

La flore des tourbières de l'île d'Anticosti lorsque soustraite au broutement par le cerf de Virginie

Milène Courchesne, Stéphanie Pellerin, Marianne Bachand, Steeve D. Côté and Monique Poulin

Volume 141, Number 2, Summer 2017

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1039731ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1039731ar>

[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

Courchesne, M., Pellerin, S., Bachand, M., Côté, S. D. & Poulin, M. (2017). La flore des tourbières de l'île d'Anticosti lorsque soustraite au broutement par le cerf de Virginie. *Le Naturaliste canadien*, 141(2), 6–15.
<https://doi.org/10.7202/1039731ar>

Article abstract

White-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimm.) were introduced to Anticosti Island (Québec, Canada) more than 100 years ago, where they are now considered overabundant and have greatly modified the flora. While forest communities have been the most heavily affected, deer also use and disturb other ecosystems, such as peatlands. This study sought to determine the potential plant diversity of peatlands on the island in the absence of deer. To achieve this, 53 exclosures were established in 2007 and the vegetation monitored over an 8 year period. At the start of the study, 125 plant species were recorded, and after 8 years of deer exclusion this had risen by 21% to 151 species. Over the same period, the number of indicator species (i.e., species associated with a specific habitat) grew from 33 to 48, with the increase being particularly marked in the laggs (ecotones between forest and peatland). After 8 years of exclusion, the vegetation cover of species preferentially grazed by deer had also risen greatly, with bog birch (*Betula pumila* L.) increasing twofold and Canadian burnet (*Sanguisorba canadensis* L.), eightfold. In conclusion, peatlands on Anticosti Island have a potential for greater plant richness, which can be expressed after white-tailed deer exclusion.

La flore des tourbières de l'île d'Anticosti lorsque soustraite au broutement par le cerf de Virginie

Milène Courchesne, Stéphanie Pellerin, Marianne Bachand, Steeve D. Côté et Monique Poulin

Résumé

Depuis son introduction, il y a plus d'une centaine d'années, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* Zimm.) a fortement perturbé la flore de l'île d'Anticosti. Les communautés forestières sont sans contredit celles qui ont été les plus affectées. Toutefois, le cerf exploite et perturbe aussi d'autres écosystèmes, comme les tourbières. Dans ce contexte, nous voulions savoir quelle serait la diversité végétale des tourbières à la suite du retrait du cerf. Pour ce faire, 53 exclos ont été mis en place en 2007 et suivis pendant 8 ans. Au total, 125 espèces végétales ont été identifiées dans l'ensemble des exclos en 2007 et 151 espèces après 8 ans d'exclusion du cerf, ce qui représente une hausse de 21 %. Le nombre d'espèces indicatrices, c'est-à-dire celles caractéristiques d'un habitat donné, a également augmenté, passant de 33 à 48, la hausse étant particulièrement importante dans les laggs (écotones entre la forêt et la tourbière). Le recouvrement des espèces préférées par le cerf a grandement augmenté, notamment celui du bouleau nain (*Betula pumila* L.) et de la sanguisorbe du Canada (*Sanguisorba canadensis* L.) (respectivement 2 et 8 fois). Au final, les tourbières de l'île d'Anticosti possèdent un potentiel de diversité végétale plus élevé qui peut s'exprimer avec l'arrêt du broutement par le cerf de Virginie.

MOTS CLÉS: bogs, diversité floristique, fens, herbivorie, laggs

Abstract

White-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimm.) were introduced to Anticosti Island (Québec, Canada) more than 100 years ago, where they are now considered overabundant and have greatly modified the flora. While forest communities have been the most heavily affected, deer also use and disturb other ecosystems, such as peatlands. This study sought to determine the potential plant diversity of peatlands on the island in the absence of deer. To achieve this, 53 exclosures were established in 2007 and the vegetation monitored over an 8 year period. At the start of the study, 125 plant species were recorded, and after 8 years of deer exclusion this had risen by 21% to 151 species. Over the same period, the number of indicator species (i.e., species associated with a specific habitat) grew from 33 to 48, with the increase being particularly marked in the laggs (ecotones between forest and peatland). After 8 years of exclusion, the vegetation cover of species preferentially grazed by deer had also risen greatly, with bog birch (*Betula pumila* L.) increasing twofold and Canadian burnet (*Sanguisorba canadensis* L.), eightfold. In conclusion, peatlands on Anticosti Island have a potential for greater plant richness, which can be expressed after white-tailed deer exclusion.

KEYWORDS: bogs, fens, herbivory, laggs, plant diversity

Introduction

Au cours des dernières décennies, l'accroissement marqué de plusieurs populations de cervidés dans de nombreuses régions a mené à des changements majeurs dans la composition et la structure des peuplements forestiers (p. ex., Russell et collab., 2001; Husheer et collab., 2003; Beguin et collab., 2011). L'île d'Anticosti représente un cas bien étudié d'une population surabondante d'un cervidé et de ses impacts sur les écosystèmes. En absence de prédateur, les 220 cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus* Zimm.) introduits à la fin du 19^e siècle ont rapidement proliféré, les densités actuelles étant supérieures à 20 cerfs/km² (Rochette et Gingras, 2007).

Le broutement intensif par le cerf a profondément modifié les communautés forestières de l'île d'Anticosti (p. ex., Pimlott, 1963; Potvin et Poirier, 2004; Tremblay et collab., 2006, 2007). Des espèces autrefois abondantes, comme l'érable à épis (*Acer spicatum* Lam.), le noisetier à long bec (*Corylus cornuta* Marshall), le cornouiller stolonifère (*Cornus sericea* L.), l'épilobe à feuilles étroites (*Chamaenerion angustifolium* L.)

Milène Courchesne détient une maîtrise en biologie végétale de l'Université Laval.

milene.courchesne.2@ulaval.ca

Stéphanie Pellerin est professeure associée à l'Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal et du Jardin botanique de Montréal.

stephanie.pellerin.1@umontreal.ca

Marianne Bachand est chargée de projets en modélisation échohydraulique pour Environnement et Changement Climatique Canada.

marianne.bachand@canada.ca

Steeve D. Côté est professeur titulaire au Département de biologie de l'Université Laval et titulaire de la Chaire de recherche industrielle CRSNG en aménagement intégré des ressources de l'île d'Anticosti.

steeve.cote@bio.ulaval.ca

Monique Poulin est professeure titulaire au département de Phytologie de l'Université Laval.

monique.poulin@fsaa.ulaval.ca

Scopoli subsp. *angustifolium*), le framboisier rouge (*Rubus idaeus* L.) et la clintonie boréale (*Clintonia borealis* [Aiton] Raf.), sont aujourd'hui raréfiées de certaines parties de l'île. À l'opposé, des espèces résistantes au broutement telles que le chardon des champs (*Cirsium arvense* L.) Scopoli et les graminées, dont le calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis* [Michx.] P. Beauv), se sont rapidement propagées. D'autre part, la proportion de la superficie occupée par les peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea* L. Mill.), une espèce qui représente environ 70 % de l'alimentation hivernale du cerf (Lefort et collab., 2007), a diminué de moitié, de sorte que les sapinières laissent graduellement place à des pessières à épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss) ou à des landes forestières (Potvin et collab., 2003; Tremblay et collab., 2007; Barrette et collab., 2014). Dans un tel contexte d'appauvrissement des peuplements forestiers, les tourbières sont devenues des aires d'alimentation alternatives importantes pour le cerf. En été, les cerfs les utilisent d'ailleurs davantage que les milieux forestiers, tant pour l'alimentation que pour les déplacements (Massé et Côté, 2009).

Les tourbières occupent 25 % de la surface de l'île d'Anticosti. Ces écosystèmes représentent un intérêt particulier pour la biodiversité en raison de leur flore diversifiée (Dignard et collab., 2009). En effet, contrairement à la majorité des tourbières des régions boréales, celles de l'île d'Anticosti bénéficient d'un climat maritime et reposent sur des sols calcaires favorisant la présence d'espèces calciphiles ou rares au Québec (Sabourin et Morin, 2009). Toutefois, le broutement sélectif et le piétinement par le cerf sont soupçonnés d'avoir engendré des changements floristiques importants dans les tourbières de l'île (Pellerin et collab., 2006). Par exemple, les tourbières minérotrophes (fens) sont plus pauvres en espèces d'arbustes, de cypéracées et d'hépatiques que celles des îles de l'archipel de Mingan situées à proximité (< 50 km à vol d'oiseau) où le cerf n'a jamais été présent. De plus, alors que les lichens abondent dans les tourbières ombrotrophes (bogs) des îles de Mingan, ils sont pratiquement absents de celles d'Anticosti. Dans ce contexte, notre étude visait à évaluer quelle pourrait être la diversité floristique des tourbières de l'île d'Anticosti en l'absence du cerf de Virginie, et ce, à l'aide d'un dispositif expérimental permettant d'éliminer le broutement et le piétinement du cerf dans des parcelles clôturées (exclos) pendant 8 ans.

Territoire d'étude

Située dans le golfe du Saint-Laurent, l'île d'Anticosti occupe une superficie de 7 943 km². Elle se trouve dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, sous-domaine de l'Est (Saucier et collab., 2009). Le climat y est de type maritime, avec des précipitations annuelles moyennes de 917 mm et des températures moyennes variant d'un minimum de -2 °C en février à un maximum de 16 °C en juillet (Environnement Canada, 2006). Les espèces arborescentes historiquement abondantes sont le sapin baumier, le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marshall), l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.) Britton, Sterns et Poggenb.) et l'épinette

blanche (Lavoie et Fillion, 2001). Selon le dernier inventaire aérien de 2006, la densité moyenne de cerfs sur l'île s'élèverait à plus de 20 cerfs/km² (Rochette et Gingras, 2007), quoiqu'elle puisse atteindre plus de 56 cerfs/km² par moments et à certains endroits (Tremblay et collab., 2006).

Les tourbières de l'île d'Anticosti n'ont jamais été exploitées ni drainées. Les bogs sont surtout dominés par les sphaignes et les éricacées telles que le cassandre calculé (*Chamaedaphne calyculata* L. Moench) et le thé du Labrador (*Rhododendron groenlandicum* (Oeder, Kron et Judd) (Pellerin et collab., 2006). Les fens sont, pour leur part, dominés par les cypéracées et des arbustes tels que la potentille frutescente (*Dasiphora fruticosa* L. Rydb.) et le myrique baumier (*Myrica gale* L.). Les espèces arborescentes sont pratiquement absentes de ces 2 types de tourbières.

Méthodes

Plan expérimental et inventaires de végétation

En 2007, 53 exclos carrés d'une superficie de 4 m² et d'une hauteur de 1,22 m ont été mis en place dans 45 tourbières situées dans la portion ouest de l'île (figure 1). Les sentiers de cerfs ont été évités lors de la mise en place du dispositif. Les exclos ont été appariés à des parcelles témoins, mais l'étude de ceux-ci fait l'objet d'une publication distincte (Courchesne, 2016).

Les exclos ont été répartis dans 4 habitats : les bogs (13), les fens ouverts (20), les fens arbustifs (7) et les lagsgs (13). Les fens arbustifs et les fens ouverts ont été distingués en établissant un seuil de recouvrement d'arbustes de 25 %. Les lagsgs sont les écotones tourbeux entre la forêt et la tourbière. Ils se caractérisent généralement par la présence de plantes graminoides et par un recouvrement variable d'espèces arbustives et arborescentes, surtout d'épinette noire et de mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch). Toutefois, aucun arbre n'a été inclus dans les exclos puisque la taille de ces derniers n'était pas appropriée pour des espèces arborescentes. Les caractéristiques environnementales de chacun des habitats sont présentées au tableau 1.

La végétation a été inventoriée au sein d'une parcelle carrée de 1 m² positionnée au centre de chaque exclos. Les inventaires ont toujours eu lieu en juillet, soit juste au moment de l'installation des exclos en 2007, puis en 2010, 2012 et 2015. Le recouvrement de toutes les espèces vasculaires et invasculaires a été évalué visuellement en pourcentage de recouvrement au sol (< 1%, au 1% près de 1 à 10%, au 5% près de 15 à 90% et au 1% près de 90 à 100%).

Analyses

Pour chaque exclos, nous avons calculé la richesse spécifique (S), l'indice d'entropie de Shannon (H') et l'indice de Simpson (D) pour l'année de mise en place des exclos ainsi qu'en 2015. La richesse spécifique correspond au nombre total d'espèces présentes dans un site. Plus ce nombre est élevé et plus le site est riche en espèces. L'indice d'entropie de Shannon (Shannon et Weaver, 1963) permet de décrire la structure d'une communauté en tenant compte à la fois de la richesse

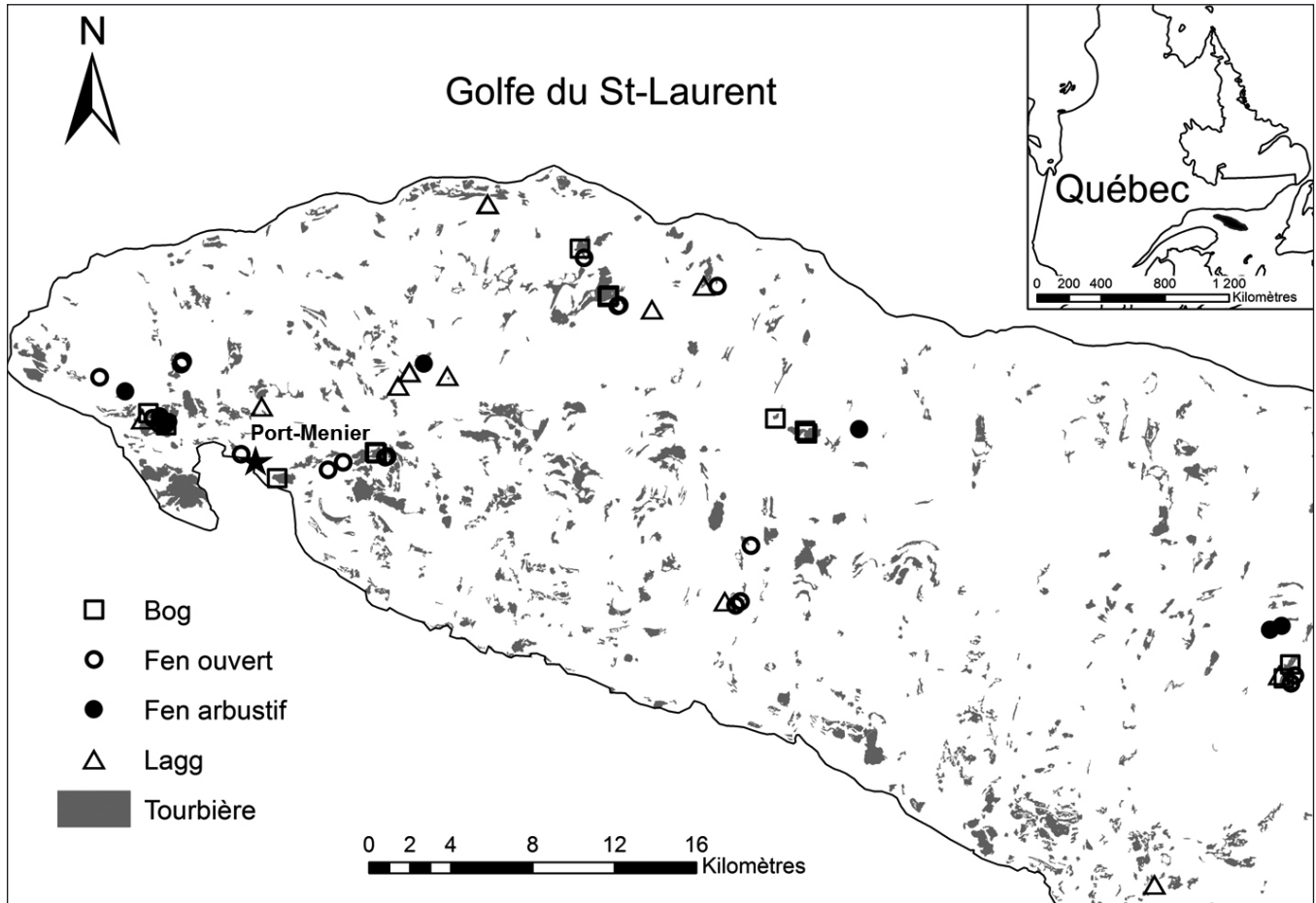


Figure 1. Carte de l'île d'Anticosti et emplacement des exclos échantillonnés.

Tableau 1. Nombre d'exclos par type d'habitat et données environnementales (valeurs moyennes ± écart-type) pour les bogs, fens ouverts, fens arbustifs et lagsgs échantillonnés à l'île d'Anticosti.

| Variabes | Unité | Bogs | Fens ouverts | Fens arbustifs | Lagsgs |
|------------------------------------|-------|-----------|--------------|----------------|-------------|
| Nombre d'exclos | | 13 | 20 | 7 | 13 |
| Épaisseur du dépôt de tourbe | cm | 256 ± 87 | 110 ± 69 | 156 ± 110 | 76 ± 43 |
| Profondeur du niveau d'eau | cm | 23 ± 23 | 3 ± 2 | 11 ± 8 | 8 ± 5 |
| pH – eau | | 3,7 ± 0,4 | 6,7 ± 0,4 | 6,5 ± 0,6 | 6,6 ± 0,3 |
| Conductivité corrigée – eau | µS/cm | 11 ± 206 | 335 ± 109 | 292 ± 130 | 321 ± 87 |
| Pourcentage d'ombre par les arbres | % | 0,1 ± 0,5 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 25 ± 29 |
| Ca ²⁺ | ppm | 2,0 ± 0,9 | 37,6 ± 13,1 | 36,7 ± 21,3 | 40,1 ± 13,3 |
| Mg ²⁺ | ppm | 0,4 ± 0,1 | 2,0 ± 0,7 | 2,0 ± 1,0 | 2,0 ± 0,8 |
| K ⁺ | ppm | 0,8 ± 0,3 | 0,8 ± 0,5 | 0,9 ± 0,8 | 1,6 ± 0,9 |

en espèces et de la proportion de chaque espèce par rapport à l'ensemble des espèces. Cet indice varie généralement de 0 à 5, mais n'a théoriquement pas de maximum; plus il est élevé, plus la communauté est diversifiée. Finalement, l'indice de diversité de Simpson permet de calculer la probabilité que deux individus choisis au hasard dans une communauté soient de la même espèce (Simpson, 1949; Pielou, 1969). Cet indice varie de 0 à 1, 1 étant la probabilité maximale que les espèces

soient différentes, indiquant ainsi une très grande diversité. Afin de comprendre comment la diversité a changé entre 2007 et 2015, ces 3 mesures de diversité ont été comparées à l'aide d'un test de t pour données appariées. Enfin, l'influence du type d'habitat de tourbière sur la richesse et la diversité en espèces en 2015 a été évaluée à l'aide d'une analyse de variance suivie d'un test de comparaisons de moyennes *a posteriori* (LSD de Fisher).

Les espèces indicatrices des différents types d'habitats pour chaque année d'échantillonnage ont été identifiées à l'aide de l'indice de valeur indicatrice IndVal (Dufrêne et Legendre, 1997). Cet indice se calcule sur des groupes préétablis (ici, le type d'habitat) et repose sur le postulat qu'une espèce indicatrice est spécifique (c'est-à-dire trouvée majoritairement dans un seul groupe) et fidèle (c'est-à-dire présente dans la plupart des sites de ce groupe) à un groupe spécifique. L'indice IndVal varie de 0 (espèce aucunement indicatrice) à 1 (espèce fortement indicatrice). Une espèce est jugée fortement indicatrice de l'habitat lorsque sa valeur d'IndVal atteint 0,25 et plus (Dufrêne et Legendre, 1997). Les analyses ont été faites séparément pour chacune des strates de végétation (muscinale, arbustive et herbacée; les espèces ont été classées par strates à la suite des inventaires floristiques). Comme aucun arbre de grande taille n'était présent dans les exclos, les espèces arborescentes ont été incluses dans la strate arbustive. La significativité statistique des IndVal calculée pour chaque espèce a été évaluée *a posteriori* au moyen d'un test par permutations (9 999 permutations). La valeur de *p* a été corrigée pour les tests multiples selon la procédure de Benjamini et Hochberg (1995). Une espèce qui apparaît dans la liste d'espèces indicatrices au fil des années a été considérée comme une espèce ayant bénéficié de l'arrêt du brouetement.

Enfin, les espèces ayant eu un changement significatif de recouvrement entre 2007 et 2015 ont été identifiées à l'aide d'un test de *t* pour échantillons appariés avec permutations. Seules les espèces ayant un recouvrement moyen supérieur à 2 % pour au moins l'une des années d'échantillonnage ont été analysées pour s'assurer de la pertinence biologique des résultats. Chaque espèce a été testée séparément.

Résultats

Floristique générale

Pour l'ensemble des années d'échantillonnage, 129 espèces vasculaires et 36 espèces invasculaires (hépatiques, mousses, lichens) ont été identifiées dans les 53 exclos (voir la liste complète des taxons en annexe). Les espèces vasculaires les plus fréquentes (en nombre d'exclos), et ce, peu importe l'année, étaient le trichophore cespiteux (*Trichophorum cespitosum* L. Hartm.) et la canneberge commune (*Vaccinium oxycoccos* L.). La fréquence du mélèze laricin a augmenté de façon importante entre 2007 et 2015, passant de 9 à 26 % des exclos.

Dans les bogs, le cassandre caliculé, le kalmia à feuilles d'andromède (*Kalmia polifolia* Wangenh.) et le thé du Labrador étaient présents dans tous les exclos, alors que le trichophore cespiteux l'était dans tous ceux installés dans les fens ouverts. Dans cet habitat, la fréquence de la canneberge commune a augmenté de façon importante: elle était présente dans 100 % des exclos en 2015, comparativement à 55 % en 2007. Dans les fens arbustifs, les espèces les plus fréquentes étaient l'andromède glauque (*Andromeda polifolia* L. var. *latifolia* Aiton), la potentille frutescente, la sanguisorbe du Canada (*Sanguisorba canadensis* L.) et le trichophore cespiteux. Enfin dans les laggs, les espèces les plus fréquentes étaient

la sanguisorbe du Canada et le carex jaune (*Carex flava* L.). La smilacine trifoliée (*Maianthemum trifolium* L. Sloboda) a colonisé plusieurs exclos de cet habitat, avec une fréquence qui est passée de 50 à 92 %.

Cinq espèces exotiques au Québec ont été identifiées (Brouillet et collab., 2016). Le chiendent commun (*Elymus repens* L. Gould) a été trouvé dans des fens arbustifs (2 exclos en 2007 et 2015) et dans des laggs (2 exclos en 2007 et 6 en 2015). Le dactyle pelotonné (*Dactylis glomerata* L.) a été trouvé dans 1 fen ouvert en 2015. La phléole des prés (*Phleum pratense* L.) était présente dans 1 lagg en 2007 et 2015. Enfin, la vesce jargeau (*Vicia cracca* L.) et la renoncule âcre (*Ranunculus acris* L.) n'ont été observées que dans des laggs (4 exclos en 2007 et 5 en 2015). Ces espèces avaient toutefois un recouvrement inférieur à 2 % dans la majorité des exclos où elles étaient présentes (la vesce jargeau avait par contre un recouvrement de 15 % dans un des exclos en 2015).

Quatre espèces en situation précaire (Tardif et collab., 2016) ont aussi été observées. La pédiculaire des marais (*Pedicularis palustris* L.) a été trouvée dans des fens alors que le carex stérile (*Carex sterilis* Wild.) était présent dans des fens et des laggs. Enfin, le rhynchosporie capillaire (*Rhynchospora capillacea* Tor.) et le droséra à feuilles linéaires (*Drosera linearis* Goldie) n'ont été observés que dans des fens ouverts. Ces espèces avaient un recouvrement inférieur à 1 % dans tous les exclos où elles ont été observées (de 1 à 4 exclos), à l'exception du carex stérile qui avait un recouvrement de 10 % dans un exclos.

Chez les invasculaires, la sphaigne brune (*Sphagnum fuscum* (Schimp.) H. Klinggr.) était la plus fréquente dans les bogs. Dans les 3 autres habitats, les espèces les plus fréquentes étaient la campylie étoilée (*Campylium stellatum* (Hedw.) C.E.O. Jensen) et la scorpionie rouge violacée (*Scorpidium revolvens* (Sw.) Rubers).

En 2015, la richesse spécifique dans les exclos était significativement plus élevée dans les laggs que dans les fens ouverts et les bogs, mais ne différait pas des fens arbustifs à cet égard (figure 2). Selon l'indice de Shannon, les laggs étaient plus diversifiés en espèces que les bogs et les fens ouverts, et la probabilité que 2 espèces choisies au hasard soient différentes y était également plus grande (Indice de Simpson).

Évolution de la diversité 8 ans après l'exclusion du cerf

En 2015, soit 8 ans après l'exclusion du cerf, 151 espèces (dont 34 invasculaires) ont été identifiées dans les 4 types d'habitats contre seulement 125 espèces en 2007 (dont 27 invasculaires), ce qui correspond à une augmentation significative de 21 % de la richesse spécifique totale (figure 3). En tout, 40 nouvelles espèces (dont 9 invasculaires) ont été identifiées en 2015, alors que 14 espèces présentes en 2007 sont disparues (dont 4 invasculaires). La grande majorité des espèces nouvelles n'ont été observées que dans un seul ou 2 exclos et présentaient un recouvrement inférieur à 1 %. Seuls le sapin baumier, le conioselinum de Genesee (*Conioselinum chinense* L. Britton, Sterns et Poggenb.) et la platanthère hyperboréale

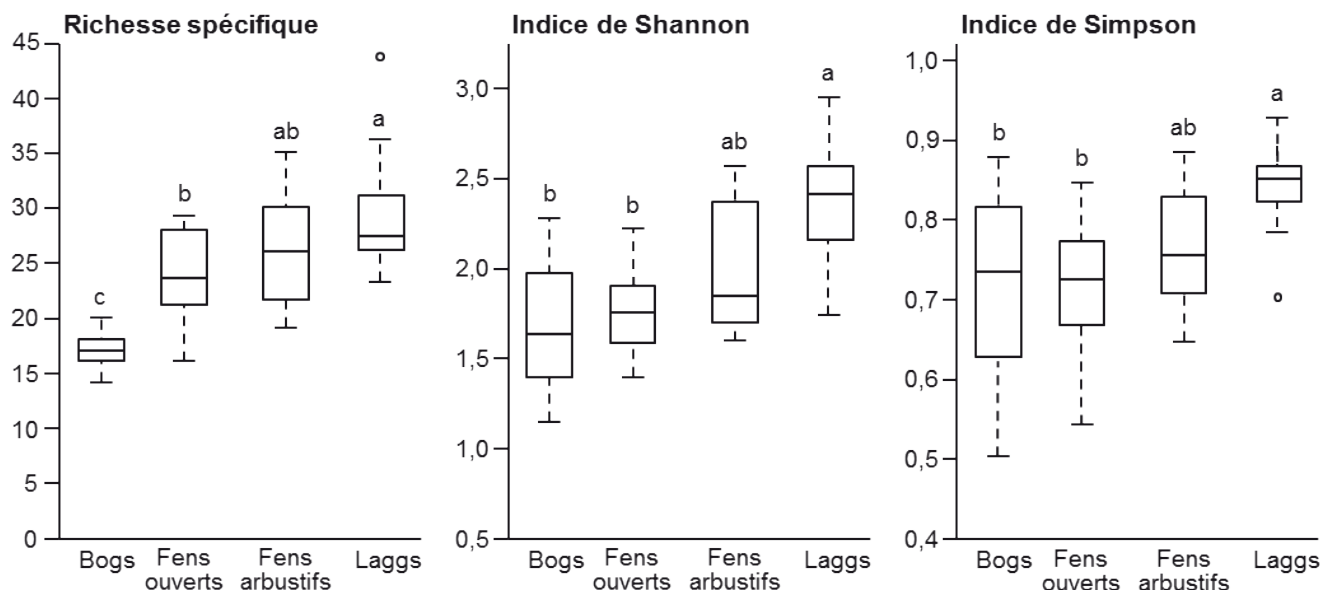


Figure 2. Richesse spécifique, indice de Shannon et indice de Simpson dans les différents habitats tourbeux de l'île d'Anticosti 8 ans après l'installation des exclos. Les lignes supérieure, centrale et inférieure de la boîte à moustaches correspondent respectivement au 75^e, 50^e et 25^e percentiles. Les barres pointillées s'étendent de la valeur minimale à la valeur maximale. Les points représentent des valeurs extrêmes qui, lorsque présents, correspondent au minimum ou au maximum de la répartition des valeurs. Les lettres indiquent des différences significatives ($p < 0,05$) selon une analyse de variance suivie d'un test de comparaisons de moyennes *a posteriori* (LSD de Fisher).

(*Platanthera hyperborea* L. Lindl.; la taxonomie de cette espèce est complexe et elle n'est plus reconnue pour le Québec (Brouillet et collab., 2016), il pourrait donc s'agir soit de *P. aquilonis* Sheviak ou de *P. huronensis* [Nuttall] Lindl.) ont été nouvellement trouvés dans au moins 5 exclos, mais avec des recouvrements généralement très faibles. Toutes les espèces perdues étaient originellement présentes dans moins de 5 exclos.

La richesse spécifique moyenne de chaque habitat a également augmenté significativement après l'exclusion du cerf, et plus particulièrement celle des laggs et des fens (figure 3). L'indice de Shannon était significativement plus élevé en 2015 qu'en 2007 pour l'ensemble des exclos et pour les laggs. Enfin, l'indice de Simpson était significativement plus élevé en 2015 qu'en 2007, mais seulement pour les laggs.

Changement de recouvrement végétal à la suite de l'exclusion des cerfs

Aucune espèce invasculaire n'a augmenté ou diminué significativement en recouvrement entre 2007 et 2015. Parmi les herbacées, le recouvrement de la sanguisorbe du Canada a augmenté (figure 4) tandis que celui de la chicouté (*Rubus chamaemorus* L.) et de la violette néphrophyllé (*Viola nephrophylla* Greene) a diminué. Le bouleau nain (*Betula pumila* L.) est le seul arbuste dont le recouvrement moyen a augmenté.

Espèces indicatrices

Au total, 16 espèces, surtout des sphaignes, des lichens et des éricacées, ont été identifiées comme indicatrices des bogs (tableau 2). La grande majorité d'entre elles étaient indicatrices

toutes les années, sauf le bleuet fausse-myrtille (*Vaccinium myrtilloides* Michx) et le droséra à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia* L.) qui sont devenus indicateurs respectivement après 5 et 3 ans. Sept espèces indicatrices des fens ouverts ont été identifiées, principalement des mousses brunes, des cypéracées ainsi que la sarracénie pourpre (*Sarracenia purpurea* L.). Parmi celles-ci, seul le carex verdâtre (*Carex viridula*, Michaux) n'était pas indicateur dès la première année d'inventaire. Sept espèces indicatrices ont aussi été identifiées pour les fens arbustifs. Contrairement aux 2 habitats précédents, la majorité de ces espèces sont devenues indicatrices après quelques années d'exclusion du cerf. Cela est notamment le cas pour la linnée boréale (*Linnaea borealis* L.) qui est devenue indicatrice seulement 8 ans après l'exclusion du cerf. Finalement, les laggs constituaient l'habitat avec le plus d'espèces indicatrices, soit 23 espèces au total. Ces espèces étaient toutes des herbacées, sauf une mousse, la tomenteuse à feuilles droites (*Tomenthyphnum nitens* (Hedw.) Loeske). Une augmentation du nombre d'espèces indicatrices herbacées dans les laggs a été notée au cours des années. Cinq espèces sont devenues indicatrices à partir de la troisième année d'exclusion des cerfs, 5 espèces après la cinquième, et 3 autres, après la huitième année.

Discussion

Une flore résiliente

Cette étude constitue la première décrivant la flore des tourbières de l'île d'Anticosti dans un contexte d'exclusion du cerf de Virginie. Le retrait du cerf semble avoir permis l'établissement d'une plus grande diversité végétale dans les

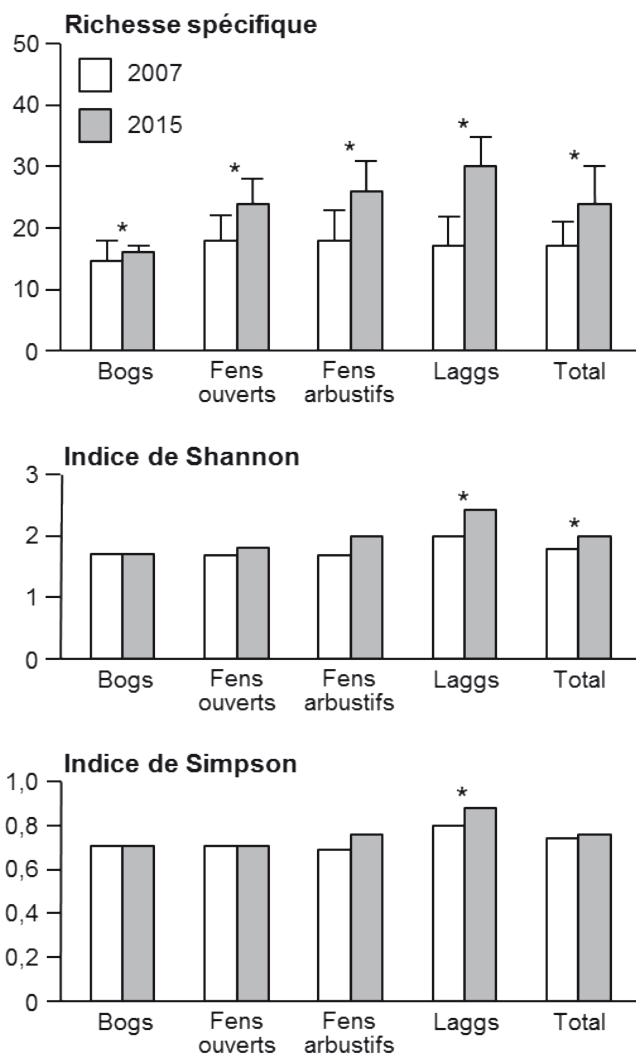


Figure 3. Moyennes des richesses spécifiques, des indices de Shannon et de Simpson pour chacun des habitats de tourbières ainsi que pour l'ensemble des habitats pour les années 2007 et 2015 à l'île d'Anticosti. L'astérisque (*) indique des différences significatives ($p < 0,05$) entre les années (test de t pour données appariées).

tourbières. En effet, 43 nouvelles espèces ont été trouvées 8 ans après l'arrêt du broutement. Une partie des gains (et pertes) d'espèces observées pourraient toutefois être attribuable à une meilleure identification de certains taxons en 2015, notamment des *Carex* et des *Poaceae* (possiblement 6 gains et 2 pertes). Néanmoins, parmi les nouvelles espèces, plusieurs sont connues pour être sensibles au broutement. C'est particulièrement le cas du sapin baumier dont la régénération est fortement menacée par le cerf à l'île d'Anticosti (Potvin et collab., 2003). D'autre part, la comparaison de l'évolution de la flore des exclos à celle de parcelles témoins, qui fait l'objet d'une autre publication, permet d'exclure que les changements observés soient associés à des événements climatiques ou encore à la succession naturelle des tourbières (Courchesne, 2016).

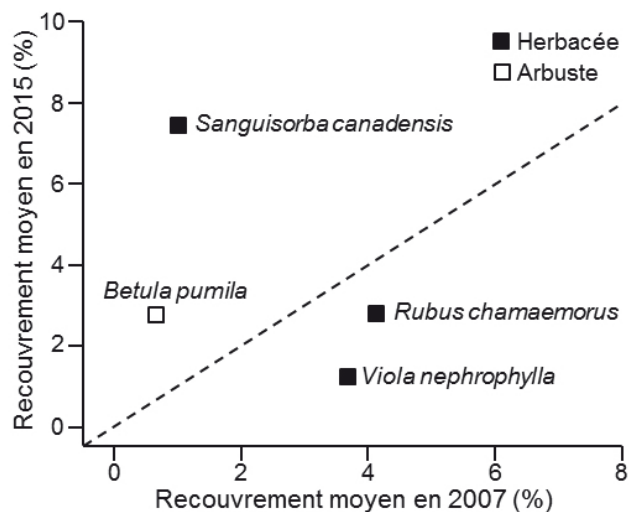


Figure 4. Recouvrement moyen des espèces avant l'installation des exclos en 2007 par rapport à celui en 2015 dans des tourbières de l'île d'Anticosti. Seulement les espèces ayant présenté un changement significatif de recouvrement végétal sont présentées (test de t pour données appariées, $p < 0,05$). La ligne pointillée correspond à une situation où il n'y aurait aucun changement de recouvrement végétal. Le recouvrement des espèces figurant au-dessus de la ligne a augmenté en 8 ans, alors que celui des espèces sous la ligne a diminué au cours de cette période.

Le retrait du cerf de Virginie a non seulement permis à certaines espèces de s'établir dans les exclos étudiés, mais a également favorisé certaines espèces initialement présentes. Par exemple, le recouvrement du bouleau nain et de la sanguisorbe du Canada, 2 espèces largement broutées par le cerf (Bergerud, 1972), a largement augmenté à la suite de l'exclusion du cerf. Leur expansion suggère qu'elles sont résilientes au broutement et qu'elles pourraient à long terme être beaucoup plus abondantes en absence du cerf. La diminution de recouvrement de la chicouté, une espèce sensible au broutement (Pellerin et collab., 2006), et de la violette néphrophylle pourrait être causée en partie par un effet d'ombrage dû à une augmentation du recouvrement de la végétation dans les exclos, ces 2 espèces de petite taille étant généralement plus vigoureuses dans les portions très ouvertes des tourbières (Russell et Crosswhite, 1963; Taylor, 1971). Pour la chicouté, cela pourrait aussi être un effet de l'année puisque de fortes variabilités annuelles dans sa croissance ont déjà été observées (Bellemare et collab., 2009). Sans que leur recouvrement ait augmenté de façon significative, d'autres espèces connues pour être sensibles au broutement du cerf, comme le coniosélinum de Genesee et le bleuet fausse-myrtille (Tremblay et collab., 2006), ont été identifiées comme étant des espèces indicatrices après quelques années de retrait du cerf. Ce résultat laisse présager qu'elles pourraient aussi devenir plus abondantes si la densité du cerf diminuait fortement.

Tableau 2. Espèces indicatrices de chacun des types d'habitats de tourbière. Seules les espèces significativement indicatrices ($p < 0,05$) et ayant une valeur IndVal supérieure à 0,25 sont présentées. Les années durant lesquelles les espèces ont été identifiées comme indicatrices sont aussi indiquées (0 = 2007, 3 = 2010, 5 = 2012, 8 = 2015).

| Strates | Espèces | Habitats | Années |
|-----------|--|--------------|------------|
| Muscinale | <i>Cladonia mitis</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Cladonia rangiferina</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Dicranum undulatum</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Leiomylia anomala</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Sphagnum fuscum</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Sphagnum rubellum</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Campylium stellatum</i> | Fen ouvert | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Scorpidium scorpioides</i> | Fen ouvert | 0, 3, 8 |
| Muscinale | <i>Scorpidium revolvens</i> | Fen arbustif | 0, 3, 5, 8 |
| Muscinale | <i>Tomenthypnum nitens</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Chamaedaphne calyculata</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Empetrum nigrum</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Kalmia angustifolia</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Kalmia polifolia</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Picea mariana</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Rhododendron groenlandicum</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Vaccinium angustifolium</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Vaccinium myrtilloides</i> | Bog | 5, 8 |
| Arbustive | <i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i> | Fen arbustif | 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Betula pumila</i> | Fen arbustif | 0, 3, 5, 8 |
| Arbustive | <i>Dasiphora fruticosa</i> | Fen arbustif | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Drosera rotundifolia</i> | Bog | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Rubus chamaemorus</i> | Bog | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex exilis</i> | Fen ouvert | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex livida</i> | Fen ouvert | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex viridula</i> | Fen ouvert | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Sarracenia purpurea</i> | Fen ouvert | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Trichophorum cespitosum</i> | Fen ouvert | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Comandra umbellata</i> | Fen arbustif | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Linnaea borealis</i> | Fen arbustif | 8 |
| Herbacée | <i>Packera paupercula</i> | Fen arbustif | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Calamagrostis canadensis</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex aquatilis</i> | Lagg | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex aurea</i> | Lagg | 8 |
| Herbacée | <i>Carex flava</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Carex interior</i> | Lagg | 8 |
| Herbacée | <i>Carex leptalea</i> | Lagg | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Conioselinum chinense</i> | Lagg | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Elymus repens</i> | Lagg | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Equisetum arvense</i> | Lagg | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Equisetum fluviatile</i> | Lagg | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Equisetum variegatum</i> | Lagg | 3, 8 |
| Herbacée | <i>Eurybia radula</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Galium labradoricum</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Iris versicolor</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Maianthemum trifolium</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Mitella nuda</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Packera aurea</i> | Lagg | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Platanthera hyperborea</i> | Lagg | 5, 8 |
| Herbacée | <i>Ranunculus acris</i> | Lagg | 8 |
| Herbacée | <i>Rubus pubescens</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Sanguisorba canadensis</i> | Lagg | 3, 5, 8 |
| Herbacée | <i>Vicia cracca</i> | Lagg | 0, 3, 5, 8 |

Les tourbières: des habitats d'importance pour la diversité d'Anticosti

Parmi les 4 types d'habitats étudiés, les laggs et les fens sont ceux où le plus grand nombre moyen d'espèces se sont établies au fil du temps après l'instauration des exclos. Les changements de biodiversité ont été par contre plus importants dans les laggs ayant eu aussi une augmentation significative des indices de Shannon et de Simpson. Les laggs montrent donc un potentiel de diversité végétale plus grand que les autres habitats, potentiel qui n'était pas totalement exprimé avec les densités actuelles de cerfs de Virginie. En effet, les laggs ont souvent une diversité floristique élevée, car ils sont plus riches en éléments minéraux et nutritifs (Paradis et collab., 2015). Ils sont aussi caractérisés par une plus mince épaisseur de tourbe, ce qui permet aux racines des plantes d'entrer facilement en contact avec le sol minéral sous-jacent (Dimitrov et collab., 2014). Les écotones sont en fait reconnus comme des milieux riches en biodiversité puisqu'ils recèlent des espèces des 2 milieux adjacents en plus d'abriter des espèces d'écotone qui leur sont inféodées (van der Maarel, 1990; Walker et collab., 2003; Paradis et collab., 2015). D'ailleurs, les laggs d'Anticosti hébergent plusieurs espèces qui n'ont pas été observées dans les autres types de milieux tourbeux, telles que le carex doré (*Carex aurea* Nuttall), le carex à tiges grêles (*Carex leptalea* Wahlenberg) et la ronce pubescente (*Rubus pubescens* Raf.). Ils représentent donc des milieux importants pour la diversité des tourbières à l'île d'Anticosti.

Bien que les fens ouverts se soient révélés moins diversifiés que les laggs, ils présentent aussi un intérêt particulier pour la conservation, car les espèces rares observées l'ont été principalement dans ces habitats. Enfin, les bogs, bien qu'ils soient moins diversifiés que les autres types d'habitats, possèdent un cortège floristique qui se distingue beaucoup plus des environnements forestiers que les autres types d'habitats. Parmi les espèces fortement inféodées aux bogs, mentionnons la chicouté, le cassandre caliculé, les linaigrettes (*Eriophorum* spp.) et certaines espèces de bryophytes comme la sphaigne brune, la sphaigne rougeâtre (*Sphagnum rubellum* Wilson) et la mylie des tourbières (*Leiomylia Anomala* J.J. Engel et Braggins).

Le lent rétablissement des tourbières

Les tourbières, surtout les bogs, sont généralement des écosystèmes où le temps de réponse à la suite d'une perturbation est généralement long comparativement aux forêts (p. ex., Sjörs, 1980; Klinger, 1996; Gunnarsson et collab., 2002). Ainsi, ces habitats n'ont probablement pas atteint leur potentiel maximal de diversité seulement 8 ans après la fin du broutement, bien que dans certains cas, notamment pour les bogs, ce potentiel reste limité. Certaines espèces présentes dans le pool régional d'espèces qui n'ont pas été identifiées

dans nos inventaires pourraient éventuellement apparaître après plusieurs années d'exclusion du cerf. Par exemple, le némopanthé mucroné (*Ilex mucronata* L. Powell, Savol. et Andrews), une espèce tourbicole présente à l'île d'Anticosti (Marie-Victorin et Rolland-Germain, 1969; Massé, 2011), n'a pas été trouvé dans nos inventaires ni dans les inventaires précédents dans les tourbières de l'île (Pellerin et collab., 2006). Son absence pourrait s'expliquer par une germination lente associée à une dormance prolongée des semences et des taux de germination habituellement faibles (Zasada et Schopmeyer, 2008). Cette espèce a montré une bonne capacité d'établissement dans une étude sur la germination des graines en tourbière restaurée (Paradis, 2015), bien que les semences aient germé 6 fois plus en conditions d'ombrage qu'en conditions de lumière. Il est donc probable que le rétablissement d'un recouvrement plus dense à la suite de l'arrêt du broutement génère des conditions d'ombrage propices à de telles espèces et qu'elles puissent éventuellement se rétablir et enrichir davantage les tourbières.

Conclusion

Cette étude a permis de montrer que le cerf de Virginie masquait une partie du potentiel de diversité floristique des tourbières de l'île d'Anticosti. D'un point de vue de conservation, ce résultat peut s'avérer préoccupant puisque les tourbières couvrent 35 % de la superficie des aires protégées de l'ensemble de l'île (Poulin et Pellerin, 2001). À l'heure actuelle, la gestion des densités de cerfs à l'île d'Anticosti est essentiellement orientée vers le maintien des écosystèmes forestiers, particulièrement des sapinières (Beaupré et collab., 2004). Nous croyons néanmoins qu'une réflexion devrait avoir lieu afin de reconnaître l'importance des tourbières pour la conservation de la biodiversité non seulement de l'île, mais aussi pour la protection d'une biodiversité représentative de l'ensemble des tourbières du Québec.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Gilles Ayotte et Sylvain Ménard pour leur aide aux inventaires botaniques et à l'installation des exclos et aux inventaires botaniques ainsi que tous les assistants de terrain ayant participé à la collecte des données. La présente étude a été rendue possible grâce au soutien financier de la Chaire de recherche industrielle CRSNG en aménagement intégré des ressources naturelles de l'île d'Anticosti. ◀

Références

- BARRETTE, M., L. BÉLANGER, L. DE GRANDPRÉ et J.-C. RUEL, 2014. Cumulative effects of chronic deer browsing and clear-cutting on regeneration processes in second-growth white spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 329: 69-78.
- BEAUPRÉ, P., C. BÉDARD, C. DUFOUR, C. GINGRAS, C. MALENFANT et F. POTVIN, 2004. Plan général d'aménagement intégré des ressources du milieu forestier de l'île d'Anticosti. Produits forestiers Anticosti, Québec, 558 p.
- BEGUIN, J., D. POTHIER et S.D. CÔTÉ, 2011. Deer browsing and soil disturbance induce cascading effects on plant communities: a multilevel path analysis. *Ecological Applications*, 21: 439-451.
- BELLEMARE, M., L. ROCHEFORT et L. LAPOINTE, 2009. Rhizome sectioning and fertilization increase the productivity of cloudberry in natural peatlands. *Canadian Journal of Plant Science*, 89: 521-526.
- BENJAMINI, Y. et Y. HOCHBERG, 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society*, 57: 289-300.
- BERGERUD, A.T., 1972. Food habits of Newfoundland caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 36: 913-923.
- BROUILLET, L., F. COURSOL, S.J. MEADES, M. FAVREAU, M. ANIONS, P. BÉLISLE et P. DESMET, 2016. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. Disponible en ligne à : <http://data.canadensys.net/vscan/> [Visité le 20-12-16].
- COURCHESNE, M., 2016. Réponse des communautés végétales des tourbières à l'arrêt du broutement par le cerf de Virginie à l'île d'Anticosti. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 91 p.
- DIGNARD, N., P. PETITCLERC, J. LABRECQUE et L. COUILLARD, 2009. Guide de reconnaissance des habitats forestiers des plantes menacées ou vulnérables. Côte-Nord et Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 144 p.
- DIMITROV, D.D., J.S. BHATTI et R.F. GRANT, 2014. The transition zones (ecotone) between boreal forests and peatlands: ecological controls on ecosystem productivity along a transition zone between upland black spruce forest and a poor forested fen in central Saskatchewan. *Ecological Modelling*, 291: 96-108.
- DUFRÈNE, M. et P. LEGENDRE, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2006. Normales et moyennes climatiques, rapports de données quotidiennes de la station de Port-Menier de 1995 à 2005. Disponible en ligne à : <http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca>. [Visité le 08-06-16].
- FAUBERT, J., 2012. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 1: Anthocérotes et hépatiques. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 356 p.
- FAUBERT, J., 2013. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 2: Mousses, première partie. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 402 p.
- FAUBERT, J., 2014. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 3: Mousses, seconde partie. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 456 p.
- GUNNARSSON, U., N. MALMER et H. RYDIN, 2002. Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems? A 40-year study. *Ecography*, 25: 685-704.
- HUSHEER, S.W., D.A. COOMES et A.W. ROBERTSON, 2003. Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand *Nothofagus* forests. *Forest Ecology and Management*, 181: 99-117.
- KLINGER, L.F., 1996. The myth of the classic hydrosere model of bog succession. *Arctic and Alpine Research*, 28: 1-9.
- LAVOIE, M. et L. FILLION, 2001. Holocene vegetation dynamics of Anticosti Island, Québec, and consequences of remoteness on ecological succession. *Quaternary Research*, 56: 112-127.
- LEFORT, S., J.-P. TREMBLAY, F. FOURNIER, F. POTVIN et J. HUOT, 2007. Importance of balsam fir as winter forage for white-tailed deer at the northeastern limit of their distribution range. *Écoscience*, 14: 109-116.
- MARIE-VICTORIN, F. et F. ROLLAND-GERMAIN, 1969. Flore de l'Anticosti-Minganie. Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 527 p.
- MASSÉ, A., 2011. Comportement d'approvisionnement et sélection de l'habitat d'un grand herbivore à haute densité et en absence de prédation. Le cerf de Virginie à l'île d'Anticosti. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 285 p.
- MASSÉ, A. et S.D. CÔTÉ, 2009. Habitat selection of a large herbivore at high density and without predation: trade-off between forage and cover? *Journal of Mammalogy*, 90: 961-970.
- PARADIS, É., 2015. Restauration écologique des transitions tourbière-forêt dans les marges des tourbières perturbées par l'extraction de tourbe. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 169 p.
- PARADIS, É., L. ROCHEFORT et M. LANGLOIS, 2015. The lagg ecotone: an integrative part of bog ecosystems in North America. *Plant Ecology*, 216: 999-1018.
- PELLERIN, S., J. HUOT et S.D. CÔTÉ, 2006. Long-term effects of deer browsing and trampling on the vegetation of peatlands. *Biological Conservation*, 128: 316-326.
- PIELOU, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Witley-Interscience Edition. New York, 294 p.
- PIMLOTT, D.H., 1963. Influence of deer and moose on boreal forest vegetation in two areas of eastern Canada. *Transactions of the International Union of Game Biologists*, 6: 105-116.
- POTVIN, F., P. BEAUPRÉ et G. LAPRISE, 2003. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Quebec: A 150-year process. *Écoscience*, 10: 487-495.
- POTVIN, F. et S. POIRIER, 2004. L'île d'Anticosti, un paradis? L'influence du cerf de Virginie sur la végétation des sapinières. *Le Naturaliste canadien*, 128 (1): 52-60.
- POULIN, M. et S. PELLERIN, 2001. La conservation. Dans: PAYETTE, S. et L. ROCHEFORT (édit.). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses de l'Université Laval, Québec, p. 505-518.
- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS, 2007. Inventaire aérien du cerf de Virginie de l'île d'Anticosti – Été 2006. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord et Direction de la recherche sur la faune, 19 p.
- RUSSELL, N.H. et F.S. CROSSWHITE, 1963. An analysis of variation in *Viola nephrophylla*. *Madroño*, 17: 56-65.
- RUSSELL, F.L., D.B. ZIPPIN et N.L. FOWLER, 2001. Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant population and communities: a review. *American Midland Naturalist*, 146: 1-26.
- SABOURIN, A. et D. MORIN, 2009. Quelques plantes rares ou d'intérêt de l'île d'Anticosti. *Le Naturaliste canadien*, 133 (1): 5-11.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE, J. GOSSELIN, C. MORNEAU, P.J.H. RICHARD, J. BRISSON, L. SIROIS, A. LEDUC, H. MORIN, É. THIFFAULT, S. GAUTHIER, C. LAVOIE et S. PAYETTE, 2009. *Écologie forestière*. Dans: *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (édit.). Manuel de foresterie*. 2^e édition. Éditions MultiMondes, Québec, p. 167-315.
- SHANNON, C.E. et W. WEAVER, 1963. *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Champaign, 144 p.
- SIMPSON, E., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688-688.
- SJÖRS, H., 1980. An arrangement of changes along gradients, with examples from successions in boreal peatland. *Vegetatio*, 43: 1-4.
- TARDIF, B., B. TREMBLAY, G. JOLICOEUR et J. LABRECQUE, 2016. Les plantes vasculaires en situation précaire au Québec. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), Direction de l'expertise en biodiversité, Québec, 420 p.
- TAYLOR, K., 1971. *Rubus chamaemorus* L. *Journal of Ecology*, 59: 293-306.
- TREMBLAY, J.-P., J. HUOT et F. POTVIN, 2006. Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. *Oecologia*, 150: 78-88.
- TREMBLAY, J.-P., J. HUOT et F. POTVIN, 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 44: 552-562.
- USDA et NRCS, 2017. The PLANTS Database. Disponible en ligne à : <http://plants.usda.gov> [Visité le 20-12-16].
- VAN DER MAAREL, E., 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science*, 1: 135-138.
- WALKER, S., J.B. WILSON, J.B. STEEL, G.L. RAPSON, B. SMITH, W.M.G. KING et Y.H. COTTAM, 2003. Properties of ecotones: evidence from five ecotones objectively determined from a coastal vegetation gradient. *Journal of Vegetation Science*, 14: 579-590.
- ZASADA, J.C. et C.S. SCHOPMEYER, 2008. *Nemopanthus mucronatus* (L.) Loes. Mountain-holly. Dans: BONNER, F.T., R.P. KARRFALT et R.G. NISLEY (édit.). *The woody plant seed manual*. United States Department of Agriculture, Washington DC, p. 743-744.

Annexe. Liste de tous les taxons recensés dans les tourbières de l'île d'Anticosti. La nomenclature des plantes vasculaires est basée sur VASCAN (Brouillet et collab., 2016), celle des bryophytes sur Faubert (2012, 2013, 2014) et celle des lichens sur USDA et NRCS (2017). L'astérisque (*) indique les nouvelles espèces en 2015 et la croix (+), les espèces disparues.

| Arbres | | |
|--|---|-----------------------------------|
| <i>Abies balsamea*</i> | <i>Picea glauca</i> | <i>Picea mariana</i> |
| <i>Larix laricina</i> | | |
| Arbustes | | |
| <i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i> | <i>Empetrum nigrum</i> | <i>Myrica gale</i> |
| <i>Apetlorhamnus alnifolia</i> | <i>Juniperus horizontalis</i> | <i>Rhododendron groenlandicum</i> |
| <i>Betula pumila</i> | <i>Kalmia angustifolia</i> | <i>Salix</i> sp. |
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> | <i>Kalmia polifolia</i> | <i>Vaccinium angustifolium</i> |
| <i>Cornus sericea</i> | <i>Lonicera villosa</i> | <i>Vaccinium myrtilloides</i> |
| <i>Dasiphora fruticosa</i> | | |
| Herbacées | | |
| <i>Anticlea elegans</i> | <i>Drosera rotundifolia</i> | <i>Pedicularis palustris</i> |
| <i>Bistorta vivipara*</i> | <i>Elymus repens</i> | <i>Phleum pratense</i> |
| <i>Bromus ciliatus*</i> | <i>Equisetum arvense</i> | <i>Pinguicula vulgaris</i> |
| <i>Calamagrostis canadensis</i> | <i>Equisetum fluviatile</i> | <i>Platanthera dilatata*</i> |
| <i>Caltha palustris</i> | <i>Equisetum sylvaticum+</i> | <i>Platanthera hyperborea*</i> |
| <i>Carex aquatilis</i> | <i>Equisetum variegatum</i> | <i>Poaceae</i> sp.+ |
| <i>Carex aurea*</i> | <i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum</i> | <i>Polygaloides paucifolia*</i> |
| <i>Carex bebbii</i> | <i>Eriophorum virginicum</i> | <i>Primula mistassinica</i> |
| <i>Carex buxbaumii</i> | <i>Eriophorum viridicarinatum</i> | <i>Pyrola asarifolia*</i> |
| <i>Carex capillaris</i> | <i>Eurybia radula</i> | <i>Ranunculus acris</i> |
| <i>Carex castanea</i> | <i>Fragaria virginiana</i> | <i>Rhynchospora alba*</i> |
| <i>Carex echinata*</i> | <i>Galium</i> sp.+ | <i>Rhynchospora capillacea*</i> |
| <i>Carex exilis</i> | <i>Galium labradoricum</i> | <i>Rubus arcticus</i> |
| <i>Carex flava</i> | <i>Galium triflorum</i> | <i>Rubus chamaemorus</i> |
| <i>Carex gynocrates</i> | <i>Gaultheria hispidula</i> | <i>Rubus pubescens</i> |
| <i>Carex interior</i> | <i>Geocaulon lividum</i> | <i>Rubus repens+</i> |
| <i>Carex lasiocarpa</i> | <i>Geum rivale</i> | <i>Sanguisorba canadensis</i> |
| <i>Carex leptalea</i> | <i>Glyceria striata</i> | <i>Sarracenia purpurea</i> |
| <i>Carex limosa</i> | <i>Iris versicolor</i> | <i>Scheuchzeria palustris</i> |
| <i>Carex livida</i> | <i>Juncus balticus</i> | <i>Schizachne purpurascens</i> |
| <i>Carex magellanica</i> subsp. <i>irrigua*</i> | <i>Linnaea borealis</i> | <i>Selaginella selaginoides</i> |
| <i>Carex pauciflora</i> | <i>Lobelia kalmii*</i> | <i>Solidago uliginosa</i> |
| <i>Carex</i> sp.+ | <i>Lomatogonium rotatum*</i> | <i>Thalictrum alpinum</i> |
| <i>Carex sterilis</i> | <i>Maianthemum canadense</i> | <i>Thalictrum pubescens</i> |
| <i>Carex torta*</i> | <i>Maianthemum stellatum*</i> | <i>Thelypteris palustris</i> |
| <i>Carex vaginata*</i> | <i>Maianthemum trifolium</i> | <i>Triantha glutinosa</i> |
| <i>Carex viridula</i> | <i>Malaxis monophyllos+</i> | <i>Trichophorum alpinum</i> |
| <i>Comandra umbellata</i> | <i>Melampyrum lineare*</i> | <i>Trichophorum cespitosum</i> |
| <i>Comarum palustre*</i> | <i>Menyanthes trifoliata</i> | <i>Trichophorum</i> sp. |
| <i>Conioselinum chinense*</i> | <i>Mitella nuda</i> | <i>Triglochin maritima</i> |
| <i>Coptis trifolia*</i> | <i>Muhlenbergia glomerata</i> | <i>Utricularia intermedia+</i> |
| <i>Cornus canadensis</i> | <i>Nabalus trifoliolatus</i> | <i>Vaccinium oxycoccos</i> |
| <i>Dactylis glomerata*</i> | <i>Osmunda claytoniana+</i> | <i>Vicia cracca</i> |
| <i>Danthonia spicata+</i> | <i>Packera aurea</i> | <i>Viola nephrophylla</i> |
| <i>Deschampsia cespitosa*</i> | <i>Packera pauperula</i> | <i>Viola macloskeyi*</i> |
| <i>Drosera anglica*</i> | <i>Parnassia glauca</i> | <i>Viola</i> sp.+ |
| <i>Drosera linearis*</i> | | |
| Bryophytes – Lichens | | |
| <i>Aulacomnium palustre+</i> | <i>Hamatocaulis vernicosus*</i> | <i>Ptilium crista-castrensis+</i> |
| Bryophyte sp. | <i>Hylocomium splendens+</i> | <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> |
| <i>Calliergon giganteum*</i> | <i>Leiomylia anomala</i> | <i>Scorpidium scorpioides</i> |
| <i>Campylium stellatum</i> | <i>Marchantia polymorpha*</i> | <i>Scorpidium revolvens</i> |
| <i>Cladonia mitis</i> | <i>Mnium</i> sp.* | <i>Sphagnum angustifolium</i> |
| <i>Cladonia rangiferina</i> | <i>Plagiomnium ciliare*</i> | <i>Sphagnum fuscum</i> |
| <i>Cladonia stellaris</i> | <i>Plagiomnium ellipticum</i> | <i>Sphagnum magellanicum</i> |
| <i>Climacium dendroides</i> | <i>Pleurozium schreberi</i> | <i>Sphagnum rubellum</i> |
| <i>Dicranum</i> sp.* | <i>Pohlia nutans</i> | <i>Sphagnum warnstorffii</i> |
| <i>Dicranium undulatum</i> | <i>Polytrichum commune*</i> | <i>Thuidium recognitum*</i> |
| <i>Drepanocladus aduncus</i> | <i>Polytrichum juniperinum*</i> | <i>Tomenthypnum nitens</i> |
| <i>Drepanocladus</i> sp. | <i>Ptilidium ciliare+</i> | <i>Warnstorffia fluitans</i> |