



Gestion intégrée du roseau commun à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher (Neuville, Québec)

François Messier and Réhaume Courtois

Volume 142, Number 3, Fall 2018

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1050996ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1050996ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (print)

1929-3208 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Messier, F. & Courtois, R. (2018). Gestion intégrée du roseau commun à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher (Neuville, Québec). *Le Naturaliste canadien*, 142(3), 31–39. <https://doi.org/10.7202/1050996ar>

Article abstract

Over the last 20 years, the exotic invasive genotype of common reed (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud.) has been gradually spreading across the Marais-Léon-Provancher Nature Reserve (Québec, Canada), a 125-ha site, comprising a 14-ha freshwater marsh. Field surveys conducted from 2013 to 2015 identified and mapped 41 colonies in the marsh. Given the environmental conditions and site accessibility, 5 control methods were used to control common reed expansion: hand-pulling, mowing, tarping, mechanical excavation with seeding, and the planting of competitive plant species. In 2013, the combined surface area of the colonies was 7579 m². By 2017, this had been reduced by 19.1% to 6132 m². Mechanical excavation with seeding, hand-pulling and tarping resulted in large reductions in common reed patch size (decreases of 99%, 88% and 47%, respectively), while mowing and the use of plant competition were less effective (reduction of 28% at best).

Gestion intégrée du roseau commun à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher (Neuveville, Québec)

François Messier et Réhaume Courtois

Résumé

Le roseau commun exotique (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud. subsp. *australis*) s'est propagé graduellement au cours des 20 dernières années dans la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher, un site de 125 ha avec 19 ha de marais d'eau douce. Des inventaires réalisés de 2013 à 2015 ont permis d'identifier 41 clones de roseau sur le territoire du marais. Compte tenu des conditions du milieu et de l'accessibilité au site, 5 méthodes ont été privilégiées pour lutter contre le roseau: l'arrachage manuel des rhizomes, la fauche des tiges, le bâchage, l'excavation mécanique avec ensemencement et l'implantation d'une compétition végétale. La superficie totale occupée par les clones de roseau à la suite des interventions a diminué de 19 %, passant de 7579 m² en 2013 à 6132 m² en 2017. L'excavation mécanique avec ensemencement, l'arrachage manuel et le bâchage ont engendré de fortes diminutions des superficies occupées par le roseau (baisses respectives de 99 %, 88 % et 47 %), tandis que la fauche et la compétition végétale ont eu un effet plus faible (diminution d'au plus 28 %).

MOTS CLÉS: espèce exotique envahissante, lutte intégrée, marais, *Phragmites australis*, roseau commun

Abstract

Over the last 20 years, the exotic invasive genotype of common reed (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud.) has been gradually spreading across the Marais-Léon-Provancher Nature Reserve (Québec, Canada), a 125-ha site, comprising a 14-ha freshwater marsh. Field surveys conducted from 2013 to 2015 identified and mapped 41 colonies in the marsh. Given the environmental conditions and site accessibility, 5 control methods were used to control common reed expansion: hand-pulling, mowing, tarping, mechanical excavation with seeding, and the planting of competitive plant species. In 2013, the combined surface area of the colonies was 7579 m². By 2017, this had been reduced by 19.1% to 6132 m². Mechanical excavation with seeding, hand-pulling and tarping resulted in large reductions in common reed patch size (decreases of 99%, 88% and 47%, respectively), while mowing and the use of plant competition were less effective (reduction of 28% at best).

KEYWORDS: common reed, exotic invasive species, integrated pest management, marsh, *Phragmites australis*

Introduction

La réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher, située à Neuveville, non loin de la ville de Québec, a fait l'objet d'interventions ciblées durant 4 années consécutives pour lutter contre le roseau commun (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. *australis*), une plante exotique envahissante qui s'est implantée au cours des 20 dernières années dans ce territoire. Omniprésent dans le sud du Québec, le roseau commun est généralement considéré comme l'une des plantes envahissantes les plus problématiques sur le continent nord-américain (Galatowitsch et collab., 1999). Même si l'espèce est indigène à l'Amérique du Nord (*Phragmites australis* subsp. *americanus*), il existe plusieurs génotypes du roseau qui ont évolué sur différents continents pendant plusieurs milliers d'années (Saltonstall, 2003). Ainsi, le génotype envahissant du roseau commun — le génotype M, qui est d'origine eurasiennne — a été introduit au Québec au début du 20^e siècle. La plus ancienne mention de ce génotype au Québec a été faite en 1916. D'abord confiné aux abords du fleuve Saint-Laurent, ce roseau s'est propagé à l'intérieur des terres à partir des années 1960 en profitant de faibles niveaux d'eau du fleuve et du développement du réseau autoroutier

(Lelong et collab., 2007). Il abonde particulièrement dans les milieux humides non boisés, dont les marais d'eau douce (Mal et Narine, 2004). Il peut aussi croître sur sol sec. Cette plante opportuniste s'établit principalement sur des sols humides mis à nu situés à proximité des populations existantes, lorsque les conditions de germination lui sont propices (Ailstock et collab., 2001). Ses graines sont transportées par le vent et l'eau, puis ses rhizomes ou fragments de roseaux sont également transportés par la machinerie utilisée lors de travaux d'excavation et de transport (Ailstock et collab., 2001; Boivin et collab., 2011). Enfin, une population de roseau peut se propager par le réseau de canaux de drainage secondaires en milieu agricole et envahir les sites adjacents, dont les milieux humides, les rives des cours d'eau et les habitats perturbés (Lavoie, 2007; Lelong et Lavoie, 2014).

François Messier est diplômé à la maîtrise en biologie végétale de l'Université Laval.

francois.messier@gmail.com

Réhaume Courtois est coordonnateur de la gestion intégrée du roseau commun à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher de la Société Provancher.

De nombreuses études ont permis de décrire les stratégies de reproduction et de dissémination du roseau exotique (Albert et collab., 2015; Belzile et collab., 2010; Haslam, 1972; Mal et Narine, 2004). Une population émerge presque toujours de la germination d'une graine. Un clone se forme ensuite par propagation végétative à partir de rhizomes et de stolons (Albert et collab., 2015). La compétitivité de cette plante est très forte par rapport à d'autres espèces végétales pour l'occupation de l'espace et l'accaparement des ressources (eau, lumière et nutriments). Elle peut former des massifs denses et homogènes, parfois même des roselières monospécifiques. Ces roselières peuvent, dépendamment des conditions environnementales (profondeur d'eau et salinité), supplanter les autres plantes des marais, y compris les quenouilles (*Typha* spp.) (Le Groupe Phragmites, 2012; Paradis et collab., 2014).

Les effets du roseau commun sur la flore et la faune indigènes ont aussi fait l'objet de nombreuses études (Ailstock et collab., 2001; Gagnon-Lupien et collab., 2015; Lavoie et collab., 2003; Minchinton et collab., 2006; Perez et collab., 2013). Les effets négatifs des roselières sur la faune semblent variables selon la région et les conditions hydrologiques. Bien que diverses espèces d'oiseaux, d'amphibiens et de poissons puissent fréquenter les roselières (Gagnon-Lupien et collab., 2015; Larochelle et collab., 2015; Mazerolle et collab., 2014), les biologistes de la sauvagine considèrent généralement le roseau comme une plante indésirable dans les marais nord-américains, notamment à cause de sa propension à éliminer les superficies ouvertes requises pour l'alimentation des canards et de leurs couvées (Larson, 1995; Meyer et collab., 2010). Par exemple, la litière de roseau élève le fond d'un marais, ce qui peut nuire à l'habitat de certaines espèces d'oiseaux (Gagnon-Lupien et collab., 2015).

Méthodes connues de gestion du roseau commun

En raison des effets négatifs du roseau commun sur les écosystèmes naturels et des problématiques de gestion associés à sa prolifération, plusieurs méthodes ont été développées au fil du temps pour tenter d'éradiquer ou de freiner l'expansion des clones de roseau. L'épandage d'herbicides est l'approche la plus fréquemment utilisée en Amérique du Nord (Knezevic et collab., 2013). Le glyphosate et l'imazapyr, deux ingrédients actifs et non sélectifs contenus dans les herbicides d'usage commercial, seraient les plus efficaces pour la gestion du roseau exotique (Knezevic et collab., 2013). Au Québec, en vertu de l'alinéa 2 de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chapitre Q-2), l'application de pesticides est proscrite dans un milieu humide (Gouvernement du Québec, 2018).

La fauche des tiges de roseaux est une méthode de maîtrise peu efficace, dont l'effet est temporaire (Hazelton et collab., 2014). Elle peut toutefois contribuer à la réduction de la taille des tiges, de leur diamètre et de la biomasse aérienne (Güsewell, 2003). Cependant, l'arrêt de la fauche entraîne un retour de la plante comme espèce dominante, au plus 2 à 3 années après le traitement (Asaeda et collab., 2006).

L'excavation mécanique est une des méthodes les plus efficaces pour éliminer de manière rapide et définitive un clone dense de roseau. Par contre, elle est très onéreuse (Hazelton et collab., 2014), en raison des coûts d'opération et de gestion adéquate des sols contaminés. L'extraction manuelle est efficace pour limiter la propagation d'un clone de roseau récemment établi et couvrant une petite superficie. Elle est particulièrement efficace lorsque le système racinaire de la plante n'est pas encore bien développé (Coupal, 2014).

Le bâchage semble avoir une efficacité comparable aux traitements chimiques pour la lutte au roseau exotique (Hutchinson et Viers, 2011). Il a été démontré qu'après deux années de bâchage, la densité et le recouvrement d'une population de roseau diminuaient respectivement de 50 % et de 75 % par rapport à l'état initial d'envahissement (Karathanos, 2015). En contrepartie, c'est une méthode très coûteuse et limitée aux populations couvrant de faibles superficies (Hazelton et collab., 2014).

L'ensemencement d'herbacées sur un sol dénudé est utilisé pour empêcher la germination des graines de roseau et le développement des jeunes plantules (Byun et collab., 2013). Par contre, cette méthode ne semble pas appropriée pour freiner la propagation par voie végétative de populations de roseau déjà bien établies (Karathanos, 2015).

La compétition végétale par plantation d'arbustes est utilisée dans les sites où le roseau est déjà bien établi. Des haies arbustives sont utilisées pour limiter la croissance de jeunes plants de roseau, intolérants à l'ombre, lors de leur établissement et aussi pour circonscrire une population de roseau (Albert et collab., 2013). Par exemple, l'aulne rugueux (*Alnus incana* subsp. *rugosa*) et le saule miyabeana (*Salix miyabeana*) sont deux espèces arbustives généralistes réputées efficaces pour lutter contre le roseau en milieux humides. Elles ont été choisies en raison des caractéristiques (hauteur à maturité; croissance rapide; tolérance à l'humidité et au sel; capacité à faire des rejets) qui leur confèrent de bonnes aptitudes à s'implanter en marge des fossés autoroutiers (Boivin et collab., 2011).

Les méthodes de brûlage, l'inondation, la lutte biologique et le broutement par les herbivores n'ont pas été pris en compte dans cette étude pour lutter contre les clones de roseau, puisqu'ils étaient impossibles à mettre en place sur le territoire de la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher à cause de contraintes techniques et règlementaires.

Face aux effets potentiellement négatifs du roseau sur la richesse et la diversité floristique ainsi que sur la faune aviaire du marais, la Société Provancher, propriétaire et gestionnaire du site, a décidé de mener des actions pour diminuer l'étendue et la densité des clones de roseau. À cet effet, différentes méthodes de lutte au roseau (arrachage manuel des rhizomes, fauche des tiges, bâchage, excavation mécanique avec ensemencement et implantation d'une compétition végétale à l'aide de plantations d'arbres et d'arbustes) ont été utilisées de 2013 à 2017. Un suivi des sites envahis par le roseau a été effectué de 2015 à 2017 afin de décrire l'efficacité des interventions de lutte au roseau et de mesurer la croissance annuelle des plantations.

Matériel et méthodes

Aire d'étude

La réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher couvre une superficie de 125 ha. Ce site a été acquis par la Fondation de la faune du Québec en 1988 au nom des partenaires du Plan conjoint des habitats de l'Est. Dans la partie nord du territoire, Canards Illimités Canada a construit, à l'automne 1994, une digue d'une hauteur d'un peu plus de 2 m destinée à créer un marais de 19 ha. Le territoire a été cédé en mars 1996 à la Société Provancher, qui s'est engagée à le préserver à perpétuité, à en assurer la gestion et à en favoriser la mise en valeur. Des acquisitions subséquentes ont eu lieu en 1998 et 2000, et le territoire a reçu le statut officiel de réserve naturelle en 2005. La réserve est utilisée par de nombreux oiseaux aquatiques en période migratoire ou de reproduction. Avec plus de 300 taxons floristiques et 219 espèces d'oiseaux, dont une centaine d'espèces aquatiques, le territoire du marais Léon-Provancher est reconnu comme le deuxième site ornithologique en importance de la région de Québec, après la réserve nationale de faune du Cap-Tourmente.

En 2013, 29 clones de roseau, dont la superficie variait de quelques dizaines à plusieurs centaines de m², ont été répertoriés sur le territoire du marais. À ceux-ci se sont ajoutés 12 autres clones qui ont été répertoriés en 2015. Quatre clones, recensés en 2013, semblent depuis s'être résorbés : une dizaine de tiges vivantes seulement et quelques tiges mortes de roseau entremêlées à des quenouilles et de jeunes saules ont été observées récemment. La répartition des clones de roseau présents en novembre 2017 est illustrée à la figure 1.

Méthodes de contrôle testées

Différentes méthodes ont été utilisées pour limiter la propagation du roseau dans la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher selon la localisation et les conditions du terrain qui prévalaient dans chacun des clones. Ces méthodes de lutte au roseau commun ont été sélectionnées en fonction de différents critères : la faisabilité en marais, le faible coût, la faible perturbation du milieu occasionnée par la méthode et son efficacité démontrée dans la littérature scientifique (sinon pour le roseau commun, du moins pour d'autres types de plantes de milieu humide).

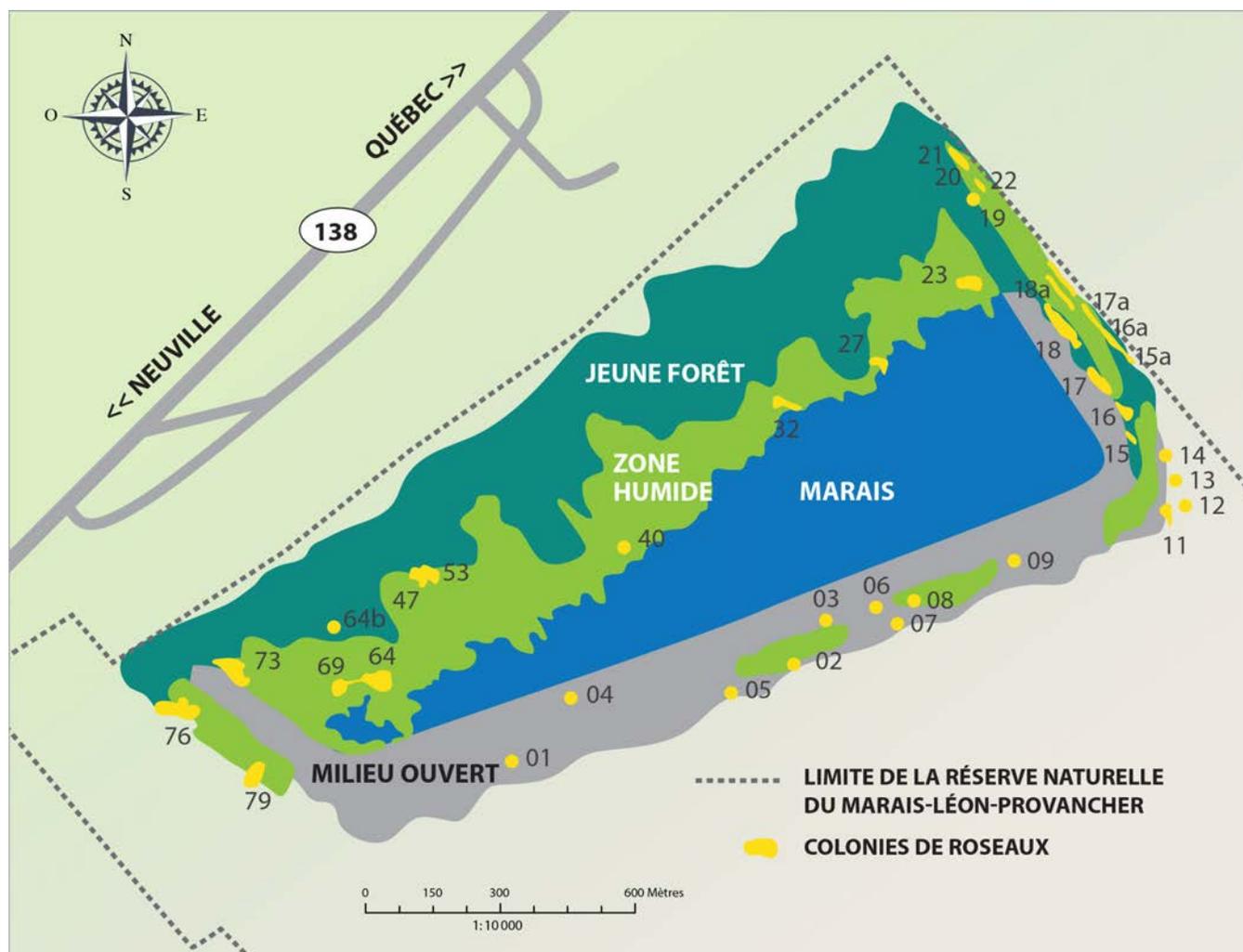


Figure 1. Répartition des clones de roseau commun exotique présents à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher à l'automne 2017.

Arrachage manuel

L'arrachage manuel des tiges et des rhizomes de roseau a été effectué à 3 reprises durant 2 saisons de croissance (2016 et 2017; mai, juillet et août), dans les 9 clones situés dans la partie sud-est du marais. Les rhizomes, qui se trouvaient généralement à une profondeur d'environ 20 à 30 cm dans le sol, ont d'abord été dégagés à l'aide d'une pelle, puis retirés manuellement en s'assurant de ne pas les casser ni de disperser des fragments. Ils ont ensuite été récoltés dans des sacs en plastique robuste, puis déposés dans un site d'entreposage situé près du stationnement de la réserve. Ces résidus ont été détruits à l'incinérateur de la Ville de Québec.

Fauche

Les tiges et les stolons de roseau de 7 clones situés au nord du marais, où l'accès à la machinerie lourde était impossible, ont été fauchés à 2 reprises en 2015 (septembre et octobre) à l'aide d'une débroussailleuse à lame. De plus, des fauches ont été réalisées à l'aide de taille-haies à 2 reprises en 2015 (mai et juin), en 2016 et en 2017 (fin juin et début août), principalement au pourtour des clones du secteur est du marais, ainsi qu'à l'intérieur et en périphérie des clones des secteurs ouest et nord du marais. Ces périodes de fauche ont été retenues afin de priver les roseaux de leurs réserves en eau et nutriments, au moment où la majorité des réserves d'énergie est concentrée dans la partie supérieure de la plante et avant que les éléments nutritifs soient transférés aux rhizomes, ce qui a pour effet de limiter la repousse des roseaux (Boutin et Poulin, 2013). La fauche des tiges de roseau à cette période minimise également les répercussions sur la reproduction et la nidification des oiseaux. Les résidus de ces fauches ont été disposés sur une bâche imperméable à proximité des clones ou transportés près du stationnement de la réserve de façon à éviter qu'ils s'enracinent. Les résidus entreposés au stationnement ont été détruits à l'incinérateur de la Ville de Québec, alors que les autres résidus se sont décomposés sur les bâches.

Bâchage

Dix clones de roseau (7 au nord et 3 à l'est) ont été recouverts par des bâches, composées d'une membrane de plastique opaque et imperméable (géomembrane) d'une épaisseur de 0,48 mm ou de 0,72 mm (Texel TM820P ou TM830P) en 2015, en 2016 et en 2017. Les tiges de roseau de 5 clones avaient préalablement été écrasées, tandis que les tiges des 5 autres avaient été fauchées avant d'être bâchées (figure 2a et b). L'écrasement permet de limiter le nombre de tiges coupées ou cassées en pointe qui peuvent percer la géomembrane lorsqu'on y circule. Les géomembranes ont été laissées en place durant au moins 2 années, période suffisante pour que le traitement ait un effet significatif sur la mortalité du roseau (Karathanos et collab., 2015).

Excavation mécanique avec ensemencement

En 2013, 3 clones de roseau situés au sud-est du marais couvrant des superficies moyennes (39, 39 et 177 m²), et où les densités de tiges étaient particulièrement élevées, ont été excavés et enfouis sur place. Les secteurs excavés ont ensuite été bâchés



Réhaume Courtois



Réhaume Courtois

Figure 2. Bâchage d'un clone de roseau: A) avant; B) après le traitement.

durant 2 années consécutives, puis ensemencés avec un mélange de graminées après le retrait des bâches selon la méthodologie de Karathanos et collab. (2015). De façon plus précise, les tiges de roseau présentes sur ces sites ont été fauchées à l'aide d'une débroussailleuse à lame. Deuxièmement, une couche de sol d'environ 50 cm de profondeur contenant les racines, les rhizomes et les tiges de roseaux fauchées a été excavée à l'aide d'une pelle mécanique sur la totalité de la superficie des clones. Une couche supplémentaire de sol de 50 cm de profondeur et exempte de rhizomes a été excavée, empilée et mise de côté à l'aide de la pelle mécanique. Le matériel contenant les fragments de roseaux (racines, rhizomes et tiges) et les résidus de fauche ont été déposés dans la fosse excavée et ensuite enfouis sous la couche de sol sain. La zone d'excavation a été recouverte d'une géomembrane (Texel TM830P) dont les rebords ont été enfouis dans le sol sur une profondeur d'environ 1 m, le tout afin d'empêcher la germination des graines de roseau sur le sol mis à nu et la propagation des rhizomes latéralement. Les géomembranes ont été retirées au début juillet, après 2 années de traitement, puis une couche de 10 cm d'épaisseur de terre végétale aseptisée a été disposée sur les surfaces traitées. Ces

surfaces ont été ensemencées à la main avec un mélange de graminées¹ principalement conçu pour offrir un couvert herbacé permanent propice à la nidification des canards et la stabilisation des sols, qui s'adapte à l'ensemble des conditions de terrain que l'on trouve à proximité des milieux humides. Ce mélange a été utilisé selon un taux d'ensemencement de 2,5 à 5,0 g/m² pour recouvrir, le plus rapidement possible, le sol à nu par une végétation indigène ou exotique afin de limiter la germination éventuelle des graines de roseaux contenues dans le sol. Les quelques tiges et rhizomes de roseau ayant poussé autour des parties traitées ont été arrachés manuellement à 2 reprises durant 2 années consécutives.

Compétition végétale

En 2016 et en 2017, des boutures de saules (10583 boutures de *Salix lucida* et *S. discolor*) ont été plantées au travers des géomembranes dans les 10 clones bâchés. L'utilisation de géomembranes a été favorisée parce que le milieu était humide. Ainsi, les saules étaient constamment alimentés en eau à partir du sous-sol. Dans 2 de ces clones, les rangs de boutures alternaient avec des rangs de saules enracinés en plants de forte dimension (40 à 50 cm de hauteur). Au besoin, les sites plantés ont été regarnis en remplaçant les plants morts principalement à l'aide de boutures, bien que des plançons (1077 plançons) aient parfois été utilisés. Les saules utilisés comme boutures et plançons étaient distants de 30 à 50 cm entre eux, et les rangées étaient espacées de 0,5 m à 1 m, ce qui équivaut à une densité de plantation d'environ 3 à 4 tiges par m².

Suivi et analyses statistiques

Un suivi de différents paramètres biophysiques décrivant les clones de roseau et les plantations a été mené à l'automne 2015, 2016 et 2017, afin de vérifier l'effet des traitements. La superficie occupée par les clones de roseau a été évaluée en délimitant par géopositionnement le contour des clones. L'évaluation du contour d'un clone consiste à repérer visuellement sur le terrain l'étendue maximale des tiges de roseau composant ce clone jusqu'à ce que le nombre de tiges observées soit nul. Le degré d'incertitude des mesures de superficie des clones a été estimé à environ 14% en valeur absolue, en comparant les mesures de la superficie de 10 clones prises à 2 reprises. Le suivi consistait également à mesurer la hauteur maximale, la croissance annuelle et le taux de mortalité des plantations de saules.

Les comparaisons statistiques des paramètres s'appliquant aux plantations de saules ont été effectuées à partir d'analyses de variance à 2 ou 3 facteurs à l'aide du logiciel Openstat, version 11.9.08 (Miller, 2013). Le seuil de signification de 0,05 a été retenu et les moyennes ont été comparées *a posteriori* à l'aide du test de Scheffé. Étant donné que les interventions réalisées sur les clones de roseau ont été étalées sur plusieurs années, les données n'étaient pas disponibles chaque année pour l'ensemble des clones

à l'étude. Dans les analyses statistiques, seuls les clones pour lesquels les plans d'expérience étaient complets (généralement $n = 30$ pour chaque facteur considéré) ont été pris en compte.

Résultats et discussion

Effet des traitements sur la superficie des clones de roseau

La superficie totale couverte par l'ensemble des clones de roseau présents sur le territoire de la réserve a augmenté de 2013 à 2015 (de 7579 m² à 10 494 m²). Elle a ensuite diminué en 2016 (8880 m²), puis à nouveau en 2017 (7401 m²; tableau 1). Ces superficies ont varié au fil des années (respectivement +28% en 2015, -15% en 2016 et -17% en 2017), bien qu'une diminution de 2% de 2013 à 2017 ait été observée. Par contre, la diminution réelle de la superficie totale occupée par ces clones est sous-estimée, puisque 12 clones (1148 m²) n'avaient pas été recensés en 2013. En excluant ces dernières, les superficies totales réelles occupées par les 29 autres clones étaient de 9346 m² en 2015, de 7128 m² en 2016 et de 6132 m² en 2017. Ainsi, la diminution réelle de la superficie totale occupée par le roseau à la suite de nos interventions de 2013 à 2017 a été de 19%.

Excavation mécanique, arrachage manuel et bâchage

Les trois méthodes mécaniques de lutte au roseau commun (l'excavation mécanique avec ensemencement, l'arrachage manuel et le bâchage) se sont avérées plus efficaces que la fauche et la compétition végétale pour diminuer les superficies occupées par les clones de roseau. En 2017, la superficie occupée par les 3 clones de roseau excavés avec enfouissement sur place et ensemencement avait diminué en moyenne de 99% ($\pm 1\%$) une année après le traitement (tableau 1). Après 2 années consécutives de traitement, parmi les 5 clones où les tiges et rhizomes de roseau ont été arrachés manuellement, 4 d'entre eux indiquaient une diminution moyenne de 88% ($\pm 17\%$) de leur superficie (tableau 1), tandis qu'un clone indiquait une augmentation de 114% de sa superficie (7 m² à 15 m²). Parmi les 10 clones de roseau denses et couvrant des superficies modérées ayant fait l'objet d'un bâchage (précédé d'une fauche ou d'un écrasement des tiges), 8 ont eu une diminution moyenne de 47% ($\pm 44\%$) de leur superficie totale après 2 saisons de croissance suivant la mise en place des géomembranes (tableau 1). Les 2 autres clones avaient été bâchés depuis seulement une année ou moins. Puisque la majorité de ces 10 clones de roseau sont toujours sous bâche au moment de la rédaction de ce document (sauf un clone dont la bâche a été retirée à la fin de l'été 2017), les superficies occupées par les repousses de roseau une fois les bâches retirées devront être évaluées au cours des prochaines années. Jusqu'à présent, on observe seulement quelques tiges de roseau ayant poussé dans les interstices des géomembranes. De plus, le bâchage n'a été effectué que dans la partie dense des clones, afin de ne pas détruire la compétition végétale naturelle (quenouilles, saules et cornouillers) présente dans les autres secteurs. Il subsiste donc des roseaux en périphérie des surfaces bâchées. À ces

1. Mélange Indigo MICA 2009 développé par Canards Illimités Canada et composé des espèces végétales suivantes: *Agrostis gigantea* (1,6%), *Andropogon gerardi* (17,5%), *Calamagrostis canadensis* (0,7%), *Elymus canadensis* (25,6%), *Festuca rubra* (19,0%), *Lolium multiflorum* (30,0%), *Panicum virgatum* (3,1%) et *Sporobolus michauxianus* (2,5%)

Tableau 1. Superficie totale (m²) des clones de roseau commun exotique répertoriés de 2013 à 2017 à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher.

Clone de roseau	Traitements utilisés (listés en ordre d'importance)	Superficie totale en 2013 (m ²)	Superficie totale en 2015 (m ²)	Superficie totale en 2016 (m ²)	Superficie totale en 2017 (m ²)
01	Arrachage manuel	-	43	5	1
02	Arrachage manuel	-	47	27	2
03	Arrachage manuel	-	7	15	15
04	Aucun	59	12	3	15
05	Arrachage manuel Fauche unique Compétition végétale	59	67	0	0
06	Arrachage manuel Fauche unique Compétition végétale	5	59	52	25
07	Excavation mécanique Bâchage Excavation avec ensemencement Compétition végétale Arrachage manuel	39	68	1	0
08	Excavation mécanique Bâchage Excavation avec ensemencement Compétition végétale Arrachage manuel	39	37	2	0
09	Excavation mécanique Bâchage Excavation avec ensemencement Compétition végétale Arrachage manuel	177	81	7	2
11	Fauche répétée Arrachage manuel Bâchage Compétition végétale	122	203	76	53
12	Fauche répétée Compétition végétale	94	153	123	110
13	Fauche répétée Compétition végétale	11	56	25	47
14	Fauche répétée Compétition végétale	40	86	45	25
15	Bâchage Arrachage manuel	79	248	85	2
15a	Compétition végétale	-	40	31	38
16	Fauche répétée Compétition végétale	238	203	244	192
16a	Compétition végétale	-	42	155	155
17	Fauche répétée Compétition végétale	474	421	300	373
17a	Compétition végétale	-	242	447	439
18	Fauche répétée Compétition végétale	742	1371	1049	986

Clone de roseau	Traitements utilisés (listés en ordre d'importance)	Superficie totale en 2013 (m ²)	Superficie totale en 2015 (m ²)	Superficie totale en 2016 (m ²)	Superficie totale en 2017 (m ²)
18a	Compétition végétale	-	121	458	111
19	Compétition végétale	-	279	310	310
20	Compétition végétale	-	53	114	49
21	Écrasement Bâchage Compétition végétale	-	220	106	124
22	Aucun	-	18	20	0
23	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	170	383	250	210
25	Aucun	79	n/d ^a	n/d	n/d
27	Fauche unique Compétition végétale	276	556	676	632
32	Fauche unique Compétition végétale	605	418	639	580
40	Fauche unique Compétition végétale	366	227	384	230
46	Aucun	20	n/d	n/d	n/d
47	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	519	946	152	30
53	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	303	375	627	550
59	Aucun	238	n/d	n/d	n/d
63	Aucun	20	n/d	n/d	n/d
64	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	481	511	231	322
64b	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	-	36	64	25
69	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	653	617	428	496
73	Fauche répétée Bâchage Compétition végétale	391	620	224	93
76	Fauche répétée Compétition végétale	523	994	901	805
79	Fauche répétée Compétition végétale	757	634	604	354
	Total (41 clones)	7579	10494	8880	7401
	Total (29 clones recensés en 2013)	7579	9346	7128	6132

^a n/d = non mesurée.

endroits, des plançons de saule ont été plantés afin d'accroître la compétition végétale avec les roseaux. Ceux-ci se sont bien établis, mais l'efficacité de cet aménagement ne pourra être connue précisément avant quelques années.

Fauche répétée des tiges de roseau

La fauche répétée des tiges de roseau dans 8 clones a diminué la superficie en moyenne de 28 % ($\pm 20\%$) de 2015 à 2017 (tableau 1).

Établissement d'une végétation compétitrice après bâchage

Après la première année de croissance, les boutures de saules plantées à travers les bâches atteignaient des hauteurs totales de 44 à 74 cm avec des croissances annuelles de 26 à 50 cm. Les taux de mortalité des plants de fortes dimensions étaient plus élevés que ceux des boutures (48 à 77 % contre 18 à 40 %). Cette différence pourrait être attribuable au bris d'une partie des racines de ces plants, au moment où ils étaient retirés des caissettes, puis mis en terre dans les orifices pratiqués dans les bâches. Il était également impossible de les enfoncer aussi profondément dans le sol que les boutures, ce qui peut avoir contribué à limiter leur apport en eau lors des périodes de temps chaud. À la deuxième année de croissance, les plants de saules indiquaient des croissances annuelles significativement plus fortes qu'à la première année ($F = 30,624$; $P = 0,0001$; $dl = 1$), sans différence entre les sites ou les types de plants utilisés. Les taux de mortalité des plantations étaient plus faibles que l'année précédente et comparables entre les 2 types de plants (13 à 40 % pour les boutures et 23 à 47 % pour les plants de fortes dimensions). Certaines plantations de boutures de saules effectuées dans un site situé en sous-bois s'y sont bien établies, mais leur hauteur totale ($F = 15,484$; $P = 0,0001$, $dl = 1$) et leur croissance annuelle ($F = 28,671$; $P = 0,0001$, $dl = 1$) étaient généralement plus faibles qu'aux autres sites, possiblement à cause d'un ensoleillement moins propice.

Conclusion

La méthode d'excavation mécanique avec ensemencement a été la plus efficace pour diminuer l'étendue des clones de roseau, mais elle pouvait induire des conséquences significatives sur la végétation indigène et les habitats situés à l'emplacement ou à proximité des superficies traitées. L'arrachage manuel a été utilisé principalement lorsque les clones de roseau étaient petits et peu denses. Cette méthode s'est avérée simple et facile à mettre en œuvre, mais très exigeante en main-d'œuvre (1 à 4 heures et de 1 à 6 personnes par clone de roseau); elle pouvait parfois engendrer des répercussions non négligeables sur la végétation indigène et les sols. De même, les rhizomes ne pouvaient pas tous être enlevés lorsqu'ils étaient entremêlés aux racines d'autres plantes. Le bâchage s'est avéré avantageux pour traiter des clones de roseau d'une superficie inférieure à quelques centaines de mètres carrés et difficiles d'accès. Néanmoins, il peut

être judicieux d'opter pour l'utilisation de panneaux en fibre de bois lorsque la superficie des clones est supérieure à 100 m², car ceux-ci sont plus faciles à transporter que les bâches. La fauche a été choisie pour traiter les clones de roseau de la plupart des sites situés des côtés est et ouest du marais, afin de favoriser la compétition végétale. Par contre, la densité de tiges augmente fortement quelques années après une fauche, ce qui a aussi été montré dans certaines études (Güsewell, 2003; Karathanos et collab., 2015). L'objectif poursuivi lors de la fauche des clones consistait principalement à limiter la propagation du roseau en se basant exclusivement sur des techniques peu invasives, soit la plantation d'arbustes en périphérie de ceux-ci, afin de créer une barrière forestière à moyen terme. Du point de vue logistique, l'utilisation des boutures de saules comportait plusieurs avantages par rapport aux plants de saules de forte dimension: les premières étaient plus faciles à transporter (moins lourdes et encombrantes) et à planter. Ceci se traduisait par une importante économie de temps sur l'ensemble des étapes du processus. De plus, puisque l'orifice pratiqué dans la bâche pour y insérer la bouture était plus petit que celui nécessaire aux plants de fortes dimensions, les boutures contribuaient à maintenir la bâche plus près du sol et à limiter davantage la possibilité de croissance des roseaux à travers ces orifices.

Les principales observations à la suite des 4 années d'interventions de lutte intégrée contre le roseau exotique menées à la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher suggèrent que le roseau commun y demeurera présent au cours des prochaines années. Néanmoins, sa propagation sera ralentie, étant donné que la compétition avec les plantations d'arbres et arbustes augmentera au fil des années (Boivin et collab., 2011).

La présence du roseau dans le marais ne devrait pas causer de problème majeur au fonctionnement de l'écosystème du marais tant que les superficies et les densités de tiges de roseau demeurent relativement faibles. La réalisation des nombreuses interventions visant à freiner ou à limiter la propagation du roseau exotique dans le marais s'est avérée particulièrement exigeante en main-d'œuvre (600 à 1000 heures par année) et nécessitait parfois la présence de nombreux bénévoles (4 à 8 personnes). En conséquence, les stratégies à mettre en place pour contenir ces clones de roseau à long terme devront tenir compte des ressources limitées et disponibles, tout en étant simples et proactives. La prévention, la détection précoce et l'intervention rapide sont les approches les plus efficaces pour lutter contre les espèces exotiques envahissantes (Hazelton et collab., 2014).

Le niveau d'eau du marais Léon-Provancher a été relevé au cours des dernières années. Il est possible que la création d'une zone inondée en permanence dans le marais puisse contribuer à la progression des quenouilles dans certaines parties du marais, ce qui aurait possiblement pour effet de limiter la propagation du roseau dans le marais. Au cours des prochaines années, il sera donc primordial de s'assurer que le niveau d'eau soit suffisamment élevé et stable dans le marais pour empêcher l'apparition de zones propices à la croissance du roseau.

Remerciements

Le projet de lutte intégrée au roseau commun dans la réserve naturelle du Marais-Léon-Provancher a été réalisé avec l'appui financier d'Environnement et Changement climatique Canada et de la Fondation de la Faune du Québec. La Société Provancher est également redevable à la Corporation du bassin de la Jacques-Cartier, au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), à Canards Illimités Canada, à l'Université Laval et à l'Association des Sauvaginiers de la Grande Région de Québec (ASGRQ) pour leur soutien professionnel et matériel. Les membres de la Société Provancher, ainsi que les employés d'Intact Assurance, de Pricewaterhouse Coopers (PwC) Canada et de Desjardins méritent un merci tout spécial pour leur aimable et importante participation bénévole aux travaux de terrain. Les interventions de 2013 et de 2015 ont été réalisées par les Aménagements Fauniques et Forestiers Montérégien (AFFM) avec la collaboration technique du Groupe SM international. À tous ces organismes et toutes ces personnes, la Société Provancher exprime sa plus sincère gratitude. Enfin, une mention de remerciement se doit d'être soulignée pour le travail accompli par les évaluateurs scientifiques qui ont participé à la révision du manuscrit. ◀

Références

- AILSTOCK, M.S., C.M. NORMAN et P.J. BUSHMANN, 2001. Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Society for Ecological Restoration*, 9 (1): 11 p.
- ALBERT, A., J. BRISSON, J. DUBÉ et C. LAVOIE, 2013. Do woody plants prevent the establishment of common reed along highways? Insights from Southern Quebec. *Invasive Plant Science and Management*, 6 (4): 585-592.
- ASAEDA, T., L. RAJAPAKSE, J. MANATUNGE et N. SAHARA, 2006. The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia*, 553: 327-335.
- 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.
- 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 96 (R538.2). Rapport final préparé pour le ministère des Transports du Québec. Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal, Montréal, Québec, 39 p. et annexes.
- BOUTIN, A. et M. POULIN, 2013. Étude sur la restauration et la conservation d'habitats fauniques à la rivière des Mille Îles (Projet 630 9070 0300). Rapport final présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Éco-Nature, Laval, Québec, 199 p.
- BYUN, C., S. DE BLOIS et J. BRISSON, 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology*, 101: 128-139.
- COUPAL, M.-J., 2014. Programme d'élimination du *Phragmites* exotique dans les berges restaurées de la rivière Saint-Charles. Plantes envahissantes: éradication, contrôle, prévention. Direction générale de la formation continue, Université Laval, Québec (formation donnée les 4 et 10 novembre 2014).
- GAGNON-LUPIEN, N., G. GAUTHIER et C. LAVOIE, 2015. Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal Conservation*, 18: 32-43.
- GALATOWITSCH, S.M., N.O. ANDERSON et P.D. ASCHER, 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, 19(4): 733-755.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2018. Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2. Disponible en ligne à: <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cs/Q-2.pdf>. [Visité le 2018-06-03].
- GÜSEWELL, S., 2003. Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 433-445.
- HASLAM, S.M., 1972. *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L.,? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, 60 (2): 585-610.
- HAZELTON, E.L.G., T.J. MOZDZER, D.M. BURDICK, K.M. KETTENRING et D.F. WHIGHAM, 2014. *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. *AoB Plants*, 6 (plu001): 19 p.
- HUTCHINSON, R. A., et J.H. VIERS, 2011. Tarping as an alternative for Perennial Pepperweed (*Lepidium latifolium*) control. *Invasive Plant Science and Management*, 4 (1): 66-72.
- KARATHANOS, S., 2015. Lutte intégrée au roseau commun: prévention, confinement et éradication. Mémoire, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal. 121 p.
- KARATHANOS, S., N. RIVARD, J. BRISSON et C. LAVOIE, 2015. Limiter l'invasion du roseau commun sur des terres en friche. Parc National des Îles-de-Boucherville. Parc Québec - Bulletin de conservation 2015-2016, p. 23-26.
- KNEZEVIC, S.Z., R.E. RAPP, A. DATTA et S. IRMAK, 2013. Common reed (*Phragmites australis*) control is influenced by the timing of herbicide application. *International Journal of Pest Management*, 59(3): 224-228.
- LAROCHELLE, M., P. DUMONT, C. LAVOIE et D. HATIN, 2015. Varying effects of common reed invasion on early life history of northern pike. *Transactions of the American Fisheries Society*, 144: 196-210.
- LARSON, G.E., 1995. The aquatic and wetland vascular plants of the Northern Great Plains. U.S. Gen. Tech. Rep. Department of Biology & Microbiology, South Dakota State University, Brookings, SD 57007-0595.
- 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.
- LAVOIE, C., 2007. Le roseau commun au Québec: enquête sur une invasion. *Le Naturaliste canadien*, 131 (2): 5-9.
- LE GROUPE PHRAGMITES, 2012. Le roseau envahisseur: la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure. *Le Naturaliste canadien*, 136 (3): 33-39.
- LELONG, B., C. LAVOIE, Y. JODOIN et F. BELZILE, 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): A historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, 13: 430-437.
- LELONG, B. et C. LAVOIE, 2014. Est-ce que le roseau commun exotique envahit les marais adjacents aux routes? *Le Naturaliste canadien*, 138(1): 13-19.
- MAL, T.K. et L. NARINE, 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84: 365-396.
- MAZEROLLE, M.J., A. PEREZ et J. BRISSON, 2014. Common reed (*Phragmites australis*) invasion and amphibian distribution in freshwater wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 22: 325-340.
- MEYER, S.W., S.S. BADZINSKI, S.A. PETRIE et C.D. ANKNEY, 2010. Seasonal abundance and species richness of birds in common reed habitats in Lake Erie. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 1559-1566.
- MILLER, W.G., 2013. Statistics and measurement concepts with OpenStat. Springer-Verlag, New York, 237 p.
- MINCHINTON, T.E., J.C. SIMPSON, et M.D. BERTNESS, 2006. Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology*, 94: 342-354.
- PARADIS, É., M.-È. BELLAVANCE, B. FONTAINE et J. BRISSON, 2014. Interspecific competition for space between wetland plants with clonal growth. *Wetlands*, 34: 1003-1012.
- PEREZ, A., M.J. MAZEROLLE et J. BRISSON, 2013. Effects of exotic common reed (*Phragmites australis*) on wood frog (*Lithobates sylvaticus*) tadpole development and food availability. *Journal of Freshwater Ecology*, 28 (2): 165-177.
- SALTONSTALL, K., 2003. Genetic variation among north American populations of *Phragmites australis*: implications for management. *Estuaries*, 26 (2): 444-451.