence uniformes, présentent en effet une microtopographie qui peut avoir un effet sur la végétation. Dans le parc national des Îles-de-Boucherville, il a été déterminé dans une étude antérieure que la biomasse herbacée était moins importante aux endroits où l'élévation était plus basse dans les champs, ce qui a été attribué à un excès d'humidité à ces endroits (Laliberté *et al.*, 2006). Dans les secteurs où l'élévation est plus basse, il est donc possible que les accumulations d'eau aient des impacts sur la végétation, ce qui peut affecter la végétation en place et créer des opportunités pour les semis de roseau. En comparaison à plusieurs autres plantes vivaces, les semis de roseau possèdent par ailleurs une capacité de croître tôt et rapidement, ce qui pourrait leur donner un avantage compétitif face à d'autres plantes (Byun *et al.*, 2013). Dans le cas présent, le mélange de plantes herbacées étant constitué uniquement de plantes vivaces, il est possible que le roseau ait ainsi pu bénéficier d'une niche temporelle tôt en début de saison, à des endroits où les plantes résidentes étaient inhibées. L'établissement des semis sur les champs E2008 pourrait par ailleurs s'être produit sur l'espace de plusieurs années, et non pas principalement dans l'année suivant l'ensemencement. En présumant que la superficie des colonies de roseau est vraisemblablement proportionnelle à leur âge, les différences de superficies constatées suggèrent en effet que les colonies ne se sont pas toutes établies la même année. De plus, plusieurs des colonies repérées n'avaient que peu ou pas de tiges florifères, près de six ans après l'ensemencement, malgré le fait qu'un semis de roseau produit habituellement des fleurs après deux ou trois années (Haslam, 2010).

L'ensemble des résultats appuie l'hypothèse voulant qu'un ensemencement de plantes herbacées permette de réduire le nombre de semis de roseau pouvant s'établir. L'ensemencement a en effet permis de former un couvert herbacé dense, éliminant par le fait même la présence de sol nu, une condition favorable à la germination des semences de roseau (Ailstock *et al.*, 2001; Mal et Narine, 2004). Il a également déjà été déterminé qu'un ensemencement d'herbacées pouvait effectivement contribuer à la résistance d'un site face à l'établissement de semis de roseau (Byun *et al.*, 2013).

Dans tous les cas, afin de maintenir l'effet préventif d'un ensemencement, celui-ci doit être suivi de mesures permettant de dépister et traiter rapidement les colonies issues de semis pouvant s'établir dans les années suivant l'opération. Ces colonies étant petites en jeune âge, ceci pourrait être effectué avec des méthodes manuelles. Le badigeonnage des tiges de roseau avec un herbicide est l'une de ces options possibles (voir Chapitre 2). L'extraction complète du roseau, incluant l'ensemble de ses tissus souterrains, est également envisageable dans certaines situations (Coupal, 2014).

La suppression des petites colonies issues de semis devrait être une priorité (Moody et Mack, 1988). Il importe toutefois de tenir compte de l'ensemble du site traité. Ainsi, la menace peut venir non seulement des semis, mais aussi de la progression végétative de populations déjà en place. En effet, rien n'indique qu'un ensemencement de plantes herbacées ne freine l'avancée végétative du roseau. Au contraire, il apparaît que le roseau progresse malgré la présence de plantes clonales de grande taille telles les quenouilles (*Typha*; (Paradis *et al.*, 2014). Dans le cas présent, les surfaces occupées par le roseau, visibles sur la cartographie de l'ensemble des populations sur les parcelles E2008, suggèrent en effet que le roseau ne se cantonne pas aux fossés de drainage, mais qu'il poursuit également son avancée dans les champs adjacents (Annexe 12). Ainsi, près de six ans après les travaux d'ensemencement sur les parcelles converties en 2008, on estime que près de 98 % (8,6 ha sur 8,8 ha) de la superficie occupée par le roseau sur ces parcelles est attribuable à la progression par voie végétative de la plante à partir des fossés de drainage, où l'envahisseur était déjà présent au moment des ensemencements. En plus d'agir en prévention afin de limiter l'établissement des semis de roseau, il importe donc d'agir sur l'ensemble des populations en place dans le but de freiner l'invasion sur tous les fronts.

3.5 Conclusion

Quatre principales conclusions peuvent être tirées de cette étude. La première est qu'un ensemencement de plantes herbacées sur un sol dénudé semble limiter l'établissement de semis de roseau, ce qui supporte la première hypothèse de départ de cette étude. La seconde est que malgré l'ensemencement, quelques semis de roseau peuvent malgré tout germer et s'établir sur les parcelles en question. En troisième lieu, on peut conclure que lorsque ces semis de roseau s'établissent, leur distribution n'est pas uniforme et dépend probablement des interactions entre les conditions abiotiques présentes, la résistance offerte par les plantes résidentes et la pression des diaspores de roseau sur les lieux (Byun *et al.*, 2014). Enfin, suite à un ensemencement préventif, les résultats suggèrent que l'établissement des semis de roseau ne semble pas se limiter principalement à une brève fenêtre d'opportunité au début des travaux, mais peut également

se produire dans les années suivant les opérations d'ensemencement, ce qui va à l'encontre de la seconde hypothèse de départ de cette expérience.

L'étude indique donc que l'ensemencement de plantes herbacées est une méthode efficace afin de prévenir l'établissement des semis de roseau. Dans le but de maintenir l'effet à long terme, un suivi est toutefois nécessaire dans les années suivant l'opération d'ensemencement. Ce suivi, qui pourrait s'intégrer dans un programme de dépistage et d'intervention rapide, pourrait être réalisé avec des méthodes ciblées telles le badigeonnage d'herbicide et l'extraction manuelle.

L'efficacité déjà élevée de l'ensemencement pourrait être augmentée en employant un mélange de plantes herbacées mieux adapté au site visé. Un mélange plus diversifié, notamment, pourrait contribuer à maintenir un couvert dense en présence de conditions abiotiques changeantes (Byun *et al.*, 2014), en plus de contribuer à rehausser la valeur écologique des lieux. En l'occurrence, un mélange contenant une ou plusieurs espèces tolérant des conditions plus humides, en plus des espèces adaptées aux conditions plus sèches, pourrait être bénéfique compte tenu des accumulations d'eau dans certaines parties des champs. En maintenant un nombre de semences suffisamment élevé pour l'ensemble des espèces dans le mélange, qu'elles soient adaptées à des conditions humides ou sèches, il serait alors possible d'obtenir un couvert végétal complet dans l'ensemble des conditions rencontrées. Les semences de milieux humides étant souvent dispendieuses, il serait toutefois nécessaire d'évaluer si les bénéfices projetés justifient les coûts de l'opération, qui nécessiterait une quantité de semences plus importante. On pourrait aussi considérer d'adapter l'ensemencement des différentes parcelles de champs en fonction de leur microtopographie, ce qui pourrait être fait relativement facilement en interprétant les photos aériennes des champs en question (Laliberté *et al.*, 2006), ou bien en utilisant des outils pour l'agriculture de précision. Un mélange contenant une ou plusieurs espèces annuelles à croissance rapide en début de saison pourrait également être avantageux. Il a été suggéré que ces espèces peuvent fournir un certain effet de priorité en s'accaparant les ressources avant les autres espèces, ce qui peut inhiber les espèces à croissance plus lente (Mwangi *et al.*, 2007). Avec des plantes pouvant croître plus rapidement que le roseau en début de saison, cet effet de priorité pourrait contribuer à rendre le site plus résistant aux invasions (Byun *et al.*, 2013).

Chapitre 4 : Discussion générale et recommandations

Ce projet de recherche s'est principalement penché sur deux aspects de la lutte au roseau commun exotique : la maîtrise des petites populations de roseau bien établies et la prévention des invasions par des semis de roseau sur des vastes parcelles de sol nu. Dans les pages qui suivent, les résultats obtenus seront discutés à la lumière de la littérature scientifique concernant ces sujets. Par la suite, quelques recommandations pratiques seront formulées dans le contexte des parcelles agricoles converties au parc national des Îles-de-Boucherville, le tout afin de suggérer une approche stratégique et intégrée pour la lutte au roseau à long terme.

4.1 Lutte aux populations de roseau bien établies

Aux États-Unis, où la présence du roseau est bien affirmée dans les milieux humides de la côte est (Chambers *et al.*, 1999), la plante fait l'objet de mesures de gestion depuis plusieurs décennies (Riemer, 1976) et récemment, il a été estimé que les mesures de lutte qui lui sont consacrées coûtent plusieurs millions de dollars annuellement (Martin et Blossey, 2013). Ces mesures de gestion sont typiquement entreprises avec l'épandage d'herbicides (Kettenring *et al.*, 2012; Martin et Blossey, 2013). Cependant, l'utilisation d'herbicides ne fait pas toujours consensus (Teal et Peterson, 2005) et est interdite ou restreinte dans plusieurs contextes, notamment à proximité des milieux humides où se trouve souvent le roseau. Pour la gestion des roselières de grande envergure, l'épandage d'herbicides est néanmoins souvent la seule option qui puisse être considérée au plan opérationnel. La donne est toutefois différente pour les populations de roseau de faible envergure, où l'échelle des interventions pourrait permettre d'envisager l'utilisation d'alternatives autrement trop dispendieuses. Ces alternatives sont cependant peu documentées et comportent le plus souvent d'importantes limites les rendant très onéreuses ou difficilement applicables (Hazelton *et al.*, 2014). La lutte aux petites populations de roseau a toutefois une bien meilleure probabilité d'éradication et devrait être une priorité des gestionnaires (Moody et Mack, 1988), ce qui justifie la recherche de solutions à ce sujet.

Dans ce projet de recherche, le potentiel de quatre méthodes de lutte aux petites populations de roseau bien établies a été étudié : l'excavation avec enfouissement sur place, le bâchage, l'excavation avec enfouissement sur place combinée au bâchage, et la fauche répétée. Une méthode additionnelle a été testée afin de traiter les tiges éparses de roseau après les traitements initiaux, soit le badigeonnage manuel d'herbicide.

L'excavation avec enfouissement sur place est une méthode visant à excaver l'ensemble du roseau et à enfouir les résidus sur le site même, sous un remblai de terre saine excavé sous le roseau initialement présent. Basée sur l'excavation mécanique, une approche reconnue comme étant efficace pour l'élimination complète du roseau (Hazelton *et al.*, 2014), cette méthode novatrice a été étudiée afin de déterminer si sa mise en œuvre pouvait mener à l'éradication des populations de roseau visées, tout en éliminant les coûts habituellement liés au transport et au traitement des résidus d'excavation. Les résultats des tests ont donné lieu à une réduction des tiges de roseau d'environ 99 %, ce qui est supérieur ou comparable aux résultats attendus suite à une application d'herbicide par pulvérisation (Derr, 2008b, 2008a; Back *et al.*, 2012). En combinant le traitement avec un suivi efficace sur les repousses de roseau, tout porte à croire que cette méthode a le potentiel de mener à l'éradication des populations traitées.

Le bâchage a été testé avec l'application de toiles opaques sur des populations de roseau pendant une période d'environ une année. Les résultats de ce traitement ont montré que la méthode a entraîné une réduction significative de la densité des tiges et du couvert de roseau, sans toutefois permettre d'entrevoir l'éradication de la plante, ce qui est similaire aux résultats obtenus dans d'autres études où le bâchage a été testé (Boone *et al.*, 1987; Kettenring *et al.*, 2013). On peut présumer qu'en appliquant le traitement sur une plus longue période l'effet serait probablement accentué. Ceci représenterait une option d'intérêt aux endroits où les herbicides ne sont pas permis et où l'utilisation de machinerie est compliquée, par exemple près de cours d'eau et de milieux humides. En comparaison à la méthode d'excavation avec enfouissement sur place, après laquelle une revégétalisation immédiate peut être effectuée, le bâchage entraîne par ailleurs un délai considérable dans l'éradication du roseau ainsi que dans les efforts de restauration à effectuer.

La combinaison de l'excavation avec enfouissement sur place avec le bâchage a également été testée. Les résultats ont montré une réduction de la densité des tiges de roseau quelque peu supérieure à celle obtenue suite au traitement d'excavation avec enfouissement sur place sans bâchage. Dans les deux cas, toutefois, la densité des tiges s'est avérée suffisamment basse pour qu'un suivi manuel des repousses soit envisageable. Dans la pratique, compte tenu des efforts additionnels associés au bâchage, l'utilisation de cette méthode n'est donc probablement pas justifiée.

La fauche répétée a également été testée, à raison de cinq fauches par saison de croissance pendant deux années. Les résultats obtenus ont montré une efficacité mitigée du traitement contre le roseau, du moins à court terme. En effet, après la première année, le traitement a entraîné une réduction significative du couvert occupé par le roseau, mais la densité des tiges n'a pas été significativement affectée selon les résultats des tests statistiques, bien que la densité moyenne des tiges suite au traitement s'est avérée

environ trois fois supérieure à celle du témoin. Une grande variabilité dans les résultats explique les conclusions de l'analyse statistique et une hausse de la densité des tiges, à court terme, aurait été prévisible selon les résultats d'études antérieures (Valkama *et al.*, 2008). Après une année de traitement, il est donc difficile d'affirmer que la fauche a eu une quelconque efficacité sur la vitalité des populations traitées. Suite à la seconde année de traitement, la densité des tiges et le recouvrement de roseau ont toutefois diminué, ce qui suggère un certain affaiblissement du roseau. Il est toutefois impossible, avec ces résultats, de dire s'il est envisageable d'éradiquer le roseau ainsi, ou bien de prédire le nombre d'années de traitement qui seraient nécessaires afin de diminuer la dominance de la plante au point où un traitement manuel des repousses soit possible. Quoi qu'il en soit, la méthode représente néanmoins une option permettant de limiter la croissance végétative de la plante tout en réduisant la quantité de semences disséminées vers de nouveaux sites, ce qui pourrait contribuer à maintenir les populations visées sous contrôle (Carlson *et al.*, 2009).

La méthode de badigeonnage manuel d'herbicide a été testée afin d'éradiquer les tiges de roseau éparses tout en réduisant au minimum les risques d'effets hors cible associés à l'utilisation d'herbicides. Les résultats obtenus ont fait état d'une réduction de la densité des tiges traitées de l'ordre de 79 %, ce qui est supérieur ou comparable à d'autres méthodes telle l'application d'herbicide par méchage, l'application d'herbicide par égouttement dans des tiges coupées ou l'arrachage manuel (Kay, 1995; Breen *et al.*, 2014; Coupal, 2014). Cette méthode novatrice représente donc une avenue efficace afin de traiter les repousses de roseau éparses après un traitement initial, et pourrait également être appliquée sur des jeunes populations nouvellement détectées.

4.2 Prévention des invasions

En Amérique du Nord, on a longtemps pensé que le roseau se propageait principalement de façon végétative. Plusieurs recherches récentes ont toutefois révélé que c'est plutôt la propagation par semences qui serait le mécanisme principal expliquant la colonisation des nouveaux sites par le roseau (Belzile *et al.*, 2010; McCormick *et al.*, 2010a; Kirk *et al.*, 2011). Les semences de roseau, nombreuses, légères et facilement disséminées par le vent et l'eau (Wijte et Gallagher, 1996), contiennent peu de réserves et pour germer, elles ont rapidement besoin d'une bonne quantité de lumière ainsi que d'un sol humide, mais non inondé (Armstrong *et al.*, 1999; Mal et Narine, 2004). Au moment de leur établissement, les semis sont par ailleurs intolérants à l'ombre (Haslam, 1971c) et supportent donc mal la compétition. S'ils réussissent à s'installer, toutefois, leur croissance peut être forte lorsque les nutriments sont abondants (Saltonstall et Court Stevenson, 2007) et même une faible quantité d'individus peut être à l'origine de roselières de grande envergure (Lambertini *et al.*, 2008).

Il est généralement admis que la présence d'un couvert végétal compétitif peut contribuer à la résistance d'un écosystème face aux invasions (Kennedy *et al.*, 2002; Simmons, 2005). Dans ce projet de recherche, on a cherché à évaluer dans quelle mesure un ensemencement préventif de plantes herbacées, effectué sur de vastes parcelles d'anciens champs agricoles, pouvait effectivement freiner l'établissement de semis de roseau. En comparant les parcelles ensemencées à celles non ensemencées, les résultats obtenus suggèrent que l'ensemencement préventif a permis de limiter l'établissement des semis de roseau, ce qui supporte l'hypothèse de départ de l'étude. Cette conclusion appuie également celles d'autres études qui ont déjà montré que les communautés végétales indigènes contribuent à freiner l'établissement des semis de roseau (Minchinton, 2002; Minchinton et Bertness, 2003). Plus récemment, les travaux de Byun *et al.* (2013) ont montré qu'un ensemencement de plantes herbacées pouvait contribuer à la résistance aux invasions et ainsi empêcher l'établissement de semis de roseau en milieu humide.

Les résultats ont montré que l'ensemencement préventif était efficace, et ce, même près de six ans après l'opération initiale. L'inventaire des parcelles a toutefois révélé que quelques colonies de roseau réussissent tout de même à s'installer sur les parcelles en question, malgré un ensemencement préventif formant un couvert végétal dense et laissant peu de sol nu. Ces colonies, peu nombreuses, ne sont pas distribuées de façon uniforme sur les parcelles et pourraient s'être établies sur l'espace de quelques années, et non principalement lors de la première année comme le proposait la seconde hypothèse de départ de cette étude. Ceci suggère que malgré l'efficacité de l'intervention, quelques fenêtres d'opportunité peuvent apparaître çà et là, permettant très localement l'établissement des semis de roseau.

Bien que peu de semis réussissent à s'établir malgré l'ensemencement, ceux-ci peuvent par la suite prendre de l'expansion de façon végétative via leurs rhizomes et stolons et ainsi constituer des populations problématiques (Amsberry *et al.*, 2000; Bart *et al.*, 2006). L'intervention rapide sur ces jeunes colonies devrait donc être une priorité (Moody et Mack, 1988). La faible quantité de colonies issues de semis malgré l'ensemencement suggère par ailleurs que la maîtrise manuelle de ces colonies pourrait être envisageable, à condition d'intervenir rapidement. Ceci suggère qu'il est possible, suite à un ensemencement d'herbacées, de maintenir l'effet préventif obtenu si un suivi périodique est effectué afin de repérer et éliminer les quelques tiges de roseau réussissant à s'installer.

4.3 Recommandations dans le contexte des parcelles agricoles converties dans le parc national des Îles-de-Boucherville

Afin de lutter contre une espèce envahissante, une approche stratégique doit être mise de l'avant dans le but de prioriser, dans l'ordre, 1) la prévention des invasions, 2) l'intervention rapide face aux nouvelles populations envahissantes détectées et 3) la gestion des populations envahissantes bien établies (Environnement Canada, 2012). Une approche intégrée doit également être adoptée afin que la stratégie élaborée soit cohérente sur l'ensemble du système traité, le tout afin d'identifier les meilleures actions à entreprendre à long terme en tenant compte de l'ensemble des considérations environnementales, sociales et économiques (van Wilgen *et al.*, 2000; Holt, 2004; Environnement Canada, 2012).

Au parc national des Îles-de-Boucherville, la maîtrise du roseau sur les parcelles agricoles converties impose donc de considérer les champs et les fossés comme étant interdépendants et faisant partie d'un même système. Afin de maintenir le roseau sous contrôle, il importe donc de planifier des actions qui tiennent compte de la prévention des invasions dans les champs nouvellement convertis, de l'éradication des populations présentes dans les fossés et des suivis qui sont nécessaires afin de repérer et éliminer les nouvelles populations apparaissant dans les années suivant les opérations.

4.3.1 Prévention des invasions de roseau dans les champs convertis

Les résultats de cette étude suggèrent qu'un ensemencement de plantes herbacées contribue à réduire l'établissement des semis de roseau commun. Au parc national des Îles-de-Boucherville, sur les vastes parcelles agricoles vouées à la naturalisation, cette approche est recommandée afin de minimiser les risques d'invasion. À cet effet, les résultats de la présente étude indiquent que le mélange utilisé procure un effet préventif suffisant, limitant l'établissement des semis à quelques individus épars pouvant être facilement maîtrisés si l'on intervient rapidement par la suite.

Le mélange étudié dans ce projet a été choisi initialement avec des espèces jugées susceptibles de former rapidement un couvert végétal dense dans les conditions édaphiques et de drainage représentatives des champs agricoles en présence. En ajoutant plus de diversité au mélange utilisé, il pourrait être possible d'obtenir une efficacité encore supérieure, permettant de maintenir un couvert dense en présence de conditions abiotiques changeantes (Byun *et al.*, 2014). Il pourrait ainsi être question de bonifier le mélange utilisé ou un autre mélange abordable existant, par exemple avec l'ajout d'une ou de plusieurs plantes annuelles à croissance rapide, ce qui pourrait contribuer à fournir un effet de priorité afin de devancer les semis de roseau (Byun *et al.*, 2013). L'addition d'une ou plusieurs espèces adaptées aux conditions plus humides contribuerait peut-être aussi à maintenir un couvert dense aux endroits où la

microtopographie entraîne des accumulations d'eau, ce qui peut affecter l'établissement des plantes herbacées dans les champs (Laliberté *et al.*, 2006). À ce sujet, on pourrait confectionner plus d'un mélange et spatialiser l'ensemencement selon la microtopographie, ce qui pourrait être effectué en interprétant les photographies aériennes des champs (Laliberté *et al.*, 2006) ou en employant des drones ou des outils utilisés en agriculture de précision. Une analyse des coûts et des bénéfices projetés devrait être effectuée afin d'évaluer la pertinence de ces opérations et choisir la meilleure option, le cas échéant. Dans le but de contribuer à la valeur écologique des champs ensemencés, et aux fins de considérations reliées au potentiel récréatif des terres et à l'esthétique du paysage, il serait par ailleurs intéressant d'examiner la possibilité de profiter de la conversion des terres pour créer une mosaïque de plantes herbacées plus diversifiée, incorporant un cortège plus important de plantes indigènes.

Afin de contribuer à la lutte au roseau de façon durable, le retour éventuel de massifs d'arbres et d'arbustes pourrait être souhaitable. Les semis de roseau étant intolérants à l'ombre lors de leur établissement, ces massifs pourraient en effet contribuer à empêcher la colonisation des champs par le roseau (Albert *et al.*, 2013). L'ensemencement de plantes herbacées peut toutefois retarder l'établissement ou ralentir la croissance d'arbres et d'arbustes, ce qui peut ralentir le boisement des sites traités (de Blois *et al.*, 2004; Laliberté *et al.*, 2006). Les résultats de nos inventaires, où l'on constate que très peu d'arbres ou d'arbustes se sont établis près de six ans après l'ensemencement, semblent appuyer cette hypothèse (Annexe 7), bien que l'effet pourrait également être attribuable à la faible quantité d'arbres semenciers présents ainsi qu'à la forte pression exercée par les cerfs de Virginie et les rongeurs dans le parc (Laliberté *et al.*, 2006). Si l'on souhaite retrouver éventuellement un massif forestier suite à des opérations d'ensemencement, il semble donc que des interventions de reboisement seront essentielles. À cet effet, plusieurs des recommandations issues des travaux de Laliberté *et al.* (2006), portant sur la restauration de paysages forestiers dans le parc, pourraient être mises en œuvre et on pourrait ainsi considérer former des îlots forestiers assez denses et imperméables au roseau. Encore une fois, de telles interventions devraient être réfléchies afin de tenir compte de considérations reliées à l'écologie, au potentiel récréatif et à l'esthétique du paysage dans le parc. Une telle approche pourrait donc fournir des gains non seulement dans le cadre d'une lutte au roseau, mais aussi à d'autres niveaux.

Au parc national des Îles-de-Boucherville, les défis entourant les efforts de plantation sont toutefois nombreux. Tout particulièrement, la pression d'herbivorie exercée par les cerfs de Virginie, dont la population est estimée entre 15 à 20 individus/km², fait qu'il est essentiel de protéger toute plantation mise en place. Cette protection peut être assurée par la construction d'exclos entourant les plantations ou par l'installation de manchons protecteurs sur chaque plant (Laliberté *et al.*, 2006). Dans le cas de la plantation d'arbustes, l'utilisation d'exclos est toutefois plus appropriée étant donné que ceux-ci forment

fréquemment des axes latéraux d'envergure importante, ce qui pourrait être incompatible avec l'usage de manchons. Dans le parc, une contrainte additionnelle concerne l'importante présence de rongeurs. Bénéficiant des vastes prairies herbacées comme habitats, ceux-ci peuvent causer des dommages importants, particulièrement sur les jeunes plants (Laliberté *et al.*, 2006). À la base de ceux-ci, il est donc nécessaire d'installer des protecteurs, ce qui représente un défi dans le cas de la plantation d'arbustes à croissance végétative. Ceci pourrait possiblement être résolu par l'emploi de plants de dimension suffisamment importante afin de permettre l'installation de protecteurs au bas des troncs tout en laissant les plants croître au-delà des protecteurs, qui pourraient par la suite être enlevés après quelques saisons. Ceci ne représente toutefois qu'une hypothèse et mériterait d'être étudié davantage.

4.3.2 Lutte aux populations de roseau bien établies dans les fossés

Parmi les traitements étudiés afin de maîtriser les populations de roseau bien établies, la méthode d'excavation avec enfouissement sur place, avec ou sans bâchage, a été la plus efficace. Sur les parcelles agricoles converties au parc national des Îles-de-Boucherville, cette méthode pourrait donc être considérée, en combinaison avec une méthode de suivi pour les repousses, afin d'éliminer les populations de roseau logées dans les fossés de drainage.

Une estimation des coûts a été effectuée pour cette méthode et les autres traitements testés pour la lutte aux populations de roseau bien établies (Tableau IX). Selon cette évaluation, on constate que la combinaison du bâchage avec le traitement d'excavation avec enfouissement sur place entraîne des coûts bien plus élevés (12,5 à 17,0 \$/m²) que la méthode sans bâchage (6,5 à 9,0 \$/m²). Les résultats obtenus dans cette étude ont toutefois indiqué que les deux méthodes sont très efficaces et que les repousses de roseau suite aux traitements sont suffisamment éparses pour être traitées manuellement dans les deux cas. Ainsi, il semble que le coût supérieur de la combinaison avec le bâchage ne justifie pas son utilisation dans les contextes où une méthode de suivi rapide et efficace est possible, telle que la méthode de badigeonnage d'herbicide testée dans ce projet. Dans ces cas, il est donc recommandé d'utiliser la méthode d'excavation avec enfouissement sur place sans bâchage.

Tableau IX. Coût estimé et résumé de l'efficacité des différentes méthodes testées pour la lutte au roseau commun. Les coûts excluent la revégétalisation et le suivi des repousses après traitement, lorsqu'applicables. Les coûts et les modalités sont détaillés à l'Annexe 12.

Méthode	Coût estimé (\$/m ²)	Efficacité
Excavation avec enfouissement sur place	6,5 à 9,0	Engendre une baisse d'environ 99% de la densité des tiges et du recouvrement du roseau. Les repousses peuvent être traitées par badigeonnage d'herbicide, permettant d'entrevoir l'éradication.
Bâchage (pendant un an)	8,5 à 11,0	Engendre une baisse d'environ 50% de la densité des tiges et de 75% du recouvrement du roseau. Les repousses sont trop nombreuses pour vraisemblablement permettre un suivi manuel par badigeonnage d'herbicide. Le maintien des toiles pendant une période minimale de deux ans serait probablement plus efficace pour entrevoir l'éradication.
Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	12,5 à 17,0	Engendre une baisse d'environ 99% de la densité des tiges et du recouvrement du roseau. Les repousses peuvent être traitées par badigeonnage d'herbicide, permettant d'entrevoir l'éradication.
Fauche répétée (5 fauches/saison pendant deux saisons)	5,3 à 7,1	Engendre un effet mitigé sur la densité des tiges et le recouvrement du roseau. L'effet semble s'accroître après deux saisons de traitement mais les repousses sont trop nombreuses pour vraisemblablement permettre un suivi manuel par badigeonnage d'herbicide et entrevoir l'éradication.

Bien que la méthode d'excavation avec enfouissement sur place se soit avérée la plus efficace pour éradiquer le roseau, les autres méthodes testées pourraient également avoir une certaine utilité. Le bâchage, notamment, représente une option qui pourrait éventuellement entraîner l'éradication du roseau, en maintenant le traitement en place pendant une période suffisamment longue. Si ceci s'avère efficace, cette méthode pourrait alors être appropriée dans les secteurs du parc où l'utilisation de la machinerie et d'herbicides n'est pas possible, comme dans certains cours d'eau naturels servant au drainage des champs. La méthode peut également être appropriée aux endroits où l'on souhaite conserver certains éléments, tels des arbres ou arbustes d'intérêt; il est alors possible de les contourner sans les abimer. Le bâchage, maintenu sur des populations entières ou physiquement circonscrites pendant une période d'au moins deux ans, devrait alors faire l'objet d'un suivi régulier pendant la période du traitement afin d'éviter que des tiges de roseau ne percent la toile ou ne se fauillent aux jonctions. Suite au retrait des toiles, un suivi devrait également être planifié pour les repousses.

En ce qui concerne la méthode de fauche répétée, l'évaluation des coûts montre qu'il s'agit d'une option moins onéreuse à court terme. Toutefois, si l'on souhaite maintenir le traitement, ces coûts seront récurrents et s'accumuleront donc d'année en année. Il n'existe par ailleurs aucun cas dans la littérature scientifique d'une opération de fauche ayant mené à une éradication du roseau, à notre connaissance. La

fauche répétée ne semble donc appropriée que lorsqu'il s'agit de la seule option envisageable. On pourrait également la considérer dans les cas où une solution transitoire et temporaire est requise.

4.3.3 Restauration des fossés traités

Les méthodes d'éradication comme l'excavation avec enfouissement sur place et le bâchage entraînent des perturbations importantes sur les sites traités. Suite aux interventions, les sites sont composés essentiellement de sol nu et forment des conditions idéales pour l'établissement des semis de roseau, tout comme dans le cas des champs agricoles convertis (Ailstock *et al.*, 2001). Contrairement aux champs, les fossés présentent toutefois des conditions plus humides, attribuables à leur positionnement et à leur relief. Ainsi, suite aux travaux de bâchage, on retrouve dans le fossé deux secteurs distincts, inchangés par le traitement : le lit, où surviennent des inondations intermittentes, et les pentes, où le drainage est plus rapide et les inondations moins prolongées. Suivant des travaux d'excavation avec enfouissement sur place, le fossé est plutôt aplani et partiellement comblé, laissant la place à une légère dépression.

Afin d'assurer la durabilité des interventions, il est important de revégétaliser rapidement les sites traités avec des espèces adaptées aux conditions de drainage des lieux. Des mélanges de semences commerciaux sont disponibles pour l'ensemencement dans de telles conditions. Il est aussi possible de confectionner des mélanges en tirant profit des travaux de Byun *et al.* (2013) qui ont déterminé qu'un ensemencement de plantes herbacées, choisies selon leur appartenance à des groupes fonctionnels particuliers, pouvait empêcher l'établissement de semis de roseau sur un site humide restauré. Ainsi, un mélange contenant 50 % de plantes annuelles de petite taille et de croissance rapide (ex : *Bidens connata*, *B. cernua*, *Eleocharis obtusa*, *Lolium multiflorum*), 25 % de plantes de taille moyenne (ex : *Mimulus ringens*, *Carex hystericina*) et 25 % de plantes clonales de taille élevée (ex : *Leersia oryzoides*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha latifolia*) fournirait un bon rempart au roseau, et il ne suffirait que d'une ou de deux espèces par groupe fonctionnel afin d'obtenir une résistance optimale, en utilisant un taux de 3000 semences/m² (Byun *et al.*, 2013; Boivin *et al.*, 2014).

L'Annexe 13 présente quelques mélanges de semences actuellement testés afin de prévenir l'envahissement par le roseau dans les fossés de drainage des emprises de transport d'énergie (Boivin et Brisson, 2014). Tout comme il a été effectué dans ce projet, il peut par ailleurs être envisagé d'utiliser des mélanges différents pour les différentes sections d'un fossé. Ainsi, un mélange particulier peut être utilisé pour les secteurs où les conditions d'inondation sont plus fréquentes, et un mélange additionnel peut être utilisé là où le drainage est plus rapide et les inondations moins communes. Les conditions changeantes dans les fossés de drainage peuvent être difficiles pour les espèces ensemencées et des

mortalités peuvent survenir parmi les semences avant que les espèces n'aient le temps de s'installer. Après une opération d'ensemencement initiale, il peut donc être pertinent de planifier un suivi ainsi qu'un réensemencement, au besoin. L'achat de certaines semences peut être dispendieux et devenir prohibitif pour de larges superficies. Dans le cas de fossés restaurés, contrairement aux champs, les superficies sont toutefois relativement modestes et les coûts peuvent être plus acceptables. En outre, plusieurs espèces candidates peuvent être naturellement présentes sur le territoire où se font les opérations. Certaines des semences nécessaires à la revégétalisation pourraient donc être récoltées localement, à moindre coût. Ceci doit toutefois être planifié à l'avance afin de pouvoir récolter les semences nécessaires au bon moment et les entreposer convenablement.

Suite aux opérations d'éradication, la plantation d'arbres ou d'arbustes pourrait également être combinée à un ensemencement afin de fournir un rempart durable contre le roseau. Dans les conditions typiques des fossés, des espèces pouvant tolérer des conditions d'inondation temporaires sont à privilégier. D'autres caractéristiques peuvent également contribuer au succès des plantations. On peut par exemple privilégier les espèces ayant une croissance rapide, une hauteur maximale supérieure à celle atteinte par le roseau dans les conditions observées et la capacité de faire des rejets, ce qui peut permettre à l'espèce de mieux occuper l'espace disponible (Boivin *et al.*, 2011). Plusieurs arbustes indigènes au Québec répondent à ces critères, dont l'aulne rugueux (*Alnus incana* subsp. *rugosa*), le saule discolore (*Salix discolor*), le saule à tête laineuse (*Salix eriocephala*), le saule de l'intérieur (*Salix interior*) et la viorne flexible (*Viburnum lentago*) (Boivin *et al.*, 2014).

4.3.4 Suivis préventifs suivant les interventions

Que l'on agisse afin de prévenir l'apparition du roseau, ou dans le but d'éradiquer des populations bien établies, un suivi est nécessaire dans les années suivant les interventions afin de maintenir ou d'accentuer les effets obtenus. Ce suivi passe tout d'abord par la détection des nouvelles populations de roseau sur les sites traités. En fonction des populations repérées, une intervention rapide doit alors être prévue afin d'éliminer la plante le plus tôt possible. Pour les très jeunes individus de roseau, l'arrachage manuel peut s'avérer suffisant. Dans le cas de populations plus substantielles, mais tout de même éparses, le badigeonnage manuel d'herbicide, qui a donné de bons résultats dans les tests effectués, peut permettre d'éliminer le roseau de façon efficace, tout en réduisant au minimum les effets hors cible. La mise en place de suivis est essentielle et doit être planifiée à long terme. Dans le parc national des Îles-de-Boucherville, il serait possible d'intégrer ces suivis à l'intérieur d'un plan de contrôle dans lequel sont prévues des actions précises. En planifiant ainsi l'ensemble des actions sur les sites désignés, il sera possible de maîtriser le roseau et de favoriser la résistance des sites à long terme.

Conclusion

Les plantes exotiques envahissantes sont reconnues comme une menace sérieuse pour la biodiversité et les services écosystémiques dont les populations humaines dépendent. Leurs impacts socio-économiques sont importants et sont appelés à s'intensifier dans les années à venir, en parallèle avec les changements climatiques et l'accélération du commerce international. En outre, les invasions sont une composante intégrale des changements mondiaux causés par l'homme; elles sont le reflet de transformations importantes et rapides se produisant à l'échelle planétaire.

Il est difficile, voire impossible, de prédire l'issue de tels changements. Il apparaît toutefois clair que les invasions biologiques qui les accompagnent menacent l'intégrité écologique telle que nous la connaissons actuellement. Ces espèces introduites, intégrées à de nouveaux écosystèmes, sont en effet le plus souvent là pour y rester. À grande échelle, leur éradication est impossible.

De façon générale, la pertinence de la lutte aux espèces envahissantes fait néanmoins consensus. Mais pourquoi? Est-ce futile? Ces espèces ne sont-elles pas, tant bien que mal, parmi les mieux adaptées aux nouvelles conditions imposées par l'homme? Est-ce une lutte contre la nature elle-même, et si oui, qui prendrait ce pari? Ces espèces ne fournissent-elles pas, par ailleurs, quelques services écologiques appréciables? Le roseau commun, par exemple, fournit certains services écosystémiques qui peuvent être d'un grand intérêt : filtration de l'eau, stabilisation des berges, habitat pour certaines espèces d'oiseaux, d'amphibiens et de poissons, etc. Est-il donc nécessaire de livrer une lutte sans merci à cette plante, et aux autres en situations similaires?

Il peut être ardu de répondre à ces questions sans effectuer un certain jugement de valeur. Dans les faits, les envahisseurs entraînent parfois des dommages importants et rapidement perceptibles, et la mitigation de ceux-ci devient une évidence, du moins à court terme. Dans d'autres cas, toutefois, les conséquences directes peuvent être moins manifestes et il peut être difficile ou impossible de prédire quels seront les impacts à long terme. Il peut alors être pertinent d'user du principe de précaution (Nations Unies, 1992b, principe 15), appelant à la prudence :

« En cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement. »

Pour plusieurs envahisseurs, tel le roseau, il existe en effet une crainte réelle voulant que l'ampleur des invasions puisse entraîner la perte, peut-être irréversible, d'une biodiversité autrement bien adaptée à

remplir plusieurs fonctions écosystémiques. La perte de cette biodiversité pourrait alors signifier une dégradation définitive des services rendus par les écosystèmes ainsi qu'une baisse de leur résilience, les rendant plus fragiles. À l'échelle du patrimoine naturel dont les populations humaines bénéficient, les conséquences de tels impacts pourraient être graves.

Si l'on peut justifier la pertinence de lutter contre les espèces envahissantes en général, on doit toutefois reconnaître que les différents envahisseurs ne sont pas tous sur le même pied et que les invasions ne sont pas toutes du même degré. Dans plusieurs cas, il n'est pas nécessaire, ou même possible, de viser l'éradication des envahisseurs, particulièrement à grande échelle. À l'échelle locale, la donne peut toutefois être différente, et une priorisation des interventions peut être effectuée afin de cibler des situations présentant les meilleures probabilités de succès à long terme. À cet effet, il est reconnu que la prévention est le meilleur choix. Viennent ensuite les interventions sur les nouvelles invasions et en dernier lieu, la gestion des envahisseurs bien établis. Plus les espèces sont bien installées, plus la gestion est complexe, coûteuse et moins bonnes sont les probabilités de contrôle et de rétablissement.

Les plantes envahissantes sont symptomatiques des perturbations causées par l'homme, et elles sont peut-être en effet des espèces très bien adaptées au monde actuel. Tenter de les éradiquer systématiquement est futile. Il est toutefois possible de miser sur les interventions permettant d'endiguer rapidement les nouvelles invasions et de réduire la vulnérabilité des systèmes aux invasions. De telles actions, permettant de limiter les introductions et de maximiser la résistance des écosystèmes à long terme, représentent fort probablement le meilleur investissement.

Les conclusions de la présente étude contribueront à orienter de telles actions face au roseau commun, l'une des plantes envahissantes les plus menaçantes sur le continent nord-américain. D'une part, les résultats appuient l'emploi d'une méthode préventive efficace afin de limiter l'établissement de la plante par semis. D'autre part, une méthode d'élimination des tiges éparses s'est également montrée prometteuse, ce qui pourrait être utile pour la maîtrise de colonies nouvellement identifiées. Finalement, l'étude a permis d'en connaître davantage sur des méthodes alternatives à l'épandage d'herbicides afin de lutter contre les populations de roseau bien établies, ce qui pourrait contribuer à la faisabilité de certaines interventions dans un contexte de lutte intégrée.

Bibliographie

- 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*, 26(2), 484-494.
- Ailstock, M. S., C. M. Norman et P. J. Bushmann. (2001). Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*, 9(1), 49-59.
- 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.
- Amsberry, L., M. A. Baker, P. J. Ewanchuk et M. D. Bertness. (2000). Clonal integration and the expansion of *Phragmites australis*. *Ecological Applications*, 10(4), 1110-1118.
- Angers, D. A. et J. Caron. (1998). Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42(1-2), 55-72.
- 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(3-4), 275-289.
- Asaeda, T., J. Manatunge, T. Fujino et D. Sovira. (2003). Effects of salinity and cutting on the development of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management*, 11(3), 127-140.
- 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(1), 327-335.
- Ashton, I. W. et M. T. Ler dau. (2008). Tolerance to herbivory, and not resistance, may explain differential success of invasive, naturalized, and native North American temperate vines. *Diversity and Distributions*, 14(2), 169-178.
- Avers, B., R. Fahlsing, E. Kafcas, J. Schafer, T. Collin, L. Esman, E. Finnell, A. Lounds, R. Terry, J. Hazelman, J. Hudgins, K. Getsinger et D. Scheun. (2007). A guide to the control and management of invasive *Phragmites*. Second edition. Michigan Department of Environmental Quality. 37 p.
- Back, C. L. et J. R. Holomuzki. (2008). Long-term spread and control of invasive, common reed (*Phragmites australis*) in Sheldon Marsh, Lake Erie. *The Ohio Journal of Science*, 108(5), 108-112.
- Back, C. L., J. R. Holomuzki, D. M. Klarer et R. S. Whyte. (2012). Herbiciding invasive reed: indirect effects on habitat conditions and snail-algal assemblages one year post-application. *Wetlands Ecology and Management*, 20(5), 419-431.
- Bains, G., A. S. Kumar, T. Rudrappa, E. Alff, T. E. Hanson et H. P. Bais. (2009). Native plant and microbial contributions to a negative plant-plant interaction. *Plant physiology*, 151(4), 2145-2151.
- 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(3), 163-169.
- Balletto, J. H., M. V. Heimbuch et H. J. Mahoney. (2005). Delaware Bay salt marsh restoration: mitigation for a power plant cooling water system in New Jersey, USA. *Ecological Engineering*, 25(3), 204-213.
- Bankó, L., M. Ördög et L. Erdei. (2002). The role of rhizome system in the distribution of cadmium load among ramets of *Phragmites australis*. *Acta Biologica Szegediensis*, 46(3-4), 81-82.
- Baran, M., Z. Varadyova, S. Kracmar et J. Hedbavny. (2002). The common reed *Phragmites australis* as a source of roughage in ruminant Nutrition. *Acta Veterinaria Brno*, 71(4), 445-449.

- Bart, D., D. Burdick, R. Chambers et J. Hartman. (2006). Human facilitation of *Phragmites australis* invasions in tidal marshes: a review and synthesis. *Wetlands Ecology and Management*, 14(1), 53-65.
- Bart, D. et J. M. Hartman. (2000). Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach. *Oikos*, 89(1), 59-69.
- Bart, D. et J. M. Hartman. (2003). The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: new links to human activities. *Estuaries*, 26(2), 436-443.
- 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(7), 2243-2250.
- Benoit, O. (2012). *Contrôle des espèces aquatiques envahissantes du Québec : Le cas du Gobie à tâches noires (Neogobius melanostomus) au Lac Saint-Pierre.*, Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Longueuil, Québec. 86 pages et annexes.
- 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.
- Birch, C. P. D. et M. J. Hutchings. (1994). Exploitation of patchily distributed soil resources by the clonal herb *Glechoma hederacea*. *Journal of Ecology*, 82(3), 653-664.
- Blossey, B. et R. Notzold. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, 83(5), 887-889.
- Blumenthal, D., C. E. Mitchell, P. Pyšek et V. Jarošík. (2009). Synergy between pathogen release and resource availability in plant invasion. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(19), 7899-7904.
- 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. 39 pages 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 pages 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).
- Bokdam, J. (2003). Nature conservation and grazing management. Free-ranging cattle as a driving force for cyclic vegetation succession. *PhD thesis. Wageningen University, Wageningen, the Netherlands*, 224 pp.
- Boone, J., E. Furbish, K. Turner et S. Bratton. (1988). Clear plastic. A non-chemical herbicide. *Restoration and Management Notes*, 6(2), 94-95.
- Boone, J. L., C. E. Furbish et K. Turner. (1987). Control of *Phragmites communis*: results of burning, cutting and covering with plastic in a North Carolina salt marsh. School of forest Resources and Institute of Ecology, University of Georgia, CPSU Technical Report No. 41.
- Born, W., F. Rauschmayer et I. Bräuer. (2005). Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecological Economics*, 55(3), 321-336.
- 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., 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.
- Brisson, J., É. Paradis et M.-È. 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.
- Brown, K. A. et J. Gurevitch. (2004). Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(16), 6045-6049.
- Brundage, J. (2010). Grazing as a management tool for controlling *Phragmites australis* and restoring native plant biodiversity in wetlands *Thesis submitted to the Faculty of the Graduate School of the University of Maryland, College Park, in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science*, 96 p.
- Burdick, D. M. et R. A. Konisky. (2003). Determinants of expansion for *Phragmites australis*, common reed, in natural and impacted coastal marshes. *Estuaries*, 26(2), 407-416.
- Buttler, A. (1992). Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, 103(2), 113-124.
- Byun, C. (2015). *Wetland restoration for inhibiting common reed (Phragmites australis) seedling establishment*. Ph.D. thesis. McGill University, Montreal (QC), Canada.
- 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(1), 128-139.
- Byun, C., S. de Blois et J. Brisson. (2014). Interactions between abiotic constraint, propagule pressure, and biotic resistance regulate plant invasion. *Oecologia*, December 2014, 1-12.
- Callaway, R. M. et W. M. Ridenour. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8), 436-443.
- 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.
- Cascorbi, U. (2007). Integration of invasion ecology theories into the analysis of designed plant communities: a case study in Southern Germany. *Landscape Ecology*, 22(9), 1371-1381.
- Catling, P. M. (2005). New "top of the list" invasive plants of natural habitats in Canada. *Botanical Electronic News*, 345, 1-7.
- Chambers, R. M., L. A. Meyerson et K. L. Dibble. (2012). Ecology of *Phragmites australis* and responses to tidal restoration. Dans *Tidal Marsh Restoration: A Synthesis of Science and Management*, 81-96, Island Press/Center for Resource Economics
- Chambers, R. M., L. A. Meyerson et K. Saltonstall. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 261-273.
- Chapman, D. F., M. J. Robson et R. W. Snaydon. (1992). Physiological integration in the clonal perennial herb *Trifolium repens* L. *Oecologia*, 89(3), 338-347.
- 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.
- Christensen, J. (2011). *Phragmites australis* control. Utah State University. Utah Division of Wildlife Resources. 32 p.
- Čížková, H., V. Istvánovics, V. Bauer et L. Balázs. (2001). Low levels of reserve carbohydrates in reed (*Phragmites australis*) stands of Kis-Balaton, Hungary. *Aquatic Botany*, 69(2-4), 209-216.
- Cléroux, J. (2013). *Plantes exotiques envahissantes au Québec : la renouée du japon au parc de la Chute-Montmorency*. Université de Sherbrooke. 89 pages et annexes.
- Clevering, O. A. et J. Lissner. (1999). Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 185-208.
- Coupal, M.-J. (2014). Programme d'élimination du phragmite 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, M. K. M. Dithlago et R. James. (1992). The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, 29(2), 277-284.
- Crocker, E. V., M. A. Karp et E. B. Nelson. (2015). Virulence of oomycete pathogens from *Phragmites australis*-invaded and noninvaded soils to seedlings of wetland plant species. *Ecology and Evolution*, n/a-n/a.
- Cronk, J. K. et M. S. Fennessy. (2001). Wetland plants: biology and ecology. *Lewis Publ., Baton Rouge*, 462 p.
- Cross, D. H. et K. L. Fleming. (1989). 13.4. 12. Control of *Phragmites* or common reed. Dans *Waterfowl Management Handbook*, 5 p.
- Culliney, T. W. (2005). Benefits of classical biological control for managing invasive plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 131-150.
- Davis, M. A. (2009). *Invasion biology*. Oxford University Press.
- Davis, M. A., J. P. Grime et K. Thompson. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528-534.
- Davis, M. A. et M. Pelsor. (2001). Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters*, 4(5), 421-428.
- Davis, M. A., K. J. Wragge et P. B. Reich. (1998). Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*, 86(4), 652-661.
- Dawson, F. H. et H. B. Hallows. (1983). Practical applications of a shading material for macrophytes control in watercourses. *Aquatic Botany*, 17(3-4), 301-308.
- de Blois, S., L. Boisvert-Marsh, R. Schmucki, C. Lovat, C. Byun, P. Gomez-Garcia, R. Otfinowski, E. Groeneveld et C. & Lavoie. (2013). Outils pour évaluer les risques d'invasion biologique dans un contexte de changements climatiques. Université McGill. Montréal, Québec. 80 p. + annexes.
- de Blois, S., J. Brisson et A. Bouchard. (2004). Herbaceous covers to control tree invasion in rights-of-way: Ecological concepts and applications. *Environmental Management*, 33(5), 606-619.
- 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.
- Dinka, M. et P. Szeglet. (1999). Carbohydrate and nutrient content in rhizomes of *Phragmites australis* from different habitats of Lake Fertő/Neusiedlersee. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 29(1), 47-59.
- Dittberner, P. L., E. Western, T. Land Use et M. R. Olson. (1984). The plant information network (PIN) database : Colorado, Montana, North Dakota, Utah, and Wyoming. Western Energy and Land Use Team, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior. Repéré à <http://forward.library.wisconsin.edu/catalog/ocm10839789> et <http://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=mdp.39015086454546;view=1up;seq=1>
- Duncan, P. et J. M. D'Herbès. (1982). The use of domestic herbivores in the management of wetlands for waterbirds in the Camargue, France. Dans *Managing wetlands and their birds*, 51-67.
- Ekstam, B. (1995). Ramet size equalisation in a clonal plant, *Phragmites australis*. *Oecologia*, 104(4), 440-446.
- Environnement Canada. (2012). Programme de partenariat sur les espèces exotiques envahissantes. Rapport 2005-2010.
- Évaluation des écosystèmes pour le millénaire. (2005). *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Island Press., 155 p.,

- Evans, J. P. et S. Whitney. (1992). Clonal integration across a salt gradient by a nonhalophyte, *Hydrocotyle bonariensis* (Apiaceae). *American Journal of Botany*, 79(12), 1344-1347.
- 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.
- Fiala, K. (1976). Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 11(3), 225-259.
- 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.
- Fischer, M. S. et R. J. Rodriguez. (2013). Fungal endophytes of invasive *Phragmites australis* populations vary in species composition and fungicide susceptibility. *Symbiosis*, 61(2), 55-62.
- Galatowitsch, S. M., N. O. Anderson et P. D. Ascher. (1999). Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, 19(4), 733-755.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend et C. J. Vöosmarty. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70(2), 153-226.
- Gangbazo, G. (2004). Élaboration d'un plan directeur de l'eau : guide à l'intention des organismes de bassins versants. 82 pp.
- Granéli, W., S. B. Weisner et M. Sytsma. (1992). Rhizome dynamics and resource storage in *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management*, 1(4), 239-247.
- Gross, K. L., G. G. Mittelbach et H. L. Reynolds. (2005). Grassland invasibility and diversity: responses to nutrients, seed input, and disturbance. *Ecology*, 86(2), 476-486.
- Gurevitch, J. et D. K. Padilla. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9), 470-474.
- Güsewell, S. (2003). Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. *Wetlands Ecology and Management*, 11(6), 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(3), 302-311.
- Häfliger, P., M. Schwarzländer et B. Blossey. (2006a). 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.
- Häfliger, P., M. Schwarzländer et B. Blossey. (2006b). Impact of *Archanara geminipuncta* (Lepidoptera: Noctuidae) on aboveground biomass production of *Phragmites australis*. *Biological Control*, 38(3), 413-421.
- Hall, J. B. et P. L. Hansen. (1997). A preliminary riparian habitat type classification system for the Bureau of Land Management districts in southern and eastern Idaho. Riparian and Wetland Research Program, School of Forestry, the University of Montana; Bureau of Land Management, Idaho State Office. 392 p.
- Hara, T., J. v. D. Toorn et J. H. Mook. (1993). Growth dynamics and size structure of shoots of *Phragmites australis*, a clonal plant. *Journal of Ecology*, 81(1), 47-60.
- Haraguchi, A. (2014). Effects of salinity on 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.
- Hartnett, D. C. et F. A. Bazzaz. (1983). Physiological integration among intracolonial ramets in *Solidago canadensis*. *Ecology*, 64(4), 779-788.

- Hartnett, D. C. et F. A. Bazzaz. (1985). The integration of neighbourhood effects by clonal genets in *Solidago canadensis*. *Journal of Ecology*, 73(2), 415-427.
- Haslam, S. M. (1970). The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water-supply. *Annals of Botany*, 34(4), 867-877.
- Haslam, S. M. (1971a). Community regulation in *Phragmites communis* Trin.: I. Monodominant stands. *Journal of Ecology*, 59(1), 65-73.
- Haslam, S. M. (1971b). Community regulation in *Phragmites communis* Trin.: II. Mixed stands. *Journal of Ecology*, 59(1), 75-88.
- Haslam, S. M. (1971c). The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, 35(5), 1059-1072.
- Haslam, S. M. (1972). *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L.,? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, 60(2), 585-610.
- Haslam, S. M. (2009). The Reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) (Updated edition). *British Reed Growers Association*, 38 pp.
- Haslam, S. M. (2010). *A book of reed: (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel, formerly Phragmites communis Trin.)*. Forrest Text.
- Havel, J. E., C. E. Lee et J. M. Vander Zanden. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55(6), 518-525.
- Havens, K. J., H. Berquist et W. I. Priest, III. (2003). Common reed grass, *Phragmites australis*, expansion into constructed wetlands: Are we mortgaging our wetland future? *Estuaries*, 26(2), 417-422.
- Hawkes, C. V., I. F. Wren, D. J. Herman et M. K. Firestone. (2005). Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters*, 8(9), 976-985.
- Hazelton, E. L. G., T. J. Mozdzer, D. Burdick, K. M. Kettenring et D. Whigham. (2014). *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB Plants*, 6(plu001), 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.
- 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.
- Henderson, S., T. P. Dawson et R. J. Whittaker. (2006). Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography*, 30(1), 25-46.
- Hershner, C. et K. J. Havens. (2008). Managing invasive aquatic plants in a changing system: Strategic consideration of ecosystem services. *Conservation Biology*, 22(3), 544-550.
- Hierro, José L., D. Villarreal, Ö. Eren, Jon M. Graham et Ragan M. Callaway. (2006). Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist*, 168(2), 144-156.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hobbs, R. J. et S. E. Humphries. (1995). An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9(4), 761-770.
- Hocking, P. J. (1989). Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Stuedel in a nutrient-enriched swamp in Inland Australia. I. Whole Plants. *Marine and Freshwater Research*, 40(5), 421-444.
- Holdredge, C. et M. Bertness. (2011). Litter legacy increases the competitive advantage of invasive *Phragmites australis* in New England wetlands. *Biological Invasions*, 13(2), 423-433.
- Holt, J. S. (2004). Principles of weed management in agroecosystems and wildlands. *Weed Technology*, 18, 1559-1562.
- Horowitz, M., Y. Regev et G. Herzlinger. (1983). Solarization for weed control. *Weed Science*, 31(2), 170-179.

- Huang, M., Q. Sheng, J. Wu et X. Pan. (2014). Effects of winter harvesting and salinity on the structure of regrowing reed stands. *American Journal of Plant Sciences*, 5(21), 3250-3257.
- 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). *Ecoscience*, 12(3), 347-357.
- Huhta, A. (2009). Decorative or outrageous: The significance of the common reed (*Phragmites australis*) on water quality. *Turku University of Applied Sciences*, 34 p.
- 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*, 29(3), 487-498.
- James, J., M. Caird, R. Drenovsky et R. Sheley. (2006). Influence of resource pulses and perennial neighbors on the establishment of an invasive annual grass in the Mojave Desert. *Journal of Arid Environments*, 67(3), 528-534.
- Janhäll, S., M. O. Andreae et U. Pöschl. (2009). Biomass burning aerosol emissions from vegetation fires: particle number and mass emission factors and size distributions. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 9, 17183-17217.
- 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., D. M. Ghioca, M. Tulbure, B. L. Bedford, M. Bourdaghs, C. B. Frieswyk, L. Vaccaro et J. B. Zedler. (2008). Partitioning vegetation response to anthropogenic stress to develop multi-taxa wetland indicators. *Ecological Applications*, 18(4), 983-1001.
- 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.
- Kay, S. H. (1995). Efficacy of wipe-on applications of glyphosate and imazapyr on common reed in aquatic sites. *Journal of Aquatic Plant Management*, 33, 25-26.
- Keane, R. M. et M. J. Crawley. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 164-170.
- Keller, B. E. M. (2000). Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands Ecology and Management*, 8(6), 391-401.
- Kelly, E. F., O. A. Chadwick et T. E. Hilinski. (1998). The effect of plants on mineral weathering. *Biogeochemistry*, 42(1/2), 21-53.
- Kennedy, T. A., S. Naeem, K. M. Howe, J. M. H. Knops, D. Tilman et P. Reich. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638.
- Kettenring, K. M., K. Garvie, E. L. G. Hazelton, N. Hough-Snee et Z. Ma. (2012). *Phragmites* invasion and control in the Great Salt Lake watershed: 2012 land manager survey. Final report to Utah Department of Natural Resources, Division of Forestry, Fire & State Lands. 26 p.
- 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.
- 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(5), 1305-1313.
- Kettenring, K. M. et K. E. Mock. (2012). Genetic diversity, reproductive mode, and dispersal differ between the cryptic invader, *Phragmites australis*, and its native conspecific. *Biological Invasions*, 14(12), 2489-2504.
- Kettenring, K. M. et C. Reinhardt Adams. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 970-979.

- Kimura, H. et S. Tsuyuzaki. (2011). Fire severity affects vegetation and seed bank in a wetland. *Applied Vegetation Science*, 14(3), 350-357.
- King, R. S., W. V. Deluca, D. F. Whigham et P. P. Marra. (2007). Threshold effects of coastal urbanization on *Phragmites australis* (common reed) abundance and foliar nitrogen in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, 30(3), 469-481.
- Kirby, D. R., D. M. Green et T. S. Mings. (1989). Nutrient composition of selected emergent macrophytes in northern prairie wetlands. *Journal of Range Management*, 42(4), 323-326.
- 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. 74 pp.
- Klimes, L., J. Klimesova, R. Hendriks et J. Van Groenendael. (1997). Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function. Dans *The ecology and evolution of clonal plants*, 1-29, Backhuys Publishers Leiden
- Kolb, A. et P. Alpert. (2003). Effects of nitrogen and salinity on growth and competition between a native grass and an invasive congener. *Biological Invasions*, 5(3), 229-238.
- Korner, I. (2013). Long term monitoring of grazing in salt habitats on the eastern shore of Lake Neusiedl *Conference Volume 5th Symposium for Research in Protected Areas* (10 to 12 June 2013, Mittersill), 403-406.
- Kowalski, K. P., C. Bacon, W. Bickford, H. Braun, K. Clay, M. Leduc-Lapierre, E. Lillard, M. McCormick, E. Nelson, M. Torres, J. White et D. A. Wilcox. (2015). Advancing the science of microbial symbiosis to support invasive species management: a case study on *Phragmites* in the Great Lakes. *Frontiers in Microbiology*, 6(95), 1-14.
- Laliberté, E., A. Cogliastro et A. Bouchard. (2006). Projet pilote de restauration de paysages forestiers au parc national des îles-de-Boucherville. Rapport final présenté à la direction du parc national des îles-de-Boucherville, Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ). Institut de recherche en biologie végétale, Montréal. 57 pages.
- 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(4), 489-494.
- Lambertini, C., M. H. G. Gustafsson, J. Frydenberg, M. Speranza et H. Brix. (2008). Genetic diversity patterns in *Phragmites australis* at the population, regional and continental scales. *Aquatic Botany*, 88(2), 160-170.
- 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.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle et G. Létourneau. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30(4), 537-549.
- League, M. T., E. P. Colbert, D. M. Seliskar et J. L. Gallagher. (2006). Rhizome growth dynamics of native and exotic haplotypes of *Phragmites australis* (Common reed). *Estuaries and Coasts*, 29(2), 269-276.
- 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(3), 554-560.
- Leithead, H. L., L. L. Yarlett et T. N. Shiflet (1971). *100 native forage grasses in 11 Southern States*. U.S. Soil Conservation Service.
- Lelong, B. et C. Lavoie. (2014). Est-ce que le roseau commun exotique envahit les marais adjacents aux routes ? *Le Naturaliste canadien*, 138(numéro 1, hiver 2014), 13-19.

- 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(4), 430-437.
- Lelong, B., C. Lavoie et M. Thériault. (2009). Quels sont les facteurs qui facilitent l'implantation du roseau commun (*Phragmites australis*) le long des routes du sud du Québec? *Ecoscience*, 16(2), 224-237.
- Leung, B. et N. E. Mandrak. (2007). The risk of establishment of aquatic invasive species: joining invasibility and propagule pressure. *Proc Biol Sci*, 274(1625), 2603-2609.
- Levine, J. M. et C. M. D'Antonio. (1999). Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87(1), 15-26.
- Lissner, J. et H.-H. Schierup. (1997). Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 55(4), 247-260.
- Liu, H. et P. Stiling. (2006). Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. *Biological Invasions*, 8(7), 1535-1545.
- Liu, H., P. Stiling et R. W. Pemberton. (2007). Does enemy release matter for invasive plants? evidence from a comparison of insect herbivore damage among invasive, non-invasive and native congeners. *Biological Invasions*, 9(7), 773-781.
- 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.
- Long, A. L. (2014). *Distribution and drivers of a widespread, invasive wetland grass, Phragmites australis, in Great Salt Lake wetlands. A thesis submitted for the fulfillment of requirements for the degree of Master of Science in Ecology.*
- MacDonald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher et O. Hamann. (1989). Chapter 9. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. Dans *Biological Invasions: a Global Perspective*, 215-255, John Wiley & Sons Ltd.
- Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. (2005). Mapping the invasive species *Phragmites australis* in linear wetland corridors. *Aquatic Botany*, 83(4), 310-320.
- Maheu-Giroux, M. et S. de Blois. (2007). Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology*, 22(2), 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(1), 365-396.
- Marchetti, M. P., P. B. Moyle et R. Levine. (2004). Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. *Freshwater Biology*, 49(5), 646-661.
- Marks, M., B. Lapin et J. Randall. (1994a). Element stewardship abstract for *Phragmites australis* (*Phragmites communis*): *Phragmites* or common reed. The Nature Conservancy. 28 p.
- Marks, M., B. Lapin et J. Randall. (1994b). *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal*, 14(4), 285-294.
- Maron, J. L. et M. Vilà. (2001). When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos*, 95(3), 361-373.
- Martin, L. J. et B. D. Blossey. (2013). The runaway weed: costs and failures of *Phragmites australis* management in the USA. *Estuaries and Coasts*, 36(3), 626-632.
- 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(1), 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(6), 1369-1378.

- McGeoch, M. A., S. H. M. Butchart, D. Spear, E. Marais, E. J. Kleynhans, A. Symes, J. Chanson et M. Hoffmann. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95-108.
- Meadows, R. E. et K. Saltonstall. (2007). Distribution of native and introduced *Phragmites australis* in freshwater and oligohaline tidal marshes of the Delmarva peninsula and southern New Jersey. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 134(1), 99-107.
- Meiners, S. J. (2007). Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology*, 88(5), 1098-1104.
- Mesléard, F., J. Lepart, P. Grillas et A. Mauchamp. (1999). Effects of seasonal flooding and grazing on the vegetation of former ricefields in the Rhône delta (Southern France). *Plant Ecology*, 145(1), 101-114.
- Meyerson, L. A., R. M. Chambers et K. A. Vogt. (1999). The effects of *Phragmites* removal on nutrient pools in a freshwater tidal marsh ecosystem. *Biological Invasions*, 1(2-3), 129-136.
- Meyerson, L. A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat et S. E. G. Findlay. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetl. Ecol. Manage*, 8, 89-103.
- Minchinton, T. E. (2002). Disturbance by wrack facilitates spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 281(1-2), 89-107.
- 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.
- 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(2), 342-354.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. (2011). Phragmite envahissant – Pratiques de gestion exemplaires. Version 2011. 15 p.
- Mitchell, C. E. et A. G. Power. (2003). Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*, 421(6923), 625-627.
- Monsanto Canada Inc. (2011). VisionMAX^{MC} Herbicide Sylvicole (No Homologation 27736) - Étiquette commerciale. Repéré à <http://www.engageagro.com/Label/117/F/1.pdf>
- Monteiro, A., I. Moreira et E. Sousa. (1999). Effect of prior common reed (*Phragmites australis*) cutting on herbicide efficacy. *Hydrobiologia*, 415(0), 305-308.
- Moody, M. E. et R. N. Mack. (1988). Controlling the spread of plant invasions: the importance of Nascent Foci. *Journal of Applied Ecology*, 25(3), 1009-1021.
- Moore, G. E., D. M. Burdick, C. R. Peter et D. R. Keirstead. (2012). Belowground biomass of *Phragmites australis* in coastal marshes. *Northeastern Naturalist*, 19(4), 611-626.
- Moreira, I., A. Monteiro et E. Sousa. (1999). Chemical control of common reed (*Phragmites australis*) by foliar herbicides under different spray conditions. *Hydrobiologia*, 415(0), 299-304.
- 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), 1-14.
- 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(2), 451-458.
- Mozdzer, T. J., J. C. Zieman et K. J. McGlathery. (2010). Nitrogen uptake by native and invasive temperate coastal macrophytes: Importance of dissolved organic nitrogen. *Estuaries and Coasts*, 33(3), 784-797.
- Mueller-Dombois, D. et H. Ellenberg (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. 547 p.

- Mwangi, P. N., M. Schmitz, C. Scherber, C. Roscher, J. Schumacher, M. Scherer-Lorenzen, W. W. Weisser et B. Schmid. (2007). Niche pre-emption increases with species richness in experimental plant communities. *Journal of Ecology*, 95(1), 65-78.
- Nations Unies. (1992a). *Convention sur la diversité biologique (CBD)*, 32 p., Repéré à le 24 mars 2015 à <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>
- Nations Unies. (1992b). Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. Principe 15. .
- Nations Unies. (2008). *Convention sur la diversité biologique. COP 6 Décision VI/23. Espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces*, 265-278, Repéré à le 24 mars 2015 à <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>
- Nechwatal, J., A. Wielgoss et K. Mendgen. (2008a). Diversity, host, and habitat specificity of oomycete communities in declining reed stands (*Phragmites australis*) of a large freshwater lake. *Mycological Research*, 112(6), 689-696.
- Nechwatal, J., A. Wielgoss et K. Mendgen. (2008b). Flooding events and rising water temperatures increase the significance of the reed pathogen *Pythium phragmitis* as a contributing factor in the decline of *Phragmites australis*. *Hydrobiologia*, 613(1), 109-115.
- Nelson, E. B. et M. A. Karp. (2013). Soil pathogen communities associated with native and non-native *Phragmites australis* populations in freshwater wetlands. *Ecology and Evolution*, 14 pp.
- Neubert, K., K. Mendgen, H. Brinkmann et S. G. Wirsal. (2006). Only a few fungal species dominate highly diverse mycofloras associated with the common reed. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(2), 1118-1128.
- Norris, L., J. E. Perry et K. J. Havens. (2002). A summary of methods for controlling *Phragmites australis*.
- Olson, L. J. (2006). The economics of terrestrial invasive species: a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 178-194.
- 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(2-3), 149-158.
- Ostendorp, W. (1989). 'Die-back' of reeds in Europe — a critical review of literature. *Aquatic Botany*, 35(1), 5-26.
- Ostendorp, W. (1995). Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. *Acta Oecologica*, 16(3), 277-294.
- Ostendorp, W. (1999). Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites* reeds. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 84(1), 33-47.
- Paradis, É., M.-È. Bellavance, B. Fontaine et J. Brisson. (2014). Interspecific competition for space between wetland plants with clonal growth. *Wetlands*, 34(5), 1003-1012.
- Parker, I. M. et G. S. Gilbert. (2007). When there is no escape: the effects of natural enemies on native, invasive, and noninvasive plants. *Ecology*, 88(5), 1210-1224.
- Pejchar, L. et H. A. Mooney. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504.
- Pennings, S. C. et R. M. Callaway. (2000). The advantages of clonal integration under different ecological conditions: a community-wide test. *Ecology*, 81(3), 709-716.
- Perry, L. G., S. A. Cronin et M. W. Paschke. (2009). Native cover crops suppress exotic annuals and favor native perennials in a greenhouse competition experiment. *Plant Ecology*, 204(2), 247-259.
- Pimentel, D., R. Zuniga et D. Morrison. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273-288.
- Poulin, B., A. Davranche et G. Lefebvre. (2010). Ecological assessment of *Phragmites australis* wetlands using multi-season SPOT-5 scenes. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1602-1609.

- 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(5), 1725-1737.
- Raizada, P., A. Raghubanshi et J. Singh. (2008). Impact of invasive alien plant species on soil processes: a review. *Proc. Nat. Acad. Sci. India, Sect. B*, 78(Pt. IV), 288-298.
- 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.
- Reinhardt Adams, C. et S. M. Galatowitsch. (2008). The transition from invasive species control to native species promotion and its dependence on seed density thresholds. *Applied Vegetation Science*, 11(1), 131-138.
- Reise, K., S. Olenin et D. W. Thielges. (2006). Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? *Helgoland Marine Research*, 60(2), 77-83.
- Reznicek, A. A., E. G. Voss et B. S. Walters. (2011). Michigan flora online - *Phragmites australis*. University of Michigan. Repéré à le 28 août 2013 à <http://www.michiganflora.net/species.aspx?id=2184>
- Rice, D., J. Rooth et J. Court Stevenson. (2000). Colonization and expansion of *Phragmites australis* in upper Chesapeake Bay tidal marshes. *Wetlands*, 20(2), 280-299.
- Richardson, D. M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M. G. Barbour, F. D. Panetta et C. J. West. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93-107.
- Rickey, M. A. et R. C. Anderson. (2004). Effects of nitrogen addition on the invasive grass *Phragmites australis* and a native competitor *Spartina pectinata*. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 888-896.
- Riemer, D. N. (1976). Long-term effects of glyphosate applications to *Phragmites*. *Journal of Aquatic Plant Management*, 14(June), 39-43.
- 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(6), 425-433.
- Rudrappa, T. et H. P. Bais. (2008). Genetics, novel weapons and rhizospheric microcosmal signaling in the invasion of *Phragmites australis*. *Plant signaling & behavior*, 3(1), 1-5.
- Rudrappa, T., J. Bonsall, J. Gallagher, D. Seliskar et H. Bais. (2007). Root-secreted allelochemical in the noxious weed *Phragmites australis* deploys a reactive oxygen species response and microtubule assembly disruption to execute rhizotoxicity. *Journal of Chemical Ecology*, 33(10), 1898-1918.
- Rudrappa, T., Y. S. Choi, D. F. Levia, D. R. Legates, K. H. Lee et H. P. Bais. (2009). *Phragmites australis* root secreted phytotoxin undergoes photo-degradation to execute severe phytotoxicity. *Plant Signaling & Behavior*, 4(6), 506-513.
- Russell, I. A. et T. Kraaij. (2008). Effects of cutting *Phragmites australis* along an inundation gradient, with implications for managing reed encroachment in a South African estuarine lake system. *Wetlands Ecology and Management*, 16(5), 383-393.
- 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. (2003a). Genetic variation among North American populations of *Phragmites australis*: Implications for management. *Estuaries*, 26(2), 444-451.
- Saltonstall, K. (2003b). Microsatellite variation within and among North American lineages of *Phragmites australis*. *Molecular Ecology*, 12(7), 1689-1702.

- Saltonstall, K. et J. Court Stevenson. (2007). The effect of nutrients on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 86(4), 331-336.
- Salzman, A. et M. Parker. (1985). Neighbors ameliorate local salinity stress for a rhizomatous plant in a heterogeneous environment. *Oecologia*, 65(2), 273-277.
- SAS Institute Inc. (2015). Logiciel JMP®, version 12.1.
- Schmid, B., G. M. Puttick, K. H. Burgess et F. A. Bazzaz. (1988). Clonal integration and effects of simulated herbivory in old-field perennials. *Oecologia*, 75(3), 465-471.
- Shea, K. et P. Chesson. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170-176.
- Sher, A. A. et L. A. Hyatt. (1999). The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions*, 1(2-3), 107-114.
- 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.
- Simberloff, D., J.-L. Martin, P. Genovesi, V. Maris, D. A. Wardle, J. Aronson, F. Courchamp, B. Galil, E. García-Berthou, M. Pascal, P. Pyšek, R. Sousa, E. Tabacchi et M. Vilà. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.
- Simmons, M. T. (2005). Bullying the bullies: The selective control of an exotic, invasive annual (*Rapistrum rugosum*) by oversowing with a competitive native species (*Gaillardia pulchella*). *Restoration Ecology*, 13(4), 609-615.
- Slade, A. J. et M. J. Hutchings. (1987). An analysis of the costs and benefits of physiological integration between ramets in the clonal perennial herb *Glechoma hederacea*. *Oecologia*, 73(3), 425-431.
- Smith, S. (2005). Manual control of *Phragmites australis* in freshwater ponds of Cape Cod National Seashore, Massachusetts, USA. *Journal of Aquatic Plant Management*, 43, 50-53.
- Solenot Textiles Inc. (2015). Fiche technique - Textile anti-végétatif et anti-racinaire MICROFAB. Repéré à <http://www.solenotextiles.com/PDF/Produits/Divers/FT-Microfab-Fr-180412.pdf>
- Stachowicz, J. J. et J. E. Byrnes. (2006). Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 251-262.
- Stuefer, J., S. Gómez et T. Mölken. (2004). Clonal integration beyond resource sharing: implications for defence signalling and disease transmission in clonal plant networks. *Evolutionary Ecology*, 18(5-6), 647-667.
- Teal, J. M. et S. Peterson. (2005). The interaction between science and policy in the control of *Phragmites* in oligohaline marshes of Delaware Bay. *Restoration Ecology*, 13(1), 223-227.
- 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. Schwarzländer. (2002). Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America. *Biological Control*, 23(2), 191-212.
- Texel. (2015). Fiche technique - Géomembrane basse densité TM820 P. Repéré à http://texel.ca/fileadmin/medias/documents/fr/geosynthetiques/fiches-techniques/geomembranes/geom_TM820P_fr_01.pdf
- The Nature Conservancy. (2011). Herbicide use in natural areas: a guide for volunteer land stewards. 80 p.
- Thevs, N., S. Zerbe, F. Gahlert, M. Mijit et M. Succow. (2007). Productivity of reed (*Phragmites australis* Trin. ex Steud.) in continental-arid NW China in relation to soil, groundwater, and land-use. *Journal of Applied Botany and Food Quality*, 81, 62-68.
- 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(10), 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(5), 1448-1455.
- Thompson, K., J. G. Hodgson, J. P. Grime et M. J. W. Burke. (2001). Plant traits and temporal scale: evidence from a 5-year invasion experiment using native species. *Journal of Ecology*, 89(6), 1054-1060.
- Tolstead, W. L. (1942). Vegetation of the northern part of Cherry County, Nebraska. *Ecological Monographs*, 12(3), 255-292.
- Torchin, M. E. et C. E. Mitchell. (2004). Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(4), 183-190.
- Tougas-Tellier, M.-A. (2013). *Impact des changements climatiques sur l'expansion du roseau envahisseur dans le fleuve Saint-Laurent*. Mémoire M. ATDR., Université Laval, Québec.
- Trebitz, A. S. et D. L. Taylor. (2007). Exotic and invasive aquatic plants in Great Lakes coastal wetlands: distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover. *Journal of Great Lakes Research*, 33(4), 705-721.
- Tscharntke, T. (1990). Fluctuations in abundance of a stem-boring moth damaging shoots of *Phragmites australis*: Causes and effects of overexploitation of food in a late-successional grass monoculture. *Journal of Applied Ecology*, 27(2), 679-692.
- Tscharntke, T. (1999). Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 399-410.
- Tu, M., C. Hurd, J. M. Randall et The Nature Conservancy. (2001). Weed control methods handbook: tools and techniques for use in natural areas. All U.S. Government Documents (Utah Regional Depository). Paper 533. 220 pp.
- Tulbure, M. G. et C. A. Johnston. (2010). Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, 30(3), 577-587.
- Tulbure, M. G., C. A. Johnston et D. L. Auger. (2007). Rapid invasion of a Great Lakes coastal wetland by non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Journal of Great Lakes Research*, 33(sp3), 269-279.
- Turner, R. E. et R. S. Warren. (2003). Valuation of continuous and intermittent *Phragmites* control. *Estuaries*, 26(2), 618-623.
- Uddin, M. N., R. W. Robinson et D. Caridi. (2013). Phytotoxicity induced by *Phragmites australis*: An assessment of phenotypic and physiological parameters involved in germination process and growth of receptor plant. *Journal of Plant Interactions*, 1-16.
- Valkama, E., S. Lyytinen et J. Koricheva. (2008). The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation*, 141(2), 364-374.
- van der Putten, W. H., G. A. Kowalchuk, E. P. Brinkman, G. T. A. Doodeman, R. M. van der Kaaij, A. F. D. Kamp, F. B. J. Menting et E. M. Veenendaal. (2007). Soil feedback of exotic savanna grass relates to pathogen absence and mycorrhizal selectivity. *Ecology*, 88(4), 978-988.
- Van Deursen, E. J. M. et H. J. Drost. (1990). Defoliation and treading by cattle of reed *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*, 27(1), 284-297.
- van Wilgen, B., D. Richardson et S. Higgins (2000). *Integrated control of invasive alien plants in terrestrial ecosystems*. Communication présentée Best Management Practices for Preventing and Controlling Invasive Alien Species, Symposium Proceedings.
- Vasquez, E. A., E. P. Glenn, J. J. Brown, G. R. Guntenspergen et S. G. Nelson. (2005). Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series*, 298, 1-8.
- Vestergaard, P. (1994). Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. *Nordic Journal of Botany*, 14(5), 569-587.
- Vilà, M., C. Basnou, P. Pyšek, M. Josefsson, P. Genovesi, S. Gollasch, W. Nentwig, S. Olenin, A. Roques, D. Roy et P. E. Hulme. (2009). How well do we understand the impacts of alien species

- on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144.
- Vitousek, P. M., C. M. D'antonio, L. L. Loope, M. Rejmanek et R. Westbrooks. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1), 1-16.
- Vulink, J. T. et H. J. Drost. (1991). A causal analysis of diet composition in free ranging cattle in reed-dominated vegetation. *Oecologia*, 88(2), 167-172.
- Vulink, J. T., H. J. Drost et L. Jans. (2000). The influence of different grazing regimes on *Phragmites* and shrub vegetation in the well-drained zone of a eutrophic wetland. *Applied Vegetation Science*, 3(1), 73-80.
- Vulink, J. T., M. R. van Eerden et R. H. Drent. (2010). Abundance of migratory and wintering geese in relation to vegetation succession in man-made wetlands: The effects of grazing regimes. *Ardea*, 98(3), 319-327.
- 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.
- 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(1), 59-69.
- Weidenhamer, J. D., M. Li, J. Allman, R. G. Bergosh et M. Posner. (2013). Evidence does not support a role for gallic acid in *Phragmites australis* invasion success. *Journal of Chemical Ecology*, 39(2), 323-332.
- Weinstein, M. P. et J. H. Balletto. (1999). Does the common reed, *Phragmites australis*, affect essential fish habitat? *Estuaries*, 22(3), 793-802.
- White, G. (2009). The future of reedbed management. *Information and Advice Note, Version 7, July 2009*, 11 p.
- Whyte, R. S., D. Trexel-Kroll, D. M. Klarer, R. Shields et D. A. Francko. (2008). The invasion and spread of *Phragmites australis* during a period of low water in a Lake Erie coastal wetland. *Journal of Coastal Research*, 111-120.
- Wielgoss, A., J. Nechwatal, C. Bogs et K. Mendgen (2009). *Host plant development, water level and water parameters shape Phragmites australis-associated oomycete communities and determine reed pathogen dynamics in a large lake*. 255-265
- Wijte, A. H. B. M. et J. L. 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 australis* (Poaceae). *American Journal of Botany*, 83(10), 1337-1342.
- Wilcox, K. L., S. A. Petrie, L. A. Maynard et S. W. Meyer. (2003). Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 29(4), 664-680.
- Willcox, J. D. (2013). Response of *Phragmites australis* to black plastic treatment. *Master's Theses. Paper 444*. http://digitalcommons.uconn.edu/gs_theses/444, 49 p.
- Williams, J. W. et S. T. Jackson. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(9), 475-482.
- Williamson, M. et A. Fitter. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666.
- Windham, L. et J. G. Ehrenfeld. (2003). Net impact of a plant invasion on nitrogen-cycling processes within a brackish tidal marsh. *Ecological Applications*, 13(4), 883-896.
- Windham, L. et R. G. Lathrop, Jr. (1999). Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 22(4), 927-935.

- Xu, H., H. Ding, M. Li, S. Qiang, J. Guo, Z. Han, Z. Huang, H. Sun, S. He et H. Wu. (2006). The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions*, 8(7), 1495-1500.
- Yang, L. H., J. L. Bastow, K. O. Spence et A. N. Wright. (2008). What can we learn from resource pulses. *Ecology*, 89(3), 621-634.
- 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.

Annexe 1 : Carte du parc national des Îles-de-Boucherville



Parc national
des Îles-de-Boucherville

- Parc national (8,14 km²)
- Territoire sous bail

Métadonnées

Système de référence géodésique	Amérique du Nord 1983 (NAD 83)
Projection cartographique	Conique de Lambert

0 0.5 1 1.5 km

1/30 000

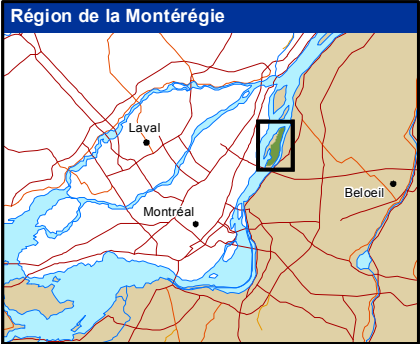
Source

BDTQ (1/20 000)	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles	2008
-----------------	---	------

Réalisation

Production: Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction des parcs nationaux

© Gouvernement du Québec, 1^{er} trimestre 2015

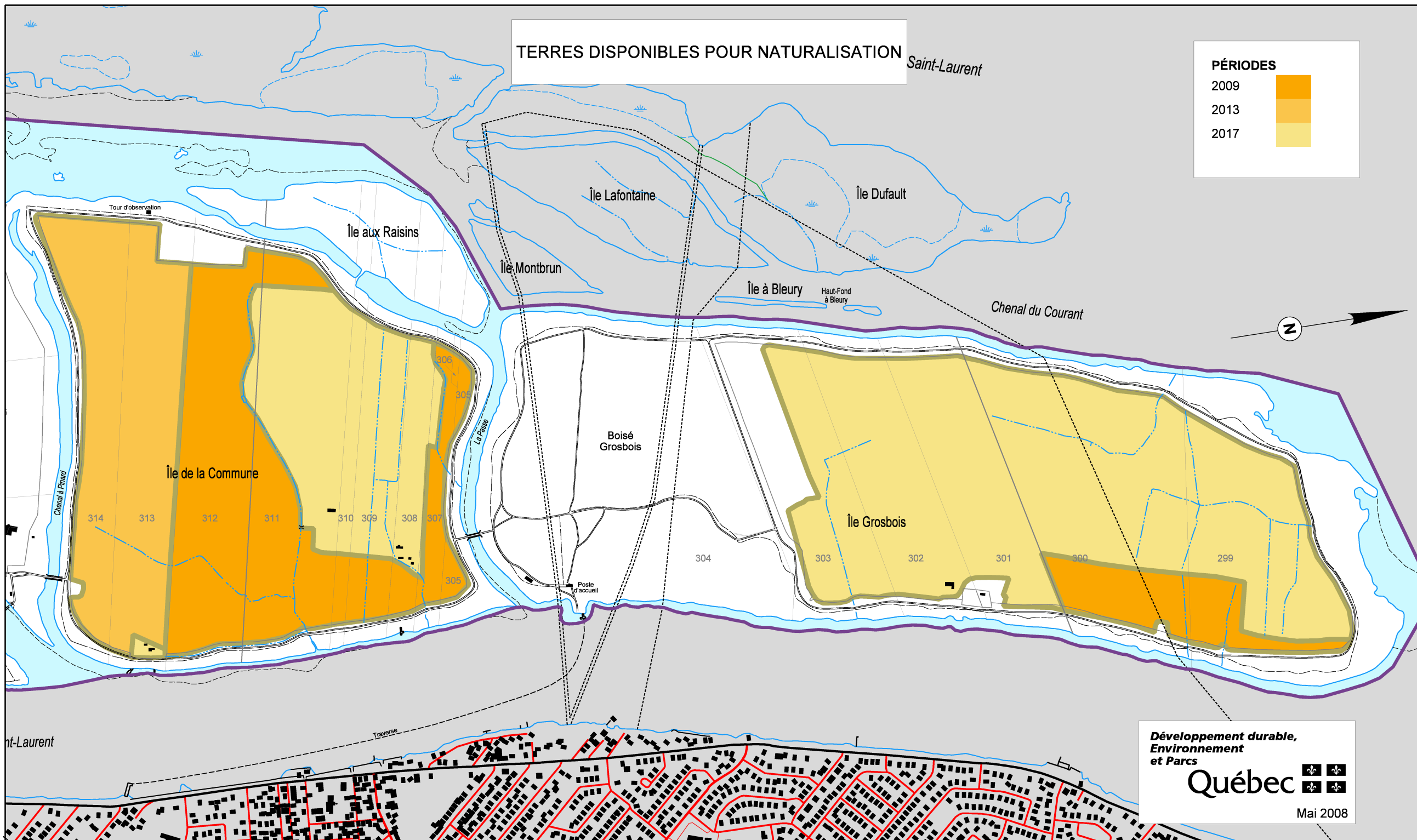


Annexe 2 : Cartographie des phases de conversion des terres agricoles

TERRES DISPONIBLES POUR NATURALISATION

PÉRIODES

2009
2013
2017



Développement durable,
Environnement
et Parcs

Québec

Mai 2008

Annexe 3 : Expérimentation d'une méthode de revégétalisation dans le dispositif no 1

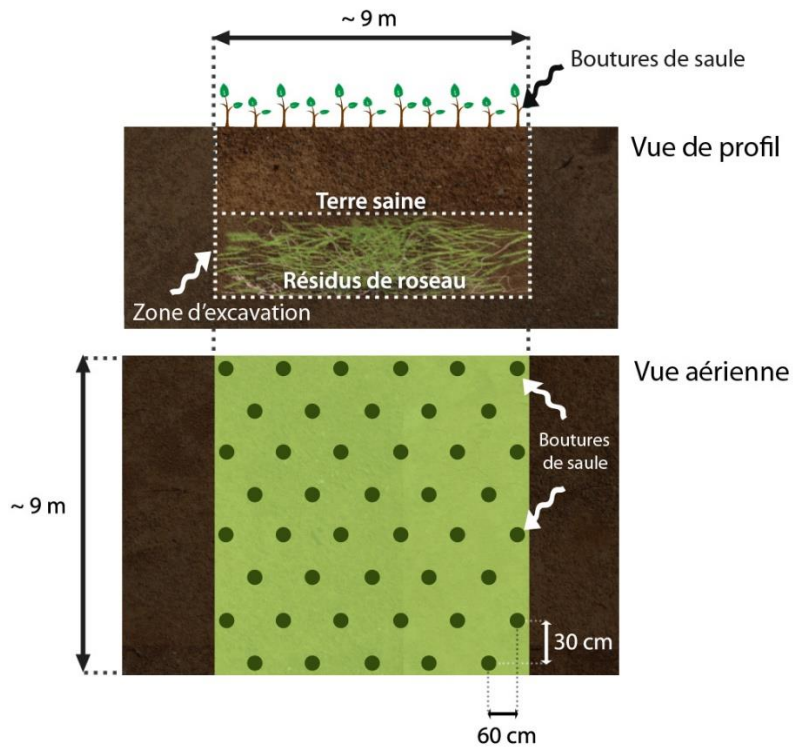
Suite aux efforts d'éradication du roseau, une revégétalisation est essentielle afin de réduire la susceptibilité des sites traités aux invasions subséquentes. Dans le but d'expérimenter une méthode de revégétalisation arbustive, des plantations ont été effectuées dans le dispositif no 1 sur les fossés reprofilés suite aux traitements d'excavation avec enfouissement avec ou sans bâchage. Les critères suivants ont été utilisés pour la sélection des arbustes, en adaptant la méthodologie utilisée par Boivin *et al.* (2011) :

- Tolérance à l'humidité et à une présence prolongée d'eau
- Capacité de faire des rejets
- Croissance rapide
- Bonne disponibilité
- Faible coût
- Statut indigène au Québec
- Capable d'atteindre une hauteur de 4 m

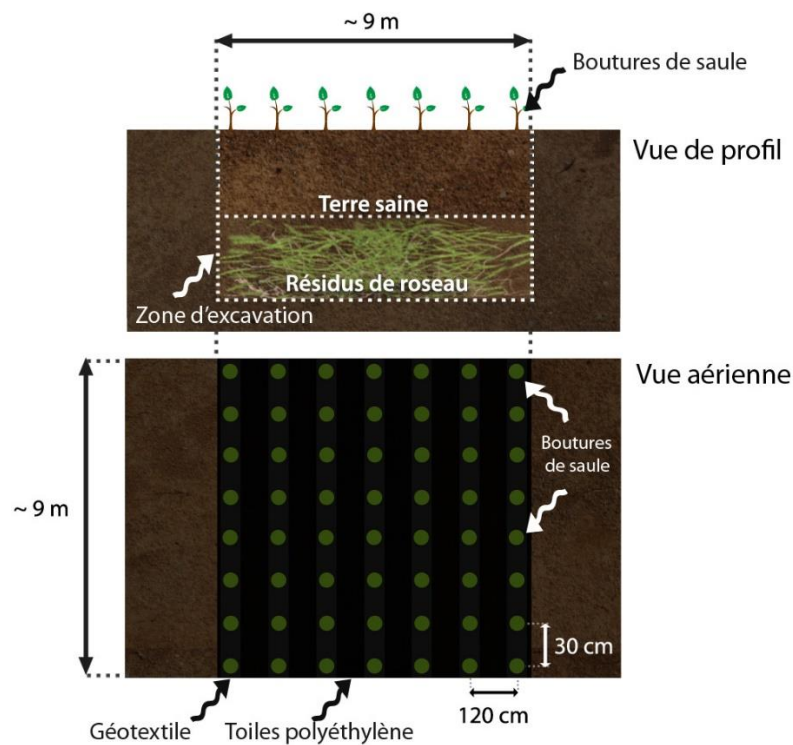
Face à ces critères, le saule discoloré (*Salix discolor*) et le saule à tête laineuse (*Salix eriocephala*) ont été sélectionnés. Ces arbustes ont été plantés entre le 6 et le 11 juin en boutures d'environ 25 cm de longueur et d'environ 1 cm de diamètre. Les boutures ont été plantées à une profondeur d'environ 15 cm, soit approximativement aux deux tiers de leur longueur. Afin de protéger la plantation, un exclos a été érigé autour de l'ensemble du dispositif no 1.

Sur les placettes du traitement d'excavation avec enfouissement sans bâchage, les boutures ont été plantées en quinconce dans une densité élevée dans le but d'offrir un couvert dense rapidement sur le sol nu et afin de pallier à bas taux de survie, le cas échéant. Quant aux placettes du traitement d'excavation avec enfouissement avec bâchage, la plantation a été effectuée en rangées au travers de toiles géotextiles placées. Celles-ci, tel que décrit dans la section 2.2.1.1, avaient été préalablement installées en lanières d'environ 20 cm de largeur, en alternance avec des toiles de polyéthylène en lanières d'environ 1 m de largeur.

Les deux figures ci-après illustrent de façon simplifiée les plantations effectuées.

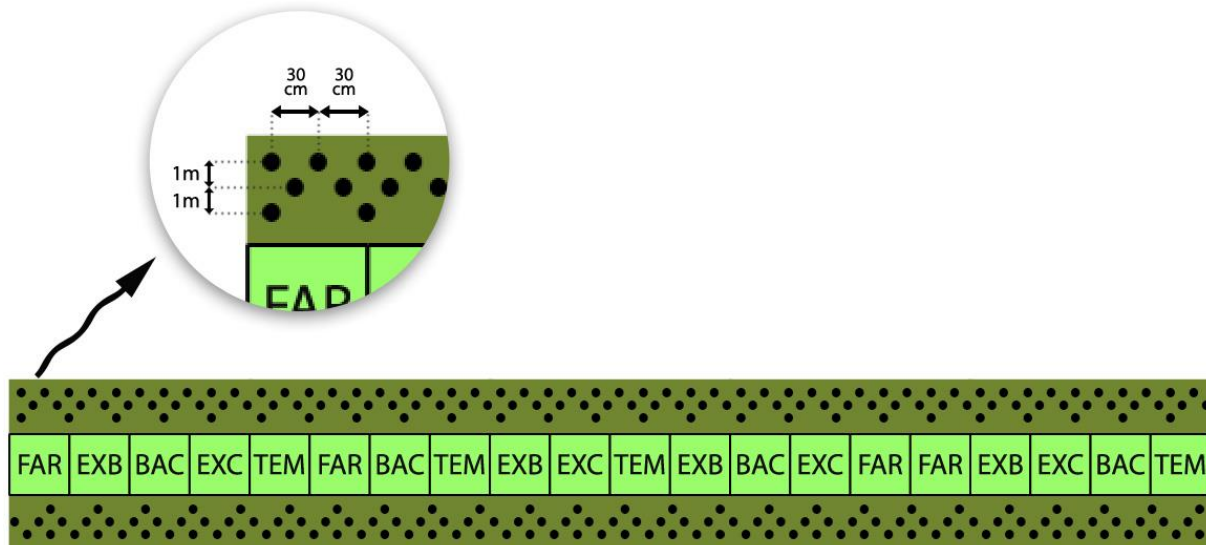


Vue de profil et aérienne de la plantation expérimentale de boutures de saules effectuée suite au traitement d'excavation avec enfouissement sans bâchage. Les dimensions ne sont pas à l'échelle.



Vue de profil et aérienne de la plantation expérimentale de boutures de saules effectuée suite au traitement d'excavation avec enfouissement avec bâchage. Les dimensions ne sont pas à l'échelle.

Une plantation supplémentaire a également été effectuée en périphérie de l'ensemble du dispositif no 1. La figure ci-dessous illustre cette plantation. Encore une fois, la plantation a été effectuée avec des boutures de saule discoloré (*Salix discolor*) et de saule à tête laineuse (*Salix eriocephala*).



Plantation de boutures de saule effectuée en périphérie de l'ensemble du dispositif no 1.

Les résultats obtenus suite à ces essais de plantations seront présentés dans un rapport subséquent.

Annexe 4 : Hauteur des tiges avant et après le traitement de badigeonnage d'herbicide

Secteurs traités	Hauteur moyenne des tiges $\pm$ écart-type (cm)	
	Avant le traitement (2 octobre 2013)	9 mois après le traitement (7 juillet 2014)
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement (dispositif no 1)	20 $\pm$ 14	56 $\pm$ 22
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement et bâchage (dispositif no 1)	22 $\pm$ 15	41 $\pm$ 16
Tiges éparses en périphérie du dispositif no 1	23 $\pm$ 9,6	21 $\pm$ 11
Repousses de roseau suite au traitement d'excavation avec enfouissement (dispositif no 2)	39 $\pm$ 17	36 $\pm$ 15

Annexe 5 : Données brutes : densité, recouvrement et hauteur des tiges de roseau

Données brutes du 2013-05-23 : nombre de tiges, recouvrement et hauteur des tiges dans les quadrats (échantillonnage type 1)

Traitement	Bloc	Quadrat	Densité des tiges (n tiges/m ²)	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Couvert roseau (%)
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place	B1	Q1	33,8	137,7	]25-50]
		Q2	57,2	143,6	]50-75]
		Q3	41,6	115,0	]25-50]
	B2	Q1	44,2	145,3	]25-50]
		Q2	57,2	152,7	]50-75]
		Q3	54,6	132,9	]25-50]
	B3	Q1	49,4	143,7	]25-50]
		Q2	78,0	156,7	]50-75]
		Q3	52,0	156,0	]50-75]
	B4	Q1	59,8	157,0	]50-75]
		Q2	78,0	164,0	]75-100]
		Q3	39,0	130,0	]25-50]
Dispositif no 1 - Bâchage	B1	Q1	49,4	139,5	]25-50]
		Q2	54,6	158,6	]50-75]
		Q3	44,2	133,5	]25-50]
	B2	Q1	49,4	140,5	]50-75]
		Q2	80,6	151,9	]50-75]
		Q3	62,4	145,0	]50-75]
	B3	Q1	49,4	153,2	]50-75]
		Q2	65,0	170,0	]75-100]
		Q3	65,0	136,4	]50-75]
	B4	Q1	65,0	134,8	]50-75]
		Q2	106,5	177,8	]75-100]
		Q3	57,2	150,9	]50-75]
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	B1	Q1	39,0	135,3	]25-50]
		Q2	54,6	168,1	]50-75]
		Q3	39,0	134,0	]25-50]
	B2	Q1	54,6	139,5	]25-50]
		Q2	70,2	164,1	]50-75]
		Q3	59,8	143,0	]25-50]
	B3	Q1	46,8	133,3	]50-75]
		Q2	67,6	176,2	]50-75]

	B4	Q3	72,8	143,6	]50-75]
		Q1	39,0	166,0	]50-75]
		Q2	83,2	175,6	]75-100]
		Q3	52,0	150,0	]50-75]
Dispositif no 1 - Fauches répétées	B1	Q1	39,0	159,3	]25-50]
		Q2	62,4	138,3	]50-75]
		Q3	39,0	135,3	]50-75]
	B2	Q1	36,4	147,1	]50-75]
		Q2	70,2	180,4	]50-75]
		Q3	65,0	146,0	]50-75]
	B3	Q1	44,2	131,2	]50-75]
		Q2	72,8	170,0	]75-100]
		Q3	65,0	171,6	]50-75]
	B4	Q1	52,0	161,0	]50-75]
		Q2	78,0	177,3	]75-100]
		Q3	62,4	154,2	]75-100]
Dispositif no 1 - Témoin	B1	Q1	39,0	131,3	]25-50]
		Q2	52,0	167,0	]50-75]
		Q3	46,8	136,7	]25-50]
	B2	Q1	44,2	132,4	]50-75]
		Q2	54,6	192,9	]50-75]
		Q3	59,8	135,2	]50-75]
	B3	Q1	41,6	171,3	]50-75]
		Q2	65,0	191,6	]75-100]
		Q3	52,0	160,0	]50-75]
	B4	Q1	52,0	165,0	]50-75]
		Q2	70,2	190,7	]75-100]
		Q3	44,2	150,0	]50-75]
Dispositif no 2 - Excavation avec enfouissement sur place	S/O	Q1	67,6	184,6	]75-100]
		Q2	62,4	183,3	]75-100]
		Q3	57,2	156,4	]75-100]

Données brutes du 2013-10-02 : nombre de tiges, recouvrement et hauteur des tiges dans les placettes entières (échantillonnage type 2)

Traitement	Bloc	Superficie de la parcelle (m ²)	Nombre de tiges (n)	Densité des tiges (n tiges/m ²)	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Couvert roseau (%)
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place	B1	83,7	148	1,8	17,8	0,5
	B2	84,6	162	1,9	21,0	0,5
	B3	91,1	82	0,9	22,4	0,5
	B4	95,8	55	0,6	19,1	0,5
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	B1	82,8	24	0,3	24,2	0,5
	B2	87,4	19	0,2	19,5	0,5
	B3	87,1	5	0,1	22,0	0,5
	B4	94,6	4	0,0	25,0	0,5
Dispositif no 1 - Bande de 3 m en périphérie du dispositif	S/O	1080	243	0,2	S/O	0,5
Dispositif no 2 - Excavation avec enfouissement sur place	S/O	650	1120	1,7	S/O	0,5

Données brutes du 2013-10-23 : nombre de tiges, recouvrement et hauteur des tiges dans les quadrats (échantillonnage type 1)

Traitement	Bloc	Quadrat	Densité des tiges (n tiges/m ²)	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Couvert roseau (%)
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	5,2	10,0	]0-1]
		Q3	5,2	10,0	]0-1]
	B2	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B3	Q1	2,6	10,0	]0-1]
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B4	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
Dispositif no 1 - Bâchage	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B2	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B3	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0

Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	B4	Q3	0,0	0,0	0
		Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B2	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B3	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
Dispositif no 1 - Fauches répétées	B1	Q1	142,9	12,2	]10-25]
		Q2	181,9	12,3	]25-50]
		Q3	101,3	12,6	]25-50]
	B2	Q1	26,0	14,0	]25-50]
		Q2	187,1	11,7	]25-50]
		Q3	288,4	10,7	]25-50]
	B3	Q1	181,9	13,1	]25-50]
		Q2	366,4	11,0	]25-50]
		Q3	311,8	13,7	]25-50]
	B4	Q1	88,3	11,8	]25-50]
		Q2	330,0	11,4	]50-75]
		Q3	410,6	11,1	]25-50]
Dispositif no 1 - Témoin	B1	Q1	62,4	154,2	]25-50]
		Q2	75,4	160,3	]50-75]
		Q3	59,8	134,3	]50-75]
	B2	Q1	57,2	141,8	]50-75]
		Q2	59,8	170,9	]75-100]
		Q3	96,1	174,9	]50-75]
	B3	Q1	62,4	158,3	]50-75]
		Q2	90,9	185,4	]75-100]
		Q3	83,2	173,8	]50-75]
	B4	Q1	54,6	183,3	]50-75]
		Q2	101,3	190,5	]75-100]
		Q3	78,0	159,3	]75-100]

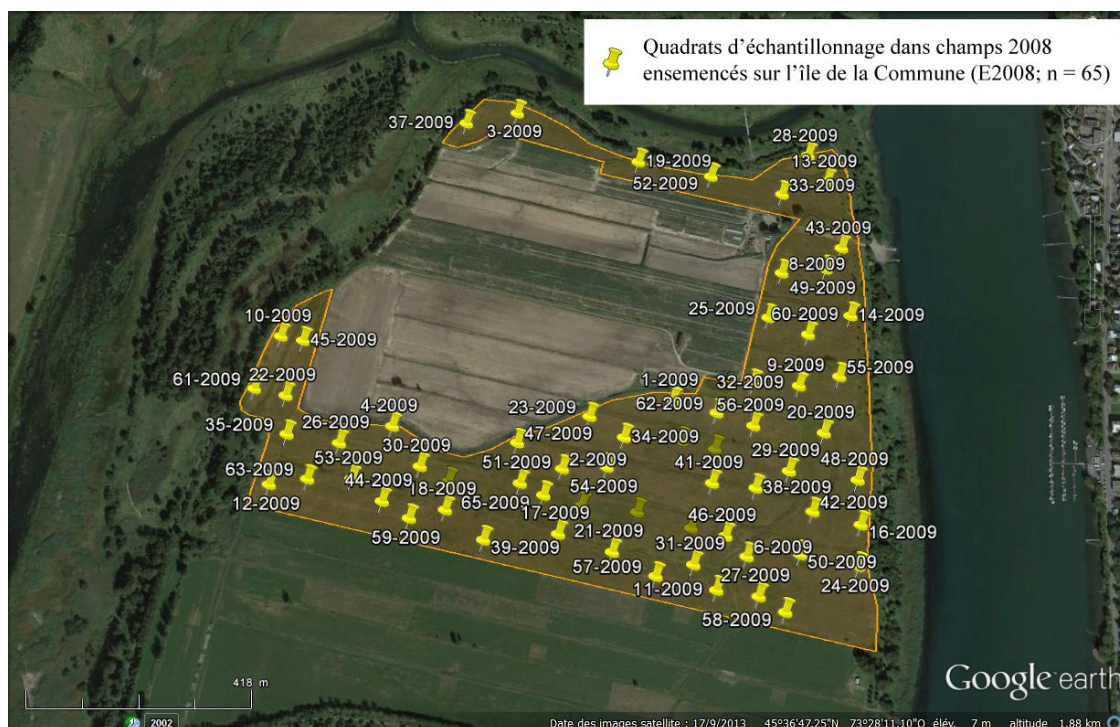
Données brutes du 2014-07-07 : nombre de tiges, recouvrement et hauteur des tiges dans les placettes entières (échantillonnage type 2)

Traitement	Bloc	Superficie de la parcelle (m ²)	Nombre de tiges (n)	Densité des tiges (n tiges/m ²)	Hauteur moyenne des tiges par réplicat (cm)	Couvert roseau (%)
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place	B1	83,7	49	0,59	68,0	0,5
	B2	84,6	31	0,37	52,6	0,5
	B3	91,1	24	0,26	47,5	0,5
	B4	95,8	26	0,27	45,4	0,5
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place et bâchage	B1	82,8	6	0,07	43,3	0,5
	B2	87,4	3	0,03	36,7	0,5
	B3	87,1	2	0,02	40,0	0,5
	B4	94,6	0	0,00	0,0	0,0
Dispositif no 1 -Bande de 3 m en périphérie du dispositif	S/O	1080	9	0,01	S/O	0,5
Dispositif no 2 - Excavation avec enfouissement sur place	S/O	650	325	0,50	S/O	0,5

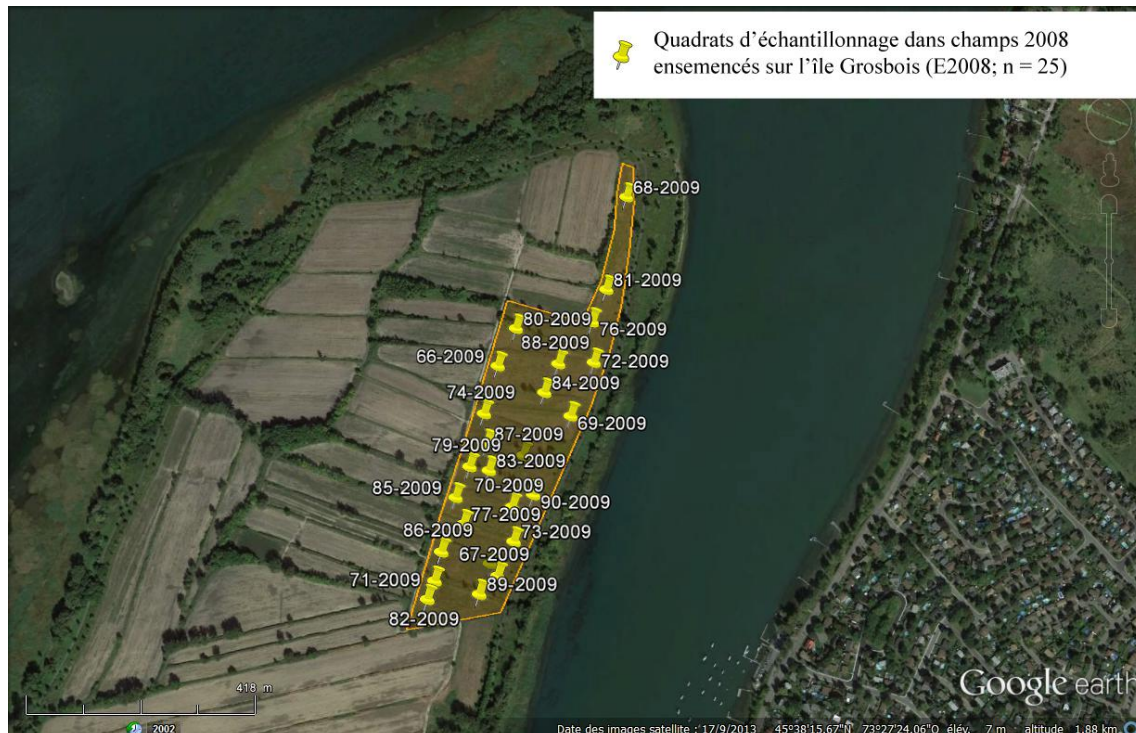
Données brutes du 2014-10-27 : nombre de tiges, recouvrement et hauteur des tiges dans les quadrats (échantillonnage type 1)

Traitement	Bloc	Quadrat	Densité des tiges (n tiges/m ²)	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Couvert roseau (%)
Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	18,2	47,1	]1-5]
		Q3	0,0	0,0	0
	B2	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B3	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B4	Q1	7,8	23,3	]0-1]
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
Dispositif no 1 - Bâchage	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	85,7	81,5	]25-50]
		Q3	5,2	80,0	]1-5]
	B2	Q1	78,0	82,0	]25-50]
		Q2	111,7	99,8	]25-50]
		Q3	49,4	98,4	]25-50]
	B3	Q1	5,2	80,0	]1-5]

Dispositif no 1 - Excavation avec enfouissement sur place et bâchage		Q2	2,6	90,0	]0-1]
		Q3	23,4	52,2	]5-10]
	B4	Q1	80,6	74,5	]25-50]
		Q2	44,2	97,1	]10-25]
		Q3	0,0	0,0	0
	B1	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B2	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
	B3	Q1	0,0	0,0	0
		Q2	0,0	0,0	0
		Q3	0,0	0,0	0
Dispositif no 1 - Fauches répétées	B1	Q1	39,0	16,7	]5-10]
		Q2	88,3	13,5	]10-25]
		Q3	44,2	17,1	]5-10]
	B2	Q1	39,0	12,7	]10-25]
		Q2	181,9	13,4	]25-50]
		Q3	267,6	10,2	]25-50]
	B3	Q1	75,4	15,5	]10-25]
		Q2	189,7	11,1	]25-50]
		Q3	158,5	13,3	]25-50]
	B4	Q1	67,6	15,4	]10-25]
		Q2	176,7	15,6	]25-50]
		Q3	200,1	12,9	]25-50]
Dispositif no 1 - Témoin	B1	Q1	67,6	155,4	]50-75]
		Q2	98,7	178,4	]75-100]
		Q3	96,1	154,9	]50-75]
	B2	Q1	93,5	181,7	]50-75]
		Q2	65,0	185,2	]75-100]
		Q3	96,1	176,5	]75-100]
	B3	Q1	78,0	164,0	]50-75]
		Q2	80,6	173,9	]75-100]
		Q3	67,6	173,8	]75-100]
	B4	Q1	78,0	170,7	]50-75]
		Q2	127,3	187,1	]75-100]
		Q3	62,4	152,5	]75-100]

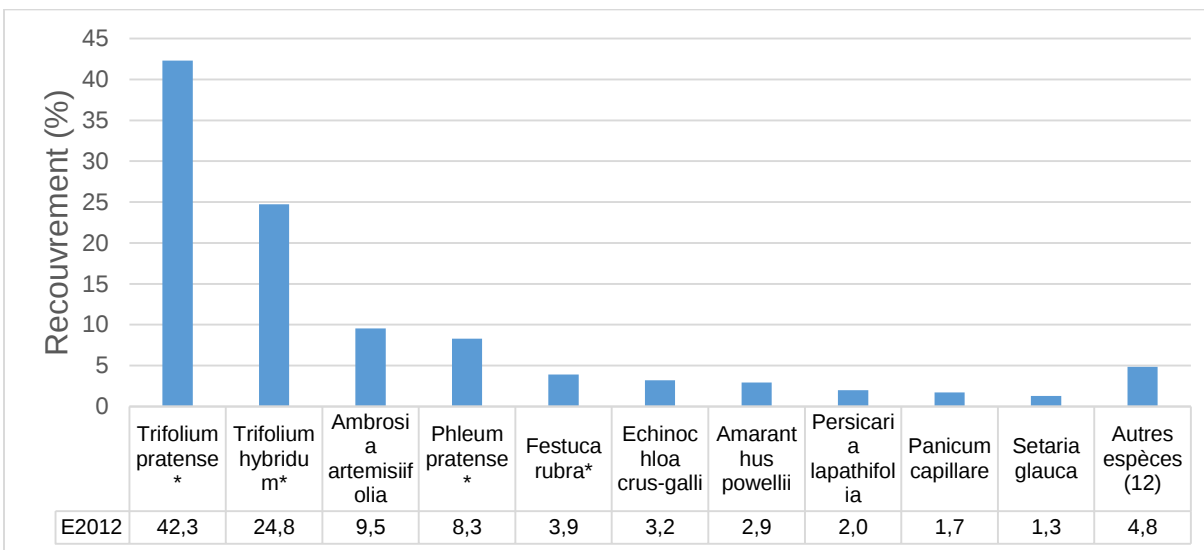


Positionnement des quadrats d'échantillonnage sur les parcelles de champs 2008 ensemencées (E2008), situées sur l'île de la Commune dans le parc national des Îles-de-Boucherville.

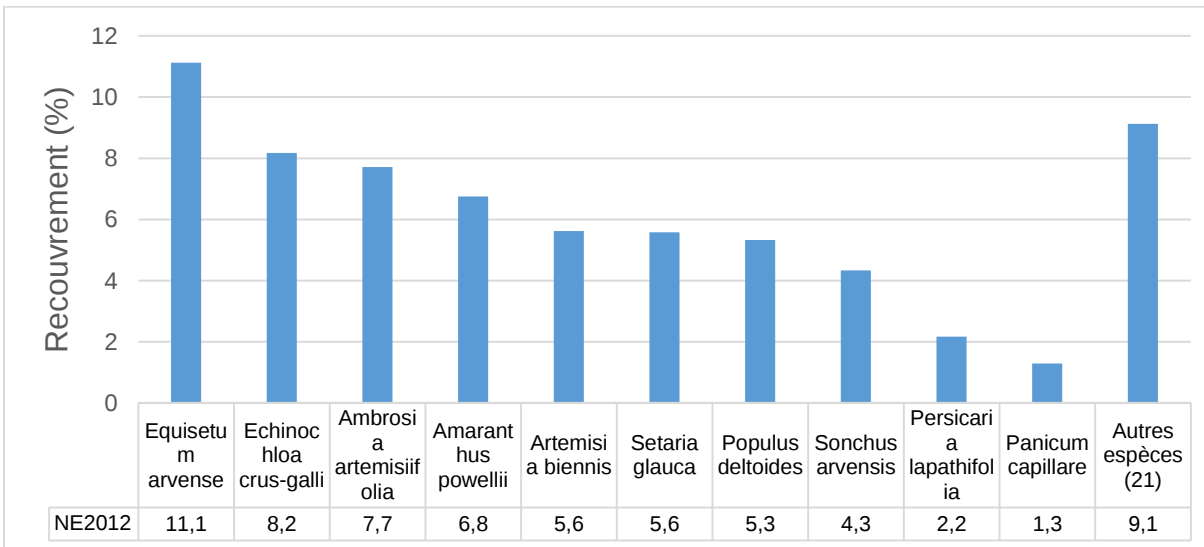


Positionnement des quadrats d'échantillonnage sur les parcelles de champs 2008 ensemencées (E2008), situées sur l'île Grosbois dans le parc national des Îles-de-Boucherville.

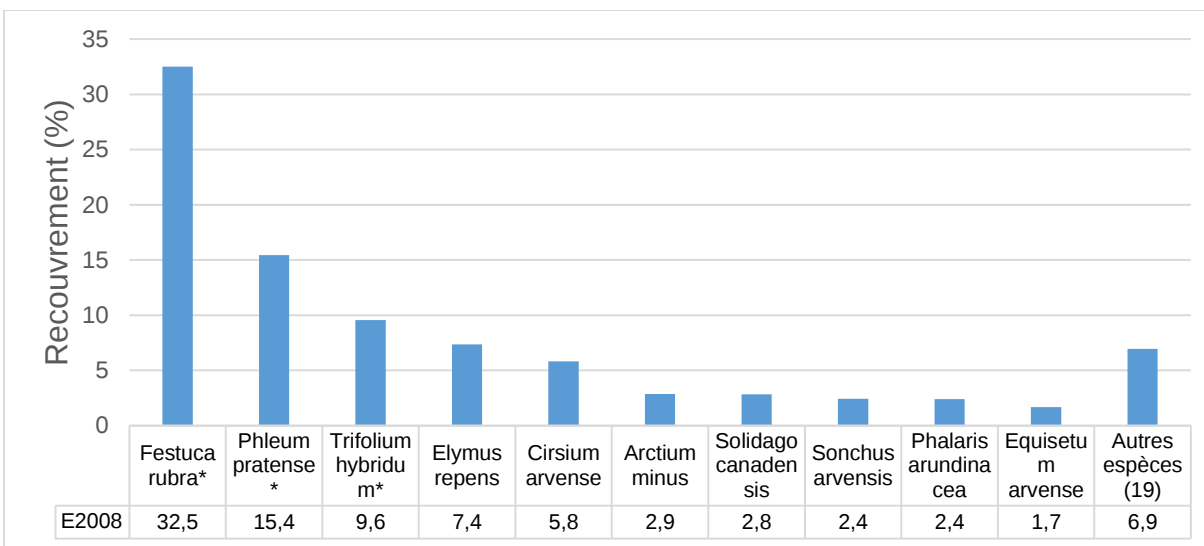
Annexe 7 : Recouvrement des principales espèces végétales inventoriées sur les parcelles E2012, NE2012 et E2008



Recouvrement absolu des espèces végétales sur les parcelles converties en 2012 et ensemencées (E2012), au parc national des Îles-de-Boucherville. * indiquent que l'espèce fait partie du mélange semé.



Recouvrement absolu des espèces végétales sur les parcelles converties 2012 et non ensemencées (NE2012), au parc national des Îles-de-Boucherville.



Recouvrement absolu des espèces végétales sur les parcelles converties en 2008 et ensemençées (E2008), au parc national des Îles-de-Boucherville. * indiquent que l'espèce fait partie du mélange semé.

Recouvrement des principales espèces présentes, de la litière et du sol nu (moyenne $\pm$ écart-type) sur les différentes îles associées aux parcelles converties et ensemençées en 2008 (E2008) au parc national des Îles-de-Boucherville. * indiquent que l'espèce fait partie du mélange semé. Les espèces présentées sont celles occupant en moyenne un couvert d'au moins 5 % dans une ou l'autre des parcelles.

Principales espèces présentes ($\geq 5\%$ du couvert moyen)		Île	
		Île de la Commune (n = 65 quadrats)	Île Grosbois (n = 25 quadrats)
		Couvert moyen (%)	Couvert moyen (%)
Trèfle alsike	<i>Trifolium hybridum*</i>	12,0 $\pm$ 20,6	3,2 $\pm$ 8,1
Fléole des prés	<i>Phleum pratense*</i>	19,5 $\pm$ 12,4	4,8 $\pm$ 6,2
Fétuque rouge	<i>Festuca rubra*</i>	29,8 $\pm$ 15,6	39,5 $\pm$ 15,3
Chardon des champs	<i>Cirsium arvense</i>	3,3 $\pm$ 7,3	12,3 $\pm$ 16,0
Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	2,5 $\pm$ 8,5	19,7 $\pm$ 24,3
Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,6 $\pm$ 4,7	7,0 $\pm$ 16,0
Verge d'or du Canada	<i>Solidago canadensis</i>	1,1 $\pm$ 2,3	7,3 $\pm$ 19,6
Litière		17,4 $\pm$ 9,4	15,5 $\pm$ 8,2
Sol nu		1,0 $\pm$ 2,0	1,0 $\pm$ 1,8

Annexe 8 : Richesse, biodiversité et homogénéité des parcelles E2012, NE2012 et E2008

Richesse, indice de biodiversité et homogénéité dans les parcelles converties en 2012 et 2008, ensemencées ou non, au parc national des Îles-de-Boucherville (moyenne $\pm$ écart-type).

Parcelle	Quadrats (n)	Richesse spécifique moyenne par quadrat	Indice de Shannon	Homogénéité
E2012	60	5,7 $\pm$ 2,0	1,7 $\pm$ 0,5	0,7 $\pm$ 0,2
NE2012	60	7,0 $\pm$ 1,5	2,2 $\pm$ 0,5	0,8 $\pm$ 0,1
E2008	90	5,0 $\pm$ 1,5	1,7 $\pm$ 0,4	0,8 $\pm$ 0,1

La richesse spécifique moyenne a été calculée en mesurant le nombre d'espèces retrouvées en moyenne dans les quadrats d'échantillonnage sur chaque parcelle. L'indice de Shannon (H') a été calculé avec l'équation suivante (Hill, 1973) :

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

Où p_i est la proportion relative de recouvrement occupée par l'espèce i . L'homogénéité spécifique a été calculée avec l'équation suivante (Hill, 1973) :

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Où $H'_{\max}$ est la valeur maximale de l'indice de Shannon ($H'_{\max} = \ln R$, R étant le nombre total d'espèces).

Annexe 9 : Occurrence des espèces dans les quadrats et couvert total moyen par espèce sur les parcelles de champs E2012, NE2012 et E2008

Espèce		Parcelle					
		E2012 (n = 60 quadrats)		NE2012 (n = 60 quadrats)		E2008 (n = 90 quadrats)	
		Occurrence (n)	Couvert moyen (%)	Occurrence (n)	Couvert moyen (%)	Occurrence (n)	Couvert moyen (%)
Trèfle rouge*	<i>Trifolium pratense*</i>	55	42,3	2	0,2	4	0,2
Trèfle alsike*	<i>Trifolium hybridum*</i>	44	24,8	1	0,0	44	9,6
Fléole des prés*	<i>Phleum pratense*</i>	43	8,3	1	0,0	80	15,4
Fétuque rouge*	<i>Festuca rubra*</i>	35	3,2	0	0,0	86	32,5
Érable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	0	0,0	10	0,4	3	0,1
Érable argenté	<i>Acer saccharinum</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0
Agrostide blanche	<i>Agrostis gigantea</i>	0	0,0	0	0,0	5	0,3
Amarante de Powell	<i>Amaranthus powellii</i>	18	2,9	38	6,8	0	0,0
Petite herbe à poux	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	25	9,5	29	7,7	0	0,0
Apocyn chanvrin	<i>Apocynum cannabinum</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,7
Petite bardane	<i>Arctium minus</i>	0	0,0	7	0,9	21	2,9
Armoise bisanuelle	<i>Artemisia biennis</i>	14	1,1	21	5,6	0	0,0
Asclépiade commune	<i>Asclepias syriaca</i>	0	0,0	10	0,4	12	0,7
Bident penché	<i>Bidens cernua</i>	1	0,1	0	0,0	0	0,0
Liseron des haies	<i>Calystegia sepium</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,0
Bourse-à-pasteur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0
Chénopode blanc	<i>Chenopodium album</i>	6	0,4	12	1,3	0	0,0
Chardon des champs	<i>Cirsium arvense</i>	1	0,0	1	0,6	43	5,8
Chardon vulgaire	<i>Cirsium vulgare</i>	0	0,0	0	0,0	14	0,7
Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>	0	0,0	3	0,6	0	0,0
Digitaire astringente	<i>Digitaria ischaemum</i>	2	0,1	0	0,0	0	0,0

Échinochloa pied-de-coq	<i>Echinochloa crus-galli</i>	30	3,9	46	8,2	0	0,0
Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	8	1,1	6	0,7	24	7,4
Prêle des champs	<i>Equisetum arvense</i>	0	0,0	25	11,1	10	1,7
Févier épineux	<i>Gleditsia triacanthos</i>	1	0,0	0	0,0	0	0,0
Ivraie vivace	<i>Lolium perenne</i>	0	0,0	1	0,1	2	0,8
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,0
Onagre bisanuelle	<i>Oenothera biennis</i>	0	0,0	1	0,1	2	0,1
Panic capillaire	<i>Panicum capillare</i>	9	1,7	11	1,3	1	0,0
Panic d'automne dressé	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	5	0,6	9	0,5	4	0,2
Panic millet	<i>Panicum miliaceum</i>	0	0,0	4	0,2	0	0,0
Panais sauvage	<i>Pastinaca sativa</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,0
Renouée à feuilles de patience	<i>Persicaria lapathifolia</i>	22	2,0	14	2,2	8	0,4
Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0,0	0	0,0	7	2,4
Roseau commun	<i>Phragmites australis</i>	0	0,0	0	0,0	3	1,3
Renouée persicaire	<i>Persicaria maculosa</i>	1	0,1	0	0,0	2	0,1
Peuplier deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	0	0,0	56	5,3	0	0,0
Petite oseille	<i>Rumex acetosella</i>	1	0,0	0	0,0	0	0,0
Sétaire glauque	<i>Setaria glauca</i>	17	1,3	40	5,6	0	0,0
Verge d'or du Canada	<i>Solidago canadensis</i>	0	0,0	17	0,8	24	2,8
Laiteron des champs	<i>Sonchus arvensis</i>	3	0,3	40	4,3	26	2,4
Pissenlit officinal	<i>Taraxacum officinale</i>	0	0,0	2	0,4	1	0,0
Trèfle blanc	<i>Trifolium repens</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,1
Matricaire inodore	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	3	0,9	3	0,7	0	0,0
Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	0	0,0	3	0,2	19	1,4
Lampourde glouteron	<i>Xanthium strumarium</i>	0	0,0	2	0,9	0	0,0

* indiquent que l'espèce fait partie du mélange semé

Annexe 10 : Occurrence des espèces dans les quadrats et couvert total moyen par espèce sur les parcelles de champs E2008 en fonction de l'île inventoriée

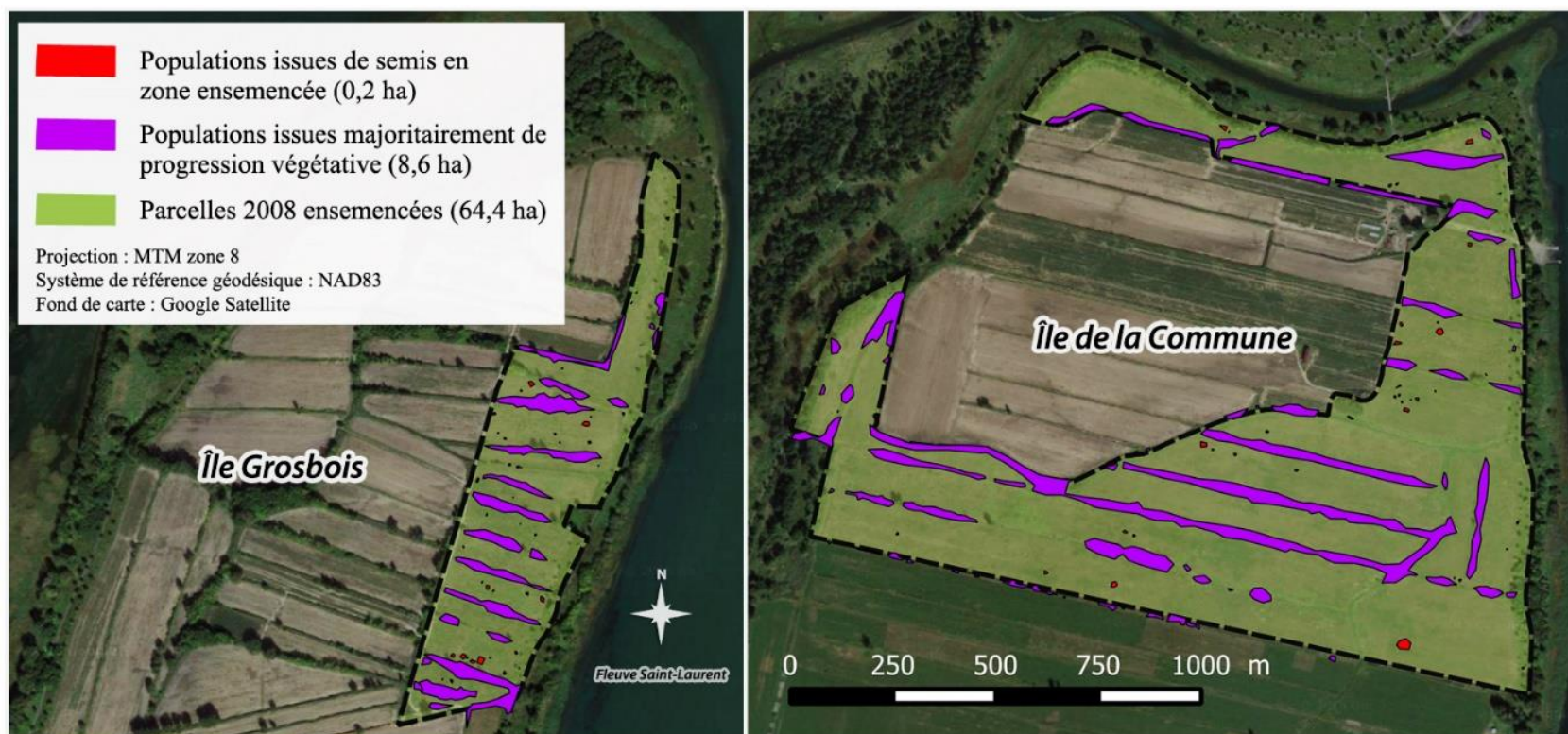
Espèce		Île			
		Île de la Commune (n = 65 quadrats)		Île Grosbois (n = 25 quadrats)	
		Occurrence (n)	Couvert moyen (%)	Occurrence (n)	Couvert moyen (%)
Trèfle rouge*	<i>Trifolium pratense*</i>	4	0,2	0	0,0
Trèfle alsike*	<i>Trifolium hybridum*</i>	36	12,0	8	3,2
Fléole des prés*	<i>Phleum pratense*</i>	64	19,5	16	4,8
Fétuque rouge*	<i>Festuca rubra*</i>	61	29,8	25	39,5
Érable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	3	0,1	0	0,0
Agrostide blanche	<i>Agrostis gigantea</i>	5	0,3	0	0,0
Apocyn chanvrin	<i>Apocynum cannabinum</i>	1	1,0	0	0,0
Petite bardane	<i>Arctium minus</i>	20	3,8	1	0,3
Asclépiade commune	<i>Asclepias syriaca</i>	9	0,7	3	0,5
Liseron des haies	<i>Calystegia sepium</i>	1	0,0	0	0,0
Chardon des champs	<i>Cirsium arvense</i>	24	3,3	19	12,3
Chardon vulgaire	<i>Cirsium vulgare</i>	13	0,9	1	0,1
Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	7	2,5	17	19,7
Prêle des champs	<i>Equisetum arvense</i>	7	2,1	3	0,5
Ivraie vivace	<i>Lolium perenne</i>	2	1,2	0	0,0
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	1	0,0	0	0,0
Onagre bisanuelle	<i>Oenothera biennis</i>	2	0,1	0	0,0

Panic capillaire	<i>Panicum capillare</i>	0	0,0	1	0,1
Panic d'automne dressé	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	0	0,0	4	0,8
Panaïs sauvage	<i>Pastinaca sativa</i>	1	0,0	0	0,0
Renouée à feuilles de patience	<i>Persicaria lapathifolia</i>	7	0,5	1	0,1
Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	1	0,6	6	7,0
Roseau commun	<i>Phragmites australis</i>	1	1,3	2	1,0
Renouée persicaire	<i>Persicaria maculosa</i>	2	0,1	0	0,0
Verge d'or du Canada	<i>Solidago canadensis</i>	17	1,1	7	7,3
Laiteron des champs	<i>Sonchus arvensis</i>	18	2,7	8	1,6
Pissenlit officinal	<i>Taraxacum officinale</i>	1	0,0	0	0,0
Trèfle blanc	<i>Trifolium repens</i>	1	0,0	1	0,1
Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	14	1,4	5	1,3
Litière		65	17,4	25	15,5
Sol nu		19	1,0	8	1,0

* indiquent que l'espèce fait partie du mélange semé

Annexe 11 : Cartographie des populations de roseau sur les parcelles de champs E2008

L'inventaire complet des populations de roseau a été effectué sur les parcelles de champs converties en 2008 (E2008). La figure ci-dessous illustre la cartographie des populations inventoriées. On y observe que la superficie occupée par les populations initialement situées dans les fossés de drainage est largement supérieure à la superficie occupée par les populations issues de semis en zone ensemencée.



Annexe 12 : Estimation des coûts des différentes méthodes testées pour la lutte au roseau commun

Méthode	Coût (\$/m ²)	
	Minimum	Maximum
Excavation avec enfouissement sur place		
Excavatrice Link-Belt 210X2 avec opérateur qualifié (140\$/h)	5,0	7,0
Transport de l'excavatrice sur les îles (340\$ aller-retour)		
Supervision et nettoyage de la machinerie pendant les travaux	1,5	2,0
Pose de toile temporaire au sol, au besoin		
Arrachage manuel des rhizomes visibles au sol après traitement		
Matériel divers (gants, pelles, sacs, agraffes, toile)		
Total	6,5	9,0
Bâchage		
Bâches (toiles SF-820 de Texel : 2,53\$/m ²)	3,5	4,0
Agraffes en L (85\$ pour 1000)		
Sacs de sable (0,50\$/sac)		
Tiges de bambou ou de bois (1\$/tige)		
Fauche préalable du roseau avec faucheuse à marteaux	5,0	7,0
Extraction de la biomasse fauchée		
Transport des toiles, remplissage des sacs de sable, pose des toiles		
Surveillance des toiles et réparations occasionnelles		
Retrait des toiles, des agraffes et des sacs de sable		
Total	8,5	11,0
Excavation avec enfouissement sur place et bâchage		
Excavation avec enfouissement		
Excavatrice Link-Belt 210X2 avec opérateur qualifié (140\$/h)	5,0	7,0
Transport de l'excavatrice sur les îles (340\$ aller-retour)		
Supervision et nettoyage de la machinerie pendant les travaux	0,5	1,0
Pose de toile temporaire au sol, au besoin		
Matériel divers (gants, pelles, sacs, agraffes, toile)		
Bâchage		
Bâches (toiles SF-820 de Texel : 2,53\$/m ²)	3,5	4,0
Agraffes en L (85\$ pour 1000)		
Sacs de sable (0,50\$/sac)		
Tiges de bambou ou de bois (1\$/tige)		
Transport des toiles, remplissage des sacs de sable, pose des toiles	3,5	5,0
Surveillance des toiles et réparations occasionnelles		
Retrait des toiles, des agraffes et des sacs de sable		
Total	12,5	17,0

Méthode	Coût (\$/m ²)	
	Minimum	Maximum
Fauches répétées (cinq fauches par saison pendant deux saisons)		
Fauche initiale du roseau (débroussailleuse ou faucheuse à marteau)	0,8	1,6
Extraction manuelle de la biomasse		
Neuf fauches supplémentaires avec débroussailleuse	4,5	5,5
Matériel : débroussailleuse, lames, essence, matériel sécurité		
Total	5,3	7,1

Annexe 13 : Composition de différents mélanges testés pour prévenir l'invasion de roseau dans les fossés des emprises de transport d'énergie

Traitement	Mélange	Position	Espèces
T1	Mélange Gloco Herbio Eau 17g/m2	Lit du fossé	<i>Festuca rubra</i> (traçante) <i>Festuca arundinacea</i> <i>Poa compressa</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Phleum pratens</i> <i>Trifolium hybridum</i> / <i>Trifolium pratens</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Trifolium repens</i>
	Herbio stabilisation 25g/m2	Pentes du fossé	<i>Festuca rubra</i> (traçante) <i>Poa palustris</i> <i>Elymus candensis</i> <i>Elymus virginicus</i> <i>Agrostis scabra</i>
T2	Mélange B	Pente et lit du fossé	<i>Phleum pratens</i> <i>Trifolium pratens</i> <i>Trifolium hybridum</i>
T3	Mélange Indigo MICA adapté 25g/m2	Pente et lit du fossé	<i>Agrostis gigantea</i> (A. alba) <i>Andropogon gerardii</i> <i>Calamagrostis canadensis</i> <i>Carex vulpinoidea</i> <i>Elymus canadensis</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Lolium multiflorum</i> <i>Panicum virgatum</i> <i>Poa palustris</i> <i>Spartina pectinata</i>
T4	Mélange saturation eau Confection IRBV	Pentes du fossé	<i>Solidago canadensis</i> <i>Agrostis blanche</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Lolium multiflorum</i>
		Lit du fossé	<i>Bidens cernua</i> <i>Bidens frondosa</i> <i>Leersia oryzoides</i> <i>Typha angustifolia</i>
T5	Mélange eau - assèchement Confection IRBV	Pentes du fossé	<i>Solidago canadensis</i> <i>Agrostis alba</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Lolium multiflorum</i>
		Lit du fossé	<i>Bidens cernua</i> <i>Bidens frondosa</i> <i>Scirpus cyperinus</i> <i>Eupatorium maculatum</i> <i>Eupatorium perfoliatum</i>

Ce tableau a été tiré intégralement de Boivin et Brisson (2014).