

VANESSA VIERA

**EFFETS À LONG TERME DU CERF DE VIRGINIE  
(*ODOCOILEUS VIRGINIANUS*) SUR LES COMMUNAUTÉS  
VÉGÉTALES DE L'ÎLE D'ANTICOSTI**

Mémoire présenté  
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie  
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

Département de biologie  
FACULTÉ DE SCIENCES ET DE GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
Québec

JUILLET, 2003

© Vanessa Viera, 2003

## Résumé

L'objectif de cette étude était d'évaluer les effets à long terme du broutement du cerf de Virginie sur la végétation de l'île d'Anticosti. Nous avons comparé la végétation d'Anticosti à celle des îles Mingan qui constituent un site témoin sans cerfs. Nous avons mesuré le recouvrement et la hauteur par espèce des plantes dans quatre habitats et dans des sites protégés du broutement par des enclos depuis 5 ans à Anticosti. Il n'y avait pas de différence entre Anticosti et Mingan pour le nombre total d'espèces mais la composition en espèces différait entre les deux sites. La structure d'âge des sapinières a été particulièrement modifiée à Anticosti car la régénération y est inhibée. Cependant, plusieurs espèces caractéristiques des sapinières sont réapparues dans les sites protégés du broutement. Le cerf exerce donc encore une influence marquée sur la structure et la composition des communautés végétales d'Anticosti et en modifie la succession naturelle.

## Abstract

The objective of this study was to assess the long-term effects of browsing by White-tailed deer on plant communities on Anticosti Island. We compared the vegetation on Anticosti and in the archipelago of Mingan that was used as a control without deer. We described the vegetation in terms of height, cover, and species composition in 4 different habitats and in exclosures protected from browsing for 5 years on Anticosti. The total number of species present in each habitat type did not differ between Anticosti and Mingan. However, we found differences between the two sites in terms of species composition. The age structure of fir stands has been particularly modified on Anticosti due to the absence of fir regeneration. However, many species associated to fir stands recovered when protected from deer browsing in exclosures. Browsing by white-tailed deer severely influenced the composition and structure of the vegetation on Anticosti and modified the natural succession.

## Avant propos

Cette thèse comprend un chapitre rédigé en anglais selon le format approprié pour publication dans une revue scientifique, ainsi qu'une introduction générale et une conclusion générale écrites en français. Les co-auteurs de l'article, Jean Huot et François Potvin, ont contribué à l'élaboration de l'étude ainsi qu'à la révision du manuscrit. Des données intégrées dans l'article, proviennent d'un projet annexe initié par François Potvin.

Pour maintenir éveillés notre motivation, notre curiosité et notre soif d'apprentissage, il est essentiel de trouver un projet qui nous inspire, tout comme un directeur qui nous guide. Jean Huot, mon directeur, a su répondre à toutes mes attentes et bien plus encore... J'ai appris à connaître un homme doté d'un esprit d'analyse et de synthèse remarquable. Jean accorde aussi une très grande confiance à ses étudiants, ce qui autorise une grande marge de manœuvre pour mener son projet et c'est ce qu'il m'a manifesté tout au long de la maîtrise. J'ai connu le directeur de recherche, mais il me restait à découvrir les grandes qualités humaines du scientifique... chaleureux, modeste et drôle, Jean réussit à apprendre bien plus qu'une rigueur scientifique dans son laboratoire... D'ailleurs, sa bonne humeur constante semble se refléter sur tous les étudiants qu'il encadre... Si je ne connaissais pas mieux leur compétence de recherche, on pourrait croire que le critère de sélection pour intégrer ce laboratoire repose sur le brin de folie de chacun. En plus de leurs conseils précieux à chaque étape de ma maîtrise, Christian Dussault, Jean-Pierre Tremblay et Sébastien Lefort (à partir de qui tout a commencé) ont su créer une atmosphère de travail amicale, stimulante et souvent hilarante. Dans l'avenir, je sais aussi que la relève est assurée dans le laboratoire avec les énergiques et divertissantes Marie-Lou Coulombe, Sandra Hamel, Ariane Massé, Anouk Simard et Joëlle Taillon... et Daniel Sauvé bien sûr, qui réhausse la taux de testostérone à lui seul!

Une mention toute spéciale à Christian qui m'a fait économiser des heures à la tonne, grâce à ses talents de programmeur et avec qui j'ai beaucoup appris. J'ai grandement apprécié tes conseils et ta grande disponibilité, jusqu'aux derniers moments d'ailleurs. Beaucoup plus discret, mais tout aussi essentiel dans ce projet, François Potvin, mon co-directeur, est tout simplement indispensable si l'on conduit une étude sur Anticosti... Sa réflexion n'a d'égale que la longueur de sa barbe, et François a toujours été présent malgré l'harcèlement intensif des dernières semaines de rédaction. J'ai été extrêmement satisfaite de la co-direction très

harmonieuse entre mes deux « sages » (ou directeurs...). Cependant, d'autres personnes, moins impliquées à priori dans le projet, ont énormément apporté à cette thèse. Merci à Steeve Côté pour la relecture de la thèse qui a permis d'améliorer la valeur scientifique de l'article et à la confiance qu'il me démontre pour la suite. Pour la lecture et les conseils, je remercie Cyrille Barrette pour ses commentaires critiques et sa vision du projet que nul autre ne serait apporter. C'est aussi l'occasion de préciser que Cyrille m'a, tout simplement, donné l'envie de poursuivre en recherche et injecté la « piqûre » d'en apprendre toujours d'avantage. Cyrille, merci pour ta présence; j'ai incroyablement appris à tes côtés pendant ses deux années dans les cours de mammalogie notamment.

Je tiens aussi à souligner la contribution de Gaetan Daigle du Service de Consultation Statistique. Pour les accommodations logistiques du terrain, je remercie Sylvain Paradis, Nancy Dénommée de Parcs Canada ainsi que Danièle Morin de la FAPAQ pour la collecte des données et ses connaissances floristiques « salvatrices » à plusieurs reprises. Le terrain n'aurait jamais été aussi mémorable sans le dynamisme et l'efficacité de Marie-Claire Bédard, Marie-Lou Coulombe et Mireille Gravel.

Il est aussi essentiel de pouvoir bénéficier d'un soutien financier et logistique pour mener à bien une telle entreprise; cette recherche a ainsi pu être réalisée grâce au support du CRSNG, Produits forestiers Anticosti, Parcs Canada, le Ministère de la Faune et des Parcs, le Ministère des Ressources Naturelles, ainsi qu'au Centre d'études Nordiques.

Finalement, mais non pas le moindre, un merci sincère à vous tous : ma famille, Marie-Lou, Mireille, Lorraine, Johan, Suzy et Christophe. J'espère que vous êtes chacun conscient de votre rôle et de votre soutien essentiels...

## Table des matières

<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>II</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>III</b>
<b>AVANT PROPOS.....</b>	<b>IV</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES.....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>VIII</b>
<b>LISTE DES FIGURES.....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTE DES ANNEXES.....</b>	<b>X</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
L'explosion démographique des populations d'ongulés.....	2
Relations plantes-ongulés.....	3
<i>Impacts au niveau de la plante .....</i>	<i>3</i>
<i>Impacts au niveau des communautés végétales .....</i>	<i>4</i>
<i>Impacts au niveau des processus et de la structure de l'écosystème .....</i>	<i>5</i>
Histoire du cerf sur l'île d'Anticosti.....	7
Système cerf-plantes sur l'île d'Anticosti .....	7
Objectifs de l'étude .....	8
<b>CHAPITRE 1 LONG-TERM EFFECTS OF WHITE-TAILED DEER ON THE STRUCTURE AND COMPOSITION OF HEAVILY BROWSED BOREAL PLANT COMMUNITIES ON ANTICOSTI ISLAND.....</b>	<b>10</b>
Introduction .....	11
Study Area .....	12
Methods .....	14
<i>Sampling design .....</i>	<i>14</i>
<i>Data analysis .....</i>	<i>16</i>
Results .....	17
<i>Mature fir stands .....</i>	<i>18</i>
<i>Windfalls .....</i>	<i>19</i>
<i>Peatlands.....</i>	<i>19</i>
<i>Vegetation in the exclosures on Anticosti .....</i>	<i>20</i>
<i>Habitat use by deer and hare .....</i>	<i>20</i>
Discussion .....	20
<i>Mature fir stands .....</i>	<i>20</i>

<i>Windfalls</i> .....	22
<i>Peatlands</i> .....	23
<i>Vegetation in the exclosures on Anticosti</i> .....	23
<i>Habitat use by deer and hare</i> .....	24
Conclusion.....	24
Literature cited.....	38
<b>CONCLUSION</b> .....	<b>44</b>
Impacts au niveau de la plante .....	44
Impacts au niveau des communautés végétales .....	45
Impacts au niveau des processus et de la structure de l'écosystème.....	45
Quel est l'avenir de la végétation sur l'île d'Anticosti?.....	46
Quel est l'avenir du cerf sur l'île d'Anticosti?.....	47
Perspectives d'aménagement .....	48
<b>BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE</b> .....	<b>49</b>
<b>ANNEXES</b> .....	<b>58</b>

## Liste des tableaux

Table 1. General characteristics of the four habitat types (mature fir stands, windfalls, fens and bogs) sampled on Anticosti (deer) and on Mingan (no deer) .....	27
Table 2. Occurrence (% , n = 80) and cover (%) of woody and herbaceous species in mature fir stands of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	29
Table 3. Mean number of fir seedlings $\pm$ SE ( $\text{ha}^{-1}$ ) according to their height classes, in the mature fir stands and in the windfalls of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	30
Table 4. Occurrence (% , n = 60) and cover (%) of woody and herbaceous species in windfalls of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	32
Table 5. Occurrence (% , n = 80) and cover (%) of ericaceae and herbaceous species in fens of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	33
Table 6. Occurrence (% , n = 60) and cover (%) of ericaceae and herbaceous species in bogs of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	34
Table 7. Median browsing index for woody species according to habitat, Anticosti island, summer 2001 .....	35
Table 8. Occurrence ( $\times$ ) of tree seedlings, shrubs and herbaceous species in mature fir stands of Anticosti and Mingan. Occurrence (presence/absence) on Anticosti was estimated in areas protected (exclosures) and not protected from deer browsing (open) .....	36
Table 9. Mode and range of number of pellet groups ( $100 \text{ m}^{-2}$ ) of deer and snowshoe hares in the 4 habitats of Anticosti (deer) and Mingan (no deer) .....	37



## Liste des figures

Figure 1. Location of areas sampled on Anticosti island and in the Mingan Archipelago. Randomly sampled plots were distributed within the rectangles .....	26
Figure 2. Mean ( $\pm$ SE) density of balsam fir trees (by 10 cm DBH classes) in mature fir stands (n=4) of Anticosti (deer) and Mingan (no deer).....	28
Figure 3. Diversity (Shannon index) of total species, herbaceous and shrub species in the mature fir stands (f), windfalls (w) and peatlands (p) of Anticosti (deer) and Mingan (no deer).....	31

## Liste des annexes

<b>ANNEXE 1. LISTE DES PLANTES RÉPERTORIÉES (* = PRÉSENCE) DANS LES DIFFÉRENTS HABITATS SELON LES SITES (ANTICOSTI- MINGANIE) EN ÉTÉ 2001.....</b>	<b>59</b>
<b>ANNEXE 2. LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE À ANTICOSTI.....</b>	<b>62</b>
<b>ANNEXE 3. LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR L'ARCHIPEL DE MINGAN.....</b>	<b>63</b>
LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR L'ÎLE DU HAVRE .....	63
LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR L'ÎLE NIAPISKAU .....	63
LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LA GRANDE ÎLE ET L'ÎLE QUARRY.....	64
LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR L'ÎLE FANTÔME .....	64
<b>ANNEXE 4. NOMBRE TOTAL DE PLANTES VASCULAIRES, TOUT HABITAT CONFONDU, À ANTICOSTI (AVEC CERFS) ET À MINGAN (SANS CERF) .....</b>	<b>65</b>
<b>ANNEXE 5. INDICE DE MORISITA<sup>A</sup> (IM) PAR HABITAT CALCULÉ ENTRE ANTICOSTI (AVEC CERFS) ET MINGAN (SANS CERF) POUR CHAQUE STRATE VÉGÉTALE .....</b>	<b>66</b>
<b>ANNEXE 6. INDICE DE BROUTEMENT (I.B.) ET INDICE DE RECOUVREMENT (I.R.) DES ESPÈCES D'ARBUSTES .....</b>	<b>67</b>
INDICE DE BROUTEMENT (I.B.) ET INDICE DE RECOUVREMENT (I.R.) DES ESPÈCES D'ARBUSTES DANS LES CHABLIS D'ANTICOSTI (.....)	67
INDICE DE BROUTEMENT (I.B.) ET INDICE DE RECOUVREMENT (I.R.) DES ESPÈCES D'ARBUSTES DANS LES TOURBIÈRES MINÉROTROPHES D'ANTICOSTI .....	67
<b>ANNEXE 7. DENSITÉ MOYENNE DE SAPIN BAUMIER (± ES) (PAR CLASSE DE 2 CM DE DHP) DANS LES SAPINIÈRES (N=4) D'ANTICOSTI (AVEC CERFS) ET DE MINGAN (SANS CERF) .....</b>	<b>68</b>

# Introduction

Les herbivores jouent un rôle encore mal compris dans les réseaux trophiques, mais leur position centrale entre les producteurs primaires (niveau trophique inférieur) et les prédateurs (niveau trophique supérieur), leur confère un rôle intermédiaire majeur dans la dynamique des écosystèmes. Deux visions se distinguent dans le débat sur les relations trophiques dans les écosystèmes terrestres. La première vision formulée par Hairston et al. (1960) suggère que les herbivores sont limités par les prédateurs et que leur impact est négligeable sur les plantes (*top-down*). L'autre approche suggère que les ressources limitent les herbivores, qui régulent alors les populations végétales (*bottom-up*), allant jusqu'à contrôler l'ensemble de l'écosystème (Mattson et Addy 1975). On ne peut cependant pas considérer ces deux visions comme étant exclusives. Il n'existe d'ailleurs pas encore de consensus clair pour cerner comment les herbivores influencent leur environnement, et concevoir les effets des relations plantes-herbivores vertébrés sur le fonctionnement des écosystèmes (Oksanen et Oksanen 2000, Hunter 2001). Il semble que ce soit l'importance relative des plantes ou des herbivores qui influence leurs réponses à l'intérieur d'un système, et celle-ci peut être très variable selon le système considéré (Olf et al. 1999). De plus, des facteurs biotiques (par ex. la compétition/espèces) et abiotiques (climat, feu, géomorphologie, sols...) interviennent dans la modulation de ces réponses.

Plusieurs études ont mis en évidence les mécanismes complexes par lesquels les herbivores interagissent avec leurs habitats, modifiant parfois ceux-ci de façon irréversible (Noy-Meir 1975, May 1977). Les interactions qui s'opèrent à l'intérieur du système peuvent être bénéfiques pour la végétation (Cargill et Jefferies 1984, Bowers 1993, Hixon et Brostoff 1996, Collins et al. 1998, Olf et Ritchie 1998) ou néfastes pour les communautés végétales ou fauniques, voire sur l'ensemble de l'écosystème (Huntly 1991, Hobbs 1996, Russell et al. 2001). On comprend mieux alors les variations entre les systèmes, si l'on intègre les caractéristiques propres à ceux-ci (capacité de support, milieu fermé ou ouvert) dans la dynamique plantes-herbivores. Par conséquent, il s'avère nécessaire de considérer l'écosystème dans une étude sur les relations plantes-herbivores. A plus fine échelle par exemple, il serait préférable d'inclure le type d'habitat (forêt, milieu perturbé ou exploité, tourbière...) dans lequel évoluent les composantes (plantes et herbivores).

## L'explosion démographique des populations d'ongulés

Au cours des 30 dernières années, le nombre d'études portant sur les systèmes plantes-ongulés s'est accrue considérablement à la suite d'une augmentation rapide des densités de ces herbivores dans plusieurs régions d'Europe et d'Amérique du Nord (Cederlund et Bergström 1996, McShea et al. 1997, Waller et Alverson 1997, Sinclair 1998, Rooney 2001). Ces augmentations de densité peuvent être attribuées à divers facteurs tels que le contrôle ou l'extirpation de prédateurs naturels, l'expansion des milieux agroforestiers où la biomasse végétale est abondante, la diminution de la pression de chasse et/ou le réchauffement climatique. En effet les principaux facteurs limitant la croissance des populations d'ongulés sont la prédation, la chasse, la compétition pour les ressources (Krebs 1994, Crête et Daigle 1999) et les conditions climatiques (Messier 1991, 1995, Gaillard et al. 1998). Le réchauffement climatique dans les latitudes nordiques durant l'hiver a suscité une attention particulière ces dernières années reflétant une préoccupation environnementale internationale (Post et Stenseth 1998, Post et al. 1999, Post et Stenseth 1999). Une hausse des températures dans les régions nordiques entraîne une période sans neige plus longue, donc une période de croissance des plantes plus longue (Maxwell 1992, Oechel et Billings 1992, Shaver et Kummerow 1992). L'hiver est aussi un facteur de mortalité sévère chez les ongulés à cause des coûts énergétiques associés aux déplacements dans la neige et de la vulnérabilité des individus face aux prédateurs dans de telles conditions (Messier et Barrette 1985, Mech et al. 1987, Messier 1995).

Cependant, les explosions démographiques les plus marquantes au cours du dernier siècle résultent de l'introduction d'ongulés dans des milieux favorables, dépourvus de prédateurs efficaces. Les îles sont ainsi particulièrement sensibles aux perturbations à la suite d'une introduction étant donné qu'il s'agit de milieux fermés, isolés, parfois dépourvus de prédateurs et où la faune et la flore sont plus pauvres par rapport au continent (MacArthur et Wilson 1967). Le modèle de Caughley (1976) décrit ainsi la croissance d'une population d'ongulés en se basant sur des cas historiques tels que celui de la Nouvelle-Zélande, où 8 cervidés et 3 bovidés ont été libérés entre 1850 et 1920 et au cas des îles St Paul et St Matthew dans la mer de Bering, où 25 et 29 rennes (*Rangifer tarandus* L.) ont été introduits respectivement en 1911 et 1944. Selon ce modèle, la taille de la population augmente jusqu'à ce qu'elle atteigne un pic de densité au-delà duquel elle ne peut plus croître parce qu'elle a dépassé la capacité de support du milieu (K) et que les ressources sont alors épuisées. Il s'ensuit un déclin sévère de la population

qui peut s'éteindre ou encore se stabiliser autour d'un équilibre avec les ressources (Caughley 1976). Les rennes des îles St Paul se sont multipliés jusqu'à plus de 2 000 individus 27 ans après leur introduction (1938) alors qu'il n'en restait plus que 8 en 1950 (Scheffer 1951). À l'île St Matthew, la population aurait atteint 6000 têtes en 1963 avant de s'écrouler à 42 individus en seulement quelques mois après un hiver rigoureux (Klein 1968). À trop forte densité, les ongulés peuvent détériorer leur habitat, indiquant que la capacité de support du milieu est dépassée. Une réduction dans la qualité et la quantité des ressources alimentaires peut entraîner une détérioration de la condition physique (taille, poids) et affecter la fécondité des femelles (Klein 1968, Albon et al. 1983, McCullough 1984). Ultimement, ces changements peuvent affecter la survie des individus, ce qui influencera, à plus ou moins long terme, la dynamique des populations (Gaillard et al. 1998).

Ces exemples sont des cas extrêmes où les populations ont exploité leur milieu au point de compromettre leur propre survie. Récemment, une situation semblable s'est produite avec l'original (*Alces alces*) à l'île Royale, la plus grande île du Lac Supérieur. Depuis son arrivée sur l'île au début du XX<sup>ème</sup> siècle, la population a fortement fluctué au fil des ans entre environ 10 et 3 000 orignaux avant pour se stabiliser autour de 500 individus en 1996 (Peterson 1999). Ces situations extrêmes n'étant pas uniques, il est nécessaire de développer des stratégies d'aménagement qui permettent de conserver les espèces du milieu. De tels développements reposent sur une meilleure compréhension des relations plantes-herbivores.

## **Relations plantes-ongulés**

Les impacts des grands herbivores vertébrés sur les communautés végétales sont causés principalement par le broutement sélectif. Les herbivores peuvent ainsi influencer la structure, la biomasse, la productivité ou encore la composition des espèces végétales à l'échelle de la plante, de la communauté, du peuplement ou même de l'écosystème (Harper 1977, Huntly 1991).

## **Impacts au niveau de la plante**

L'herbivore ne tue généralement pas la plante directement, mais affecte plutôt sa croissance, sa survie, son succès reproducteur, sa compétitivité et sa valeur adaptative à long terme (Putman 1986, Manseau et al. 1996, Crawley 1997, Rooney 1997, Augustine et Frelich 1998).

Les plantes peuvent répondre à cette pression de broutement par des mécanismes de défenses physiques (trichomes, épines), chimiques (phénols, composés azotés, terpènes) ou encore physiologiques (réallocation des nutriments, modification du taux de photosynthèse) (Coley et al. 1985, Lindroth 1989, Harbone 1991, Rosenthal et Kotanen 1994, Cornell et Hawkins 2003). Selon leur stratégie de croissance (lente ou rapide), les plantes investiront plus ou moins dans leurs défenses chimiques, ce qui influencera leur flaveur (*palatabilité*) ainsi que leur digestibilité pour l'herbivore. Ainsi, une plante à croissance rapide (espèce rudérale) privilégiera sa croissance en concentrant son énergie pour la formation de nouveaux tissus aux dépens de la production de métabolites de défenses par rapport à une espèce à croissance lente dont la quantité de défense antiherbivore est élevée (Coley et al. 1985, Bazzaz et al. 1987). Une autre alternative permet à la plante de compenser les pertes associées au broutement en augmentant les efforts alloués à la croissance (Crawley 1983, Belsky 1986, Paige et Whitham 1987, du Toit et al. 1990). Cependant, lorsque la pression de broutement devient excessive, les plantes ne peuvent plus compenser les pertes et les herbivores peuvent alors affecter profondément la composition des communautés végétales. L'habileté de compétition des plantes intolérantes au broutement peut alors être réduite (Louda et al. 1990, Crawley 1997) ce qui peut, en contrepartie, favoriser la propagation de plantes colonisatrices et résistantes au broutement (Huntly 1991).

### **Impacts au niveau des communautés végétales**

Dans l'Illinois, le Wisconsin et l'Indiana, plusieurs espèces de sous-bois telles que *Trillium grandiflorum*, *Clintonia borealis*, *Maianthemum canadense*, *Arisaema triphyllum* sont recherchées par le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et sont particulièrement sensibles au broutement (Anderson 1994, Balgooyen et Waller 1995, Rooney 1997, Webster et Parker 2000). La hauteur et la reproduction de ces espèces étant négativement corrélées à la densité de cerf, elles peuvent servir d'indicateurs pour évaluer la sévérité des dommages causés par le cerf (Webster et Parker 2000, Williams et al. 2000). La préférence alimentaire du cerf peut conduire à la réduction voire à l'élimination de certaines espèces au bénéfice d'autres espèces délaissées par l'herbivore ou plus tolérantes au broutement (Crawley 1983, Augustine et McNaughton 1998). Autrement dit, le broutement sélectif peut affecter les relations compétitives interspécifiques et ainsi modifier la composition et la structure des communautés. Le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) a causé un appauvrissement des espèces herbacées des prairies sur l'île de Rhum, en Écosse

(Virtanen et al. 2002). En Pennsylvanie, le broutement par le cerf de Virginie a réduit la hauteur et la densité des semis, la diversité des espèces d'arbres et le recouvrement de *Rubus spp.* mais il a aussi augmenté l'abondance des fougères et des graminées (Tilghman 1989, Trumbull et al. 1989). Le daim (*Dama dama*) affecte sévèrement la survie des arbres dans le sud de l'Angleterre où les populations de *Rubus spp.* ont diminué de façon significative favorisant l'invasion de Ptéridium des aigles (*Pteridium aquilinum*) (Putman et al. 1989, Gill 1992). Cependant, les effets du broutement sélectif ne se limitent pas à des modifications dans la composition de la strate herbacée à l'intérieur des communautés végétales. Les strates arborescente, arbustive et la régénération peuvent aussi être modifiées directement ou indirectement.

Ainsi, aux États-Unis, de nombreuses études ont rapporté une corrélation négative entre la densité d'arbustes et la pression de broutement (Anderson et Loucks 1979, Alverson et Waller 1997, Healy 1997, Rooney et al. 2000). Le cerf de Sitka (*Odocoileus hemionus sitkensis*) aux îles de la Reine-Charlotte (Martin et Baltzinger 2002) compromet la régénération du thuya géant (*Thuja plicata*) dans les forêts d'Haida Gwaii. À l'île Royale, la régénération du sapin baumier (*Abies balsamea*) est inhibée par l'orignal et la proportion de sapin, dans les forêts de l'île, diminue graduellement (McInnes et al. 1992, Pastor et al. 1993, McLaren 1996).

### **Impacts au niveau des processus et de la structure de l'écosystème**

En forêt boréale, les effets des herbivores peuvent être particulièrement perturbateurs et persistants sur les processus écosystémiques (Snyder et Janke 1976, Naiman et al. 1988, Pastor et al. 1988, McInnes et al. 1992). La disponibilité des nutriments pour la croissance de la végétation est faible dans ces latitudes nordiques et la présence d'herbivores à forte densité accentue le problème en modifiant le cycle des nutriments. Le broutement sélectif diminue la qualité de la litière retournée au sol, ce qui ralentit le taux de minéralisation de l'azote (N) et réduit la production primaire nette (Pastor et al. 1993). Les conifères, à croissance lente et adaptés à des sols pauvres en N, présentent un avantage compétitif par rapport aux arbres décidus qui exigent un fort taux de N pour leur croissance rapide. Tel que l'illustre l'orignal dans la forêt boréale de l'île Royale, le patron de succession peut être modifié par le remplacement précoce des espèces décidues par les conifères suite aux changements dans les cycles biogéochimiques et la production des plantes (Bonan et Shugart 1989, McInnes et al.

1992, Pastor et Naiman 1992, Pastor et al. 1993). Par le broutement sélectif, les herbivores peuvent donc modifier la nature des relations compétitives interspécifiques en altérant le cycle et la dispersion des nutriments (Lindroth 1989, Crawley 1997). La perturbation des sols par le piétinement par exemple peut quand à elle créer de nouveaux microsites pour la germination des graines (Harper 1977, Edwards et Gillman 1987, Hutchings 1997).

Les fortes densités d'ongulés qui compromettent la régénération naturelle des forêts, modifient la composition des strates arbustives et herbacées. Ces changements peuvent réduire la qualité de l'habitat d'autres espèces animales telles que les oiseaux (deCalesta 1994, Fuller 2001), les petits mammifères (Putman et al. 1989, Flowerdew et Ellwood 2001), les invertébrés (Baines et al. 1994, Suominen et al. 1999) en modifiant la structure des peuplements (Gill 1992, Pastor et al. 1993, Anderson et al. 2001, Russell et al. 2001, Virtanen et al. 2002). Par exemple, en diminuant la densité des arbres des peuplements forestiers, les sites de nidification et d'alimentation des communautés d'oiseaux forestiers peuvent être altérés (Casey et Hein 1983, deCalesta 1994, McShea et Rappole 2000).

Le cerf de Virginie est très abondant dans plusieurs régions des États-Unis où il menace la biodiversité et l'équilibre des écosystèmes (Miller et Bratton 1992, Anderson et Katz 1993, Koh et al. 1996, McShea et Rappole 2000, Russell et al. 2001). En raison de l'ampleur de ses effets, directs et indirects sur les autres espèces animales et végétales, le cerf de Virginie a souvent été désigné comme une espèce-clé dans l'écosystème, c'est-à-dire une espèce sur laquelle l'intégrité du système repose (McShea et Rappole 1992, Waller et Alverson 1997, Rooney 2001).



## Histoire du cerf sur l'île d'Anticosti

La population de cerfs de Virginie introduite sur l'île d'Anticosti à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle est estimée entre 150 et 220 individus (Dixon 1968). Henri Menier, un riche chocolatier français, amateur de chasse et de pêche, est devenu propriétaire de l'île en 1895 et afin d'assouvir sa passion pour la chasse, il a souhaité transformer Anticosti en paradis de la chasse (McCormick 1996). Après l'acquisition de l'île et au fil du temps, plusieurs espèces ont été introduites par l'homme telles que l'orignal (*Alces alces*), le castor (*Castor canadensis*), le lièvre (*Lepus americanus*), la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) qui se sont implantées avec succès. Certaines espèces n'ont cependant pas réussi à s'adapter à ce nouvel environnement comme le bison (*Bison bison*), le caribou ou le renne (*Rangifer tarandus*) et le wapiti (*Cervus elaphus*). Parmi toutes les espèces de gros gibier, seul le cerf de Virginie a connu une croissance spectaculaire. Une telle croissance démographique semblait pourtant peu envisageable puisque cette île se situait au-delà de la limite nord de l'aire de répartition du cerf de Virginie dans l'est du continent et il y est exposé à un milieu peu productif, la forêt boréale. Cependant, en l'absence de prédateur et grâce à sa grande capacité d'adaptation face aux ressources, le cerf de Virginie s'est rapidement multiplié et a envahi toute la surface de l'île (7943 km<sup>2</sup>). Si l'on se base sur le modèle de Caughley (1976), seulement 30 ans après son introduction, le nombre de cerfs pourrait avoir atteint plus de 200,000 individus, pour subir par la suite un déclin suivi de fluctuations, qui se seraient stabilisées autour d'un équilibre depuis. Selon les tout premiers inventaires aériens réalisés à la fin des années 80, la population était estimée à 120 000 cerfs (Potvin et al. 1991). D'après le plus récent inventaire aérien réalisé sur l'île au cours de l'été 2001, on estime la population à 127,000 cerfs, soit près de 16 cerfs/km<sup>2</sup> (Rochette et al. 2003). Il semble néanmoins que cette estimation soit sujet à d'importantes variations interannuelles dues aux mortalités hivernales (Potvin et al. 2000) et que la tendance soit à la hausse au cours des dernières années (Coulombe 2002).

## Système cerf-plantes sur l'île d'Anticosti

Des effets négatifs du cerf sur la végétation d'Anticosti ont été rapportés dès les années 1930 (Rousseau 1950, Pimlott 1954a, Potvin et al. 2000). La strate arbustive a été appauvrie, avec la réduction ou l'élimination de plusieurs espèces ligneuses caractéristiques des forêts

boréales telles que *Cornus stolonifera*, *Acer spicatum*, *Taxus canadensis*, *Corylus cornuta*, *Viburnum edule*. Les espèces feuillues dans la strate arborescente (*Sorbus americana*, *Populus tremuloides*, *P. balsamifera*, *Prunus pennsylvanica*) sont rapidement devenues rares. La modification la plus préoccupante actuellement concerne le sapin baumier. La régénération de cette essence a été inhibée par le broutement du cerf et des peuplements presque purs d'épinette blanche (*Picea glauca*), une espèce peu broutée, remplacent progressivement les sapinières de l'île. L'influence du cerf sur la végétation risque à plus ou moins long terme d'entraîner la disparition du sapin (Potvin et al. 2000, Potvin et al. 2003). En effet, les sapinières résiduelles de l'île, qui sont dans une phase de décrépitude naturelle en raison de leur âge, vont disparaître dans quelques décennies (Potvin et al. 2000). Par la suite, la régénération du sapin ne semblant pas possible sur la majorité du territoire, on peut craindre des effets indirects sur l'ensemble des espèces animales et végétales associées à cet habitat. De plus, ce changement entraînera des répercussions marquées sur la population de cerfs puisque le sapin représente une source de nourriture et d'abri critique en hiver sur l'île (Boulet 1980, Huot 1982, Lefort 2002). À plus long-terme, la chasse au cerf pourrait être menacée par une diminution du cheptel, et conséquemment, les activités économiques de l'île pourraient être fortement compromises.

## Objectifs de l'étude

Le principal objectif de cette étude est de quantifier les effets à long terme du cerf sur la composition et la structure des communautés végétales en comparant un site en présence d'une forte densité de cerfs (Anticosti) avec un site sans cerf (Mingan).

Anticosti offre la rare opportunité d'évaluer les effets à long terme d'un grand herbivore sur la végétation. En effet, depuis plus de 50 ans (Pimlott 1954a, 1954b), on a observé des effets notables sur la végétation d'Anticosti alors que dans la majorité des autres systèmes, les effets de populations élevées de cerfs datent seulement de quelques années seulement. De plus, la présence de l'archipel de Mingan, situé à environ 35 km de l'île et qui longe la Côte Nord sur une centaine de kilomètres, constitue le meilleur site témoin disponible et présente une occasion unique de comparaison avec Anticosti. Cet archipel est formé d'une trentaine d'îles et d'îlots de différentes tailles qui partagent la même histoire géologique qu'Anticosti ainsi qu'un grand nombre d'autres similarités écologiques (climat, flore et faune). Le cerf de Virginie cependant, n'est pas présent sur l'archipel de Mingan.

L'étude vise plus particulièrement à évaluer l'effet du cerf sur la structure et la composition des strates arborescente, arbustive et herbacée de l'île d'Anticosti. Quatre milieux écologiques représentatifs des deux sites d'étude ont été retenus pour les fins de comparaison, soit : des sapinières matures, des aires de chablis récents dans les sapinières, des tourbières minérotrophes et des tourbières ombrotrophes.

Notre second objectif était d'évaluer la capacité de récupération des plantes de la sapinière lorsque la pression de broutement est supprimée à l'intérieur de surfaces clôturées (exclos).

## **Chapitre 1**

**Long-term effects of white-tailed deer on the structure  
and composition of heavily browsed boreal plant  
communities on Anticosti island**

## Introduction

Browsing by large herbivores may directly and indirectly alter forest structure (Frelich and Lorimer 1985, Koh et al. 1996, Virtanen et al. 2002), and/or plant community composition (Augustine and Frelich 1998, Crête et al. 2001, Kirby 2001). At a fine scale, herbivores affect individual plants on which they feed. Herbivory may reduce plant growth, survival, competitive ability and ultimately alter plant fitness (Putman et al. 1989, Crawley 1997, Rooney 1997, Augustine and Frelich 1998). Although some plant species may compensate for tissue loss (McNaughton 1983, Belsky 1986, Paige and Whitham 1987, du Toit et al. 1990), this compensation becomes impossible when herbivore pressure reaches a certain level (Bowen and Vuren 1997, Stromayer and Warren 1997, Anderson et al. 2001). At a larger scale, ecological processes such as nutrient cycling, soil mineralization as well as litter quality and quantity also may be affected (Pastor et al. 1993, Hobbs 1996, de Mazancourt and Loreau 2000, Wardle et al. 2001). Through these direct and indirect effects, herbivores may ultimately alter forest succession (Davidson 1993, Bowers 1997) as illustrated by browsing by moose (*Alces alces*) on Isle Royale (Risenhoover and Maass 1987). In this case, the herbivore altered the pattern of succession through changes in nutrient cycling so that the conifers took over from deciduous species in forest stands (McInnes et al. 1992, Pastor et al. 1993).

Cervids have greatly increased in abundance over the last decades in many temperate ecosystems of Europe and America, as exemplified by white-tailed deer in northeastern United States and more recently in southern Québec, Canada. White-tailed deer are selective browsers that feed on a wide variety of plants. They influence the abundance and diversity of preferred browsed species (Anderson and Katz 1993, Augustine and Jordan 1998, Anderson et al. 2001, Rooney 2001, Russell et al. 2001). This process usually results in the suppression or elimination of more palatable or more sensitive species and competitive release of unpalatable or browse-tolerant species (Gill 1992, Augustine and McNaughton 1998, Wardle et al. 2001, Bergquist et al. 2003). The abundance of understory perennials such as *Trillium grandiflorum*, *Clintonia borealis*, *Arisaema triphyllum*, *Maianthemum canadense* was found to be negatively correlated with intensity of deer browsing (Anderson 1994, Balgooyen and Waller 1995, Rooney 1997, Fletcher et al. 2001). The understory plant community may shift from diversified woody and herbaceous species to a reduced number of species dominated by ferns, grasses and woody plants that are browse-tolerant or not preferred by deer (Horsley and Marquis 1983, deCalesta 1997, Horsley

et al. 2003). High densities of deer also have been shown to have cascading effects throughout ecosystems, adversely affecting other groups of species such as songbirds, small mammals or invertebrates (Putman et al. 1989, Baines et al. 1994, deCalesta 1994, Flowerdew and Ellwood 2001).

The paradigm concerning the management of forest resources, including wildlife, has changed markedly during the last decades. Today, managers have to take into account the multiple resources of a territory in their planning. In this context, the management of herbivore populations may represent a great challenge. On the one hand, deer can represent a threat for the conservation of biodiversity and forest regeneration but on the other hand, deer abundance can be an attractive asset for hunters and tourists year after year, being a major local economic activity in many instances. Integrated management decisions, whose main objective is to bring deer density to a level compatible with the conservation of the natural flora and maintenance of an economically profitable forest, have to deal with these socio-economic considerations.

The presence of white-tailed deer at a high density over 50 years in the boreal environment of Anticosti Island provided a unique opportunity to assess the impacts of high herbivore density on the vegetation. The presence of Mingan Archipelago 35 km to the north offers an accurate control site because Mingan and Anticosti were similar in terms of geology, climate and biology prior to deer introduction, and deer are absent from Mingan. The objectives of our study were: 1) to assess the long-term effects of white-tailed deer browsing on the structure and composition of plant communities in four habitat types of Anticosti Island: mature balsam fir stands, windfalls in balsam fir stands, fens and bogs, by comparing their vegetation with that of Mingan islands, and 2) to assess the potential of recovery of the herbaceous and shrub layers from prolonged high browsing pressure, based on an exclosures experiment.

## **Study Area**

Anticosti island is a 7943 km<sup>2</sup> boreal forest area located in the Gulf of St. Lawrence (49°03'-49°55'N and 61°45'-64°35'W). Anticosti lies beyond the northern limit of white-tailed deer distribution (Gaspé peninsula).

Some 200 deer were introduced in 1896 on Anticosti, a predator free island. The population increased and spread rapidly until the early 1930's when the first major winter die-offs were

reported. In summer 2001, the population was estimated at 127 000 deer (16/km<sup>2</sup>) (Rochette et al. 2003). The first negative effects of browsing by deer on the island were reported about 30 years after its introduction (Rousseau 1950, Pimlott 1963, Marie-Victorin and Rolland-Germain 1969). Several woody plants were reduced or completely extirpated and the shrub layer below 250 cm, which corresponds to most intensive browsing interval for white-tailed deer, was virtually eliminated (Pimlott 1954a, 1954b, Huot 1982, Potvin 1985). Nowadays, the most dramatic modification concerns the decline of balsam fir (*Abies balsamea*) stands. Before the introduction of deer, fir stands were estimated to cover 40 % of the island but they have decreased by 50 % over the last century (Potvin et al. 2000). Forest harvesting, insect outbreaks, windfalls and fires are responsible for opening the primitive forest, but the main cause of the decline is browsing by deer that prevent balsam fir regeneration.

Mingan is a 97 km<sup>2</sup> archipelago about 85 km long. It is located 35 km north of Anticosti Island and is part of Park Canada network. It is composed of five major islands, Grande Île (25,4 km<sup>2</sup>), île à la Chasse (16,5 km<sup>2</sup>), île du Havre (8,6 km<sup>2</sup>), île Quarry (8,3 km<sup>2</sup>) and île Niapiskau (6,3 km<sup>2</sup>) and about thirty smaller islands.

We used the Archipelago of Mingan as a control site because it is similar to Anticosti in terms of environmental conditions. The underlying bedrock is mainly composed of Ordovician and Silurian limestones that derived from the same original shelf running along the north shore of the Gulf of St. Lawrence to Newfoundland. The channel between Mingan and Anticosti is due to erosion (Marie-Victorin 1938). Both sites benefit from the same type of sub-boreal climate with mild, wet and windy weather for much of the year due to the marine influence. The mean temperature ranges from -14°C in February to 15°C in July. The climate is characterised by cool summers and mild winters with abundant snow falls compared to the mainland. Finally, Anticosti Island and Mingan islands form one biological unit that differs markedly from the Gaspé Peninsula, the nearest mainland to the south, and from the North shore of the St. Lawrence (Roberge 1996).

The natural vegetation is typically boreal on both sites, with extensive stands of balsam fir and black spruce (*Picea mariana*) dominating the landscape. On Anticosti, white spruce (*P. glauca*), which is far less palatable to deer, is currently replacing balsam fir. Peatlands, dominated by ericaceous species, and black spruce and tamarack (*Larix laricina*) shrubs, are also abundant

throughout both areas. On Anticosti, deciduous species such as paper birch (*Betula papyrifera*), trembling aspen (*Populus tremuloides*) and balsam poplar (*P. balsamifera*) are mostly found in the tree stratum only. The forests of Mingan islands are more diversified with maples (*Acer spp.*), American mountain ash (*Sorbus americana*), Canada yew (*Taxus canadensis*) and red-osier dogwood (*Cornus stolonifera*) in the shrub layer (Dryade 1986a). Many botanists described the native and unique flora of Anticosti and Mingan (Marie-Victorin and Rolland-Germain 1969, MTF 1975, Grondin et al. 1983, Grondin et al. 1986) and many of them considered the two sites as a same ecological unit named Anticosti-Minganie (Marie-Victorin and Rolland-Germain 1969).

Two types of peatlands are present: fens, dominated by sedges, herbaceous plants and ericaceous dwarf shrubs (*Sanguinaria canadensis*, *Sarracenia purpurea*, *Potentilla fruticosa*, *Myrica gale*, etc.), and bogs, dominated by cloudberry (*Rubus chamaemorus*), black crowberry (*Empetrum nigrum*) and *Vaccinium spp.* The vegetation of the former is generally more diversified because of the higher mineral content of the water percolating through it (Payette and Rochefort 2001).

## Methods

### Sampling design

Field surveys were conducted from late June to late August 2001 in the western part of Anticosti and on five islands of the Mingan Archipelago (île du Havre, île du Fantôme, île Niapiskau, île Quarry, Grande Île) selected for their large size, their similarities with Anticosti in terms of forest composition and their accessibility (Fig. 1). We separated our sampling effort among four natural habitats of different ecological value for deer on Anticosti: mature fir stands because of their high utilization by deer in winter, recent (< 10 years) windfalls because they represent fir stands at an early stage of succession, and fens and bogs for their extended coverage on Anticosti and because they are also used by deer (22%). We sampled three or four replicates for each of these habitats in each site (Anticosti and Mingan). Three replicates were sampled for bogs because of their homogeneity among and within study sites. We only sampled three replicates for windfalls also because of their scarcity on Mingan. Overall, a total of 14 areas were therefore surveyed in each site (4 mature fir stands, 4 fens, 3 bogs and 3 windfalls). Coniferous trees occupied more than 75% of the total basal area in mature fir



stands (MFS), and balsam fir composed at least 75% of the basal area of coniferous trees. MFS and windfalls (W) were selected based on their age (MFS  $\geq$  60 years and W  $\leq$  10 years), height (MFS  $\geq$  12 m and W  $\leq$  4 m) and density (MFS and W, balsam fir cover  $\geq$  60%) as described on forest maps. These variables are the most accurate available on forest maps (Dussault et al. 2001). We used forest maps from the ministère des Ressources naturelles du Québec obtained from the interpretation of aerial photographs taken in 1998 and 1999 (Québec 1999). We also selected the fens and bogs from forest maps. No criterion was used for bogs because of the great similarity among sites, but we selected fens whose black spruce cover did not exceed 10% because this habitat type is avoided by deer. We randomly selected the habitats to survey among a series of easily accessible potential sites which had the required characteristics. In each of the selected site, we randomly positioned 20 sample points using the software ArcView GIS 3.2 (ESRI inc., Saratoga, Calif.). We used 20 m as the minimum distance between sample plots and between sample plots and habitat edges. These specifications also imposed a minimal area required for each habitat.

At each sampling point, we determined the species composition and relative abundance of woody and herbaceous vegetation including mosses and lichens. Specimens were identified to the species level in most cases, except for 17 genera (*Amelanchier*, *Aster*, *Carex*, *Eriophorum*, *Galium*, *Goodyera*, *Hieracium*, *Juncus*, *Ribes*, *Salix*, *Solidago*, *Spiranthes*, *Stellaria*, *Thalictrum*, *Trifolium*, *Urtica*, *Viola*) and six broader groups (grasses, ferns, mosses, lichens, horsetails and lycopods). The size of our plots differ between the stands according to the type of habitat and the layer sampled. The ground cover of shrubs and ericaceous species was estimated in 1 x 10 m plots in mature fir stands and in 1 x 5 m plots in windfalls and peatlands whereas the cover of herbs, ferns and mosses was estimated in 1 x 1 m plots. We counted tree seedlings by height class (**1**: 0-5cm, **2**: 5-10 cm, **3**: 10-30 cm) in a 4 m<sup>2</sup> circular plot. We visually estimated percent ground cover (vertical projection of the plant species to the ground) for each species according to the following cover classes: trace, <1%, 1-5%, 5-10%, 10-15%, 15-25%, 25-35%, 35-45%, 45-55%, 55-65%, 65-75%, 75-85%, 85-90, 90-95% and 95-100%. We also estimated the mean height of each vascular species using four classes: **1**: 0-10 cm, **2**: 10-30 cm, **3**: 30-60 cm, **4**: 60-100 cm in each plot.

We determined the composition of the tree layer by estimating the basal area (m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup>) of all tree species with a factor 2 metric wedge prism in each plot. The diameter at breast height

(DBH) of trees was also recorded which allowed us to estimate stem density ( $\text{ha}^{-1}$ ) by species (Grosenbaugh 1952). Trees  $<10$  cm at DBH were not recorded because the factor 2 wedge prism is not accurate for such small trees. We measured the height and age of two representative trees in 50% of the plots. Finally, we estimated the canopy closure (%) by counting the number of points every 1 m along a 20 m transect that overlapped with the canopy (Vales and Bunnell 1988, Potvin et al. 1999).

We estimated the intensity of browsing on each available woody stem between ground level and 200 cm according to these classes: 0% (none of the twigs browsed), 1-25%, 25-80%, 80-99% and 100%. Browsing by deer was easily distinguished from the sharp, angled cut browsing by the snowshoe hare (*Lepus americanus*), the only other browser inhabiting the study sites. We counted the number of pellet groups (old and recent ones) for deer and individual pellets for hare in each larger plots to obtain a relative index of habitat use by these herbivores.

At least, we used four pairs of 4 m<sup>2</sup> exclosures and control plots established in 1996 in mature fir stands of Anticosti to assess vegetation changes following the removal of deer browsing pressure. These exclosures were located in the same fir stands that were sampled, allowing the comparison of the vegetation inside the exclosure with the plants outside and on Mingan islands.

## Data analysis

We calculated species richness (number of species) and Shannon diversity index (H) (Magurran 1988) by habitat type and study site for the shrub and herbaceous strata:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

where  $p_i$  is the proportion of cover for each species in the sample. We also used Morisita index (Horn 1966) as a measure of overlap between the two sites, habitat types and strata:

$$C_\lambda = \frac{2 \sum_{i=1}^S x_i y_i}{(\lambda_x + \lambda_y)XY}$$

where  $S$  is the total number of species in both samples, species ' $i$ ' is represented  $x_i$  times in population  $X$  and  $y_i$  times in  $Y$ , and  $\lambda$  is the Simpson's index of diversity (Simpson 1949).  $C_\lambda$  varies from 0 when the samples are completely distinct (no species in common) to 1 when the samples are identical (Morisita 1959). For the calculation of  $C_\lambda$  and  $H$ , we only used species which occurred in more than 20% of the sampling plots and those covering on average more than 1% of the ground. All the statistical analyses were performed by habitat type because of the large differences in terms of species composition between these. We used the median of each cover and height classes as dependant variables. We used permutation tests (Legendre and Legendre 1998; pp 17-26) to compare diversity indexes (species richness and Shannon index), and height between study sites, by habitat types and strata. The permutation test is similar to an exact test but does not postulate any distribution of data. We calculated a browsing index by combining the occurrence and intensity of browsing to assess deer plant preference on Anticosti. We used a Kruskal-Wallis ANOVA to determine whether the number of herbivore pellets differed among habitat types and another non parametrical comparison analyses to test if there were differences between habitats (Sherrer 1984; pp 540-549). Statistical analyses were conducted with Systat (version 9.0) and SAS (version 8.2). A rejection level of 0.05 was used in all tests.

## Results

A total of 280 plots were sampled on Anticosti and on Mingan in an equal number of replicates for each site. We found a total of 86 and 84 kinds of vascular plant species (each vascular plant identified to genera and grasses accounted for one species) on Anticosti and Mingan respectively, regardless of habitat type and stratum (Morisita index = 0.84). However, the total number of species recorded on the two sites was 114, a first indication that species composition differed between sites.

For all species, there were differences in presence/absence among habitats, so that species seem to be characteristic of the habitat type. The results are therefore presented by habitat type and stratum because composition differed markedly among habitat types and differences between study sites varied among strata.

## Mature fir stands

Except for total stem density and basal area, tree species composition of mature fir stands did not differ much between Anticosti and Mingan. Balsam fir accounted for > 80% of the total tree proportion in all fir stands. Other tree species were *Betula papyrifera*, *Picea glauca*, *Populus tremuloides* and *Sorbus americanus*. *Picea glauca* was recorded only on Anticosti whereas *Sorbus americanus* was found only in Mingan. Stand structure however differed between the two sites (Table 1) because of the higher proportion of small fir trees ( $10 \leq \text{DBH} \leq 20$  cm) in Mingan (Mingan average density = 2,200 stems/ha and Anticosti average density = 460 stems/ha;  $t = -2.38$ ;  $P = 0.03$ ). On average, trees with  $\text{DBH} \geq 10$  and  $< 20$  cm accounted for 87% and 64% of the total tree density on Mingan and Anticosti, respectively (Fig. 2). The same trend for smaller trees to be less abundant on Anticosti than on Mingan also existed within the 10-20 cm DBH tree class.

No shrubs were recorded in the plots located in the fir stands on Anticosti (Table 2) whereas shrub species commonly found in the boreal forest were present in Mingan. The number of fir seedlings of 0-5 cm ( $P = 0.1$ ) and 5-10 cm ( $P = 0.7$ ) did not statistically differ between the two sites. However, fir seedlings of 10-30 cm were over 100 times more abundant in Mingan ( $P < 0.01$ ) (Table 3).

The diversity of herb species ( $t = 3.08$ ,  $P = 0.02$  with  $H_{\text{Anticosti}} = 1$  and  $H_{\text{Mingan}} = 0.8$ ; Fig. 3) was higher on Anticosti than on Mingan. Ground cover of *Trientalis borealis* ( $P = 0.5$ ) and *Maianthemum canadense* ( $P = 0.2$ ) did not differ between Anticosti and Mingan. Even if the occurrence of *Cornus canadensis* in the sample plots did not differ between the two sites (Table 2), ground coverage of the species was higher in Mingan ( $P = 0.04$ ). Cover of *Linnaea borealis*, a common but small herb species also did not differ between sites ( $P = 0.5$ ; Table 2). *Clintonia borealis* was detected only in Mingan (Table 2). Finally we found no difference in height for any species between sites.

Ground cover of ferns ( $P = 0.4$ ) and mosses ( $P = 0.3$ ) did not differ between Mingan and Anticosti fir stands.

## Windfalls

Because we selected severe windfalls, trees were scarce or completely absent in these areas. In the shrub layer, we observed the same pattern as in mature fir stands, with very few woody species on Anticosti; white spruce was dominant, but balsam fir and white birch were also found on the island (Table 4). White spruce was not recorded in the windfalls of Mingan (Table 4) where balsam fir was the most abundant shrub species, followed by *Rubus idaeus* and *Ribes sp.*. Balsam fir seedlings recorded on Anticosti did not exceed 30 cm high (Table 3). Large woody debris (fallen trees) apparently protected balsam fir from browsing. The number of fir seedlings recruited to the 10-30 cm class was more abundant in windfalls than in mature fir stands on Anticosti ( $t = -2.21$ ,  $P = 0.02$ ) because they were protected by fallen trees. In the herbaceous stratum, we observed the same trends in windfalls as those observed in mature fir stands, with a higher diversity on Anticosti ( $t = 4.94$ ,  $P < 0.01$  with  $H_{\text{Anticosti}} = 0.978$  and  $H_{\text{Mingan}} = 0.445$ ; Fig. 3). As in mature fir stands, some herb species were found only on Anticosti (*Cirsium arvense*, *Urtica sp.*, *Rumex acetosella*, *Cerastium vulgare*) whereas other herb species were found only on Mingan (*Clintonia borealis*, *Solidago sp.*, *Aralia nudicaulis*) (Table 4). We did not detect differences in height and cover of all herb species present in both sites except for *Linnaea borealis* and *Cornus canadensis* for which ground coverage was higher on Mingan ( $t = -3.95$ ,  $P < 0.01$  and  $t = -2.94$ ,  $P = 0.02$ ).

## Peatlands

The most common shrub and ericaceae species in fens and bogs were *Potentilla fruticosa*, *Betula pumila*, *Myrica gale*, *Kalmia angustifolium*, *K. polyfolia*, *Ledum groenlandica*, *Cassandra caliculata* and *Andromeda glauca*. These species were found in both sites, with similar occurrence and ground cover (Tables 5 and 6). However, species commonly found in fens and bogs (*Potentilla fruticosa*, *Betula pumila*, *Myrica gale* and *Kalmia polyfolia*) were also eaten by deer on Anticosti (Table 7).

We found no difference in cover and height for herb species between sites in fens and bogs. Finally, ground cover of lichens was greater in bogs of Mingan compared to Anticosti (50% and 17%,  $t = -3.21$ ,  $P = 0.04$ ).

## Vegetation in the exclosures on Anticosti

Species such as *Abies balsamea*, *Rubus idaeus*, *Sorbus americanus* recovered within five years when protected from deer browsing (Table 8). Indeed, while these species were not found in the control plots accessible to deer, all were found in the fir stands of Mingan. *Cirsium sp.* and grasses were recorded only in browsed plots of Anticosti where as *Taxus canadensis* and *Goodyera sp.* (Orchidaceae) were found only in Mingan.

## Habitat use by deer and hare

Windfalls are the most intensively used habitat by deer, followed by mature fir stands, bogs and fens ( $Z = 76.9$ ,  $P < 0.01$ ; Table 9). Pellet of hares were very scarce compared to deer pellet groups on Anticosti. We did not find differences between number of pellets of hares between Anticosti and Mingan. Estimation of browsing shows that balsam fir was the most intensively browsed species (Table 7). *Betula sp.* were also systematically browsed by deer but most surprisingly, even shrub species such as *Potentilla fruticosa*, *Myrica gale*, or *Kalmia spp.*, commonly found in peatlands but not considered deer forage, were browsed with variable intensities in summer.

## Discussion

Mature balsam fir stands and recent windfalls were the habitats that differed most between Anticosti and Mingan in terms of vegetation. Deer browsing affected species abundance and composition in all height strata. At the species level, *Abies balsamea*, *Rubus spp.*, *Ribes spp.*, *Clintonia borealis*, *Potentilla fruticosa* and *Betula spp.* were the most affected species on Anticosti.

## Mature fir stands

Saplings of all tree species were almost absent on Anticosti as compared to Mingan which explains why almost no balsam fir stand has become established since 1930 (Potvin et al. 2003). The shrub layer has also completely disappeared from the fir stands on Anticosti. Species such as *Taxus canadensis*, *Acer spicatum*, *A. rubrum* and *Sorbus americanus*, which are common on Mingan, have been extirpated or were severely reduced on Anticosti. Boreal woody plants vary greatly in terms of palatability to mammalian herbivores (Bryant and Kuropat 1980, Bryant et al. 1983, Bryant et al. 1989). Deciduous species are particularly

affected by browsers because they are usually preferred over conifers. Because of deer selective herbivory, deciduous stems on Anticosti were present in conifer stands only in the tree stratum and we did not encounter any stems of deciduous species in the shrub layer in our 80 sample plots within mature balsam fir stands. The regeneration of balsam fir also is seriously hampered and even prevented in some locations (Potvin and Laprise 2002). On Anticosti, fir stands offer food and shelter to deer during winter (Huot 1982), but balsam fir is actually browsed all year-long (Potvin and Laprise 2002). Nevertheless, the density of small fir seedlings (0-5 and 5-10 cm) on Anticosti was comparable to Mingan which suggests that differences are not related to poor seed production or germination rate. The problem is rather caused by deer browsing which inhibits fir growth as indicated by the scarcity of balsam fir in the 10-30 cm height class in all habitat types. According to Horsley and Marquis (1983) and Horsley et al. (2003), deer browsing should indirectly benefit grasses, sedges and ferns and a dense ground cover by these species should further inhibit the establishment of tree seedling. We detected a greater abundance of grasses on Anticosti compared to Mingan. Ferns, however, did not show this trend in the western part of the island.

Herbaceous vegetation differed between sites with a higher diversity of herbs on Anticosti in the mature fir stands. The differences observed in understory forest composition and structure on Anticosti could be explained by the cumulative effects of absence of fir regeneration, the reduction in shrub density and more light reaching the ground in the mature balsam fir stands. The increased penetration of light through the canopy on Anticosti may at least partly explain why species richness was greater there. However, even if herbaceous plant diversity is greater on Anticosti, herb morphology may be altered, especially for preferred species. For example, stem and scape height of *Trillium grandiflorum* and *Clintonia borealis* have been reported to be negatively correlated with the intensity of deer browsing (Anderson 1994, Balgooyen and Waller 1995). Deer may affect the vigor and the reproductive success of browsed species by removing large flowering individuals (Anderson et al. 2001). With repeated browsing, plants become smaller and flowering may cease due to the reallocation of resources used for growth and reproduction (Anderson 1994, Shelton and Inouye 1995, Augustine and McNaughton 1998). In our study, we did not detect any difference in height of the different species between Anticosti and Mingan. Narrower height classes and an index of reproductive success (number of flowers and fruits) might have been more powerful to assess the effect of browsing in this

stratum. We recommend also a measure of foliar area for such survey instead of a measure of height. *Clintonia borealis*, a typical boreal species, was not found in any of the sample plots on Anticosti. We suggest that this is apparently the result of high selective browsing by deer on this species (Balgooyen and Waller 1995). Other understory species such as *Maiianthemum canadense*, *Cornus canadensis*, *Linnaea borealis* or *Trientalis borealis*, did not seem to be affected as much as *Clintonia borealis*. However, species belonging to the same family, such as *Maiianthemum* and *Clintonia* may show strong differences in their reproductive and growth strategies and response to herbivory (Lamoureux 2002). Finally, some common small size boreal species: *Coptis groenlandica*, *Oxalis montana* and *Mitella nuda* were only recorded in our sample plots on Anticosti although these species are present on Mingan (Dryade 1986b). Such differences may be explained by local site characteristics or by a combination of their ability to tolerate browsing and a reduction of other competitive species.

### **Windfalls**

The only balsam fir stems present in the shrub layer on Anticosti were in windfalls; although they were also severely browsed (100% of the twigs) and had a typical “bonsai-like” morphology (Chouinard and Filion 2001). Normally, we should have found a dense balsam fir regeneration, after a disturbance such as a windfall in a mature balsam fir stand with a sufficient bank of seedlings. However, our results show a very low density of regeneration in this habitat type on Anticosti as compared to Mingan. A large proportion of seedlings are apparently protected from deer browsing by woody debris, but when they reach about 30 cm they become exposed to browsing during the snowfree period. Chouinard and Filion (2001) reported browsing rates of 37 % on seedlings <30 cm and 100% on saplings (>30 cm) in a semi-closed second growth site in Anticosti. Potvin et al. (2003) recently estimated that 26 % of the small fir seedlings are browsed in the forests during the snowfree period, so that very few can ever reach 30 cm.

The replacement of balsam fir by white spruce could be explained by a lower browsing rate on spruce. White spruce was absent from our sampling plots of windfalls on Mingan but was present at the shrub stage in mature fir stands. This suggests that balsam fir may have a natural competitive advantage over white spruce, which would prevent its germination or growth in closed fir stands (Lieffers et al. 1996). After a windfall, early succession plants find optimum



sunlight conditions for germination and establishment. Herbs also differed between sites with a higher diversity in Anticosti. Contrary to fir stands where no difference was observed, we found differences in cover of *Cornus canadensis* and *Linnaea borealis* in windfalls. Because windfalls are more intensively used by deer than fir stands in summer, the impact on vegetation may be heavier. After 5-6 years, heliophilous herbs and woody species had colonized the windfalls on both sites. On Mingan, the absence of deer explains the presence of *Rubus idaeus*, *Ribes spp.*, *Solidago spp.* and *Aralia nudicaulis*. On Anticosti, as a result of heavy browsing, especially on woody species, the site is left open to invasion by other opportunistic and low palatability species such as *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Urtica sp.*, *Rumex acetosella*, *Cerastium vulgare* and grasses. Those invasive species appear to be favored in presence of deer compared to native species as they were not present in our sample plots on Mingan.

### **Peatlands**

We found no difference in height and cover of shrub and herb species in bogs and fens. In these habitats, the species composition was similar in both sites, which could be explained by the dominance of ericaceous species, usually not consumed by deer. However, even such an usually unsuitable habitat is disturbed by deer. Shrubs such as *Potentilla fruticosa*, *Betula pumila*, *Myrica gale* and even ericaceous shrubs such as *Kalmia spp.* or *Andromeda glauca*, are browsed by deer at varying intensity. Moreover, we found that lichens are less abundant in bogs on Anticosti which might be generated by trampling. Little is known about the suitability of peatlands to deer, but our results suggest that white-tailed deer on Anticosti use all available habitats. More research is needed to determine the value of peatlands to white-tailed deer on Anticosti. Recent aerial surveys indicated that deer density in the eastern part of the island, where fens and bogs dominate the landscape, is comparable and even higher than that measured in the large areas dominated by balsam fir stands (Rochette et al. 2003)

### **Vegetation in the exclosures on Anticosti**

Deer modified the plant community composition and structure through selective herbivory on Anticosti. This change favors the spreading of unpalatable and tolerant plant species. *Cirsium spp.* are favored by their spines which make them unpalatable and are known for their ability to invade sites, whereas grasses can tolerate high grazing intensities (McNaughton 1979).

Contrary to other herbaceous species, whose meristem (living parts) is located at the upper stem of the plant, grasses cumulate their meristem at the bottom of the stem, which constitutes an advantage to tolerate browsing.

In the mature fir stands, some woody and herbaceous species reappeared during the first five years after release of browsing in exclosures. These species such as *Abies balsamea*, *Sorbus americanus*, *Rubus idaeus* were still present in the seed bank or on the ground as very small seedlings. Several studies have shown that browse-intolerant species have the potential to reestablish themselves following removal of browsing pressure, but recovery may be slow (Ross et al. 1970, Anderson and Katz 1993). Species found in Mingan but that did not recover inside the exclosures may not be definitively extirpated on Anticosti. Due to its slow growth rate, *Taxus canadensis* may require longer periods of time to reestablish (Allison 1990). The absence of rare species such as *Goodyera sp.* in the exclosures may be explained by its natural scarcity.

### **Habitat use by deer and hare**

Pellet results showed that windfall is the most intensively used habitat. Aerial surveys indicate that mature fir stands are most intensively used in winter by deer (Potvin and Gingras 2002) and that peatlands are less used compared to the other habitats at any season even if they are apparently occasionally frequented on Anticosti compared to the mainland. Windfalls, as other open habitats, are attractive to deer for their food availability and nearly escape cover in summer.

### **Conclusion**

Deer browsing affected species abundance and composition on Anticosti island. It is unlikely that the differences between the vegetation of Anticosti and Mingan are due to factors other than deer browsing. Indeed, herbaceous and woody species rapidly recovered in exclosures, which clearly demonstrates the effects of deer browsing on vegetation communities. Moreover, since 1930, many studies have already reported deer impacts on vegetation on Anticosti (Pimlott 1963, Huot 1982, Chouinard and Filion 2001, Hébert and Jobin 2001, Potvin et al. 2003). No accessible sites were released by deer on Anticosti so Mingan operates as the best available control site for the comparison. We based our interpretation on species that were

most frequently observed in our sample plots and that are characteristic of the boreal forest. Marie-Victorin and Rolland-Germain noted 845 vascular taxa on Anticosti and 496 taxa on Mingan during their reconnaissance excursions between 1917 and 1926 which corresponds to the first negative reports of deer impacts on vegetation (Marie-Victorin and Rolland-Germain 1969). The surveys were only qualitative at that time and one could argue that the greater diversity on Anticosti is explained by its greater size (MacArthur and Wilson 1967). Majority of species used in our comparisons (103/114 species), were identified by these botanists at the beginning of the XX<sup>th</sup> century on both sites, except for *Urtica sp.* and *Veronica officinalis* (Marie-Victorin and Rolland-Germain 1969). However, nine of the 114 species identified in our field surveys in 2001 and only present on Anticosti, have been already only recorded on Anticosti during the first botanizing excursions. We therefore suggest that deer browsing is the major disturbance factor explaining differences between sites. Deer, however, may not be directly responsible for the reduction of all species that differed between sites. Deer may have affected some species indirectly by modifying environmental conditions (light, soil characteristics, competition between species) so that habitat became less suitable to some species.

More research on plant-herbivore interactions is required to properly manage abundant deer populations with respect to economic activities and ecosystem sustainability. Indeed, hunting, logging and recreation tourism represent the major economic activities on Anticosti but their success relies on deer abundance. It is a priority to explore management avenues to bring deer densities to levels compatible with the conservation of the natural flora and balsam fir regeneration maintaining hunting as the major lucrative activity. Developing management solutions to this problem is a major ecological challenge of the next decades.

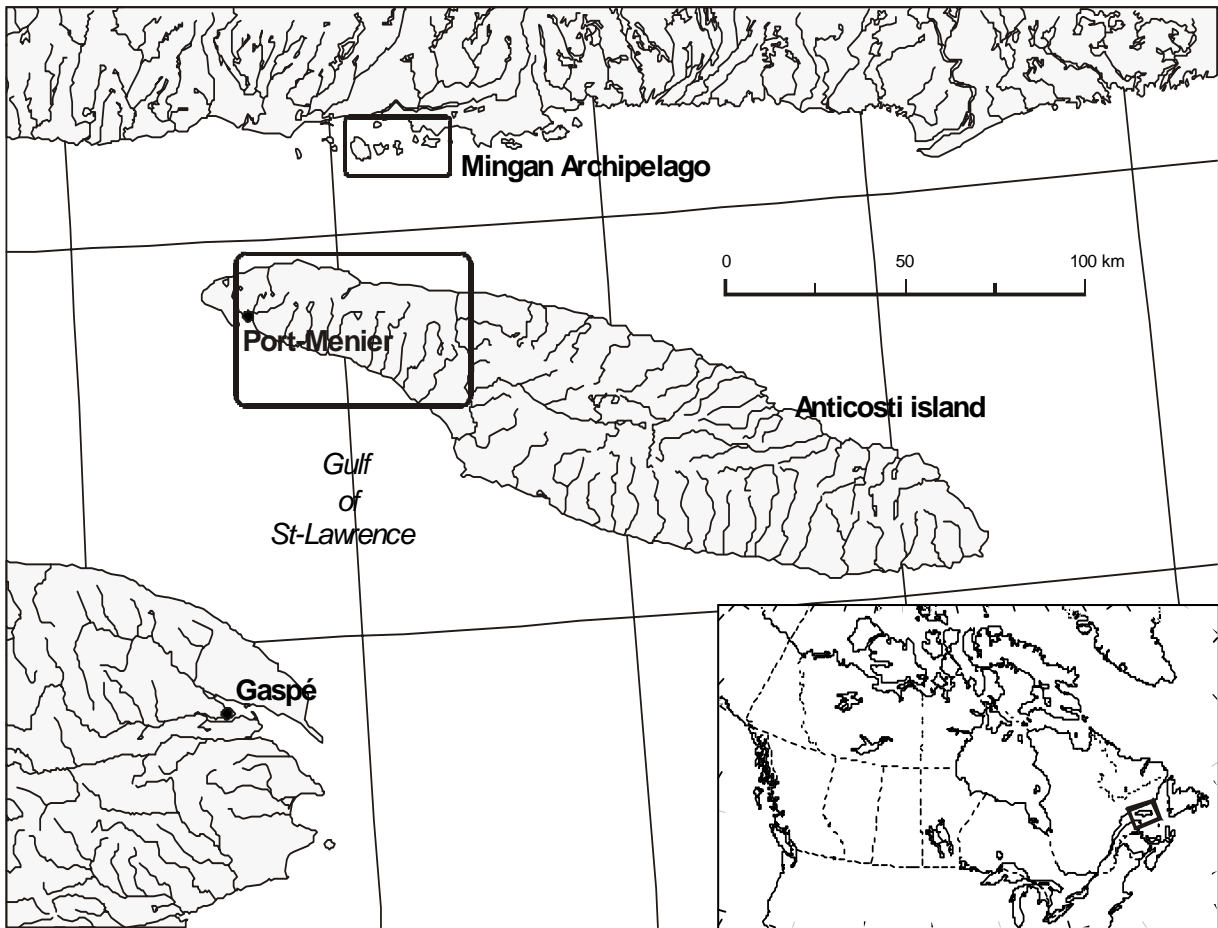


Figure 1. Location of areas sampled on Anticosti island and in the Mingan Archipelago. Randomly sampled plots were distributed within the rectangles

Table 1. General characteristics of the four habitat types (mature fir stands, windfalls, fens and bogs) sampled on Anticosti (deer) and on Mingan (no deer)

	Anticosti	Mingan	P
<b>Mature fir stands</b>			
Dominant tree species	<i>Abies balsamea</i> , <i>Picea glauca</i>	<i>Abies balsamea</i> , <i>Betula papyrifera</i>	
Total density (stems ha <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	850 ± 290	2,300 ± 590	0.02
Basal area (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	40 ± 4	46 ± 4	0.02
Tree age (years) <sup>a</sup>	76 ± 4	84 ± 10	0.2
Height (m) <sup>a</sup>	15 ± 1	13 ± 1	0.06
Canopy closure (%) <sup>a</sup>	68 ± 7	75 ± 3	0.1
<b>Windfalls</b>			
Regeneration age (years)	5 <sup>b</sup>	5-6 <sup>c</sup>	
<b>Fens</b>			
Dominant species	<i>Potentilla fruticosa</i> , <i>Myrica gale</i>	<i>Potentilla fruticosa</i> , <i>Myrica gale</i>	
<b>Bogs</b>			
Dominant species	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Empetrum nigrum</i> , <i>Sphagnum fuscum</i> and <i>Cladina sp.</i>	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Empetrum nigrum</i> , <i>Sphagnum fuscum</i> and <i>Cladina sp.</i>	

<sup>a</sup> Values are means ± SE

<sup>b</sup> Windfalls of 1996 identified from forest maps

<sup>c</sup> Age based on regeneration of deciduous shrubs

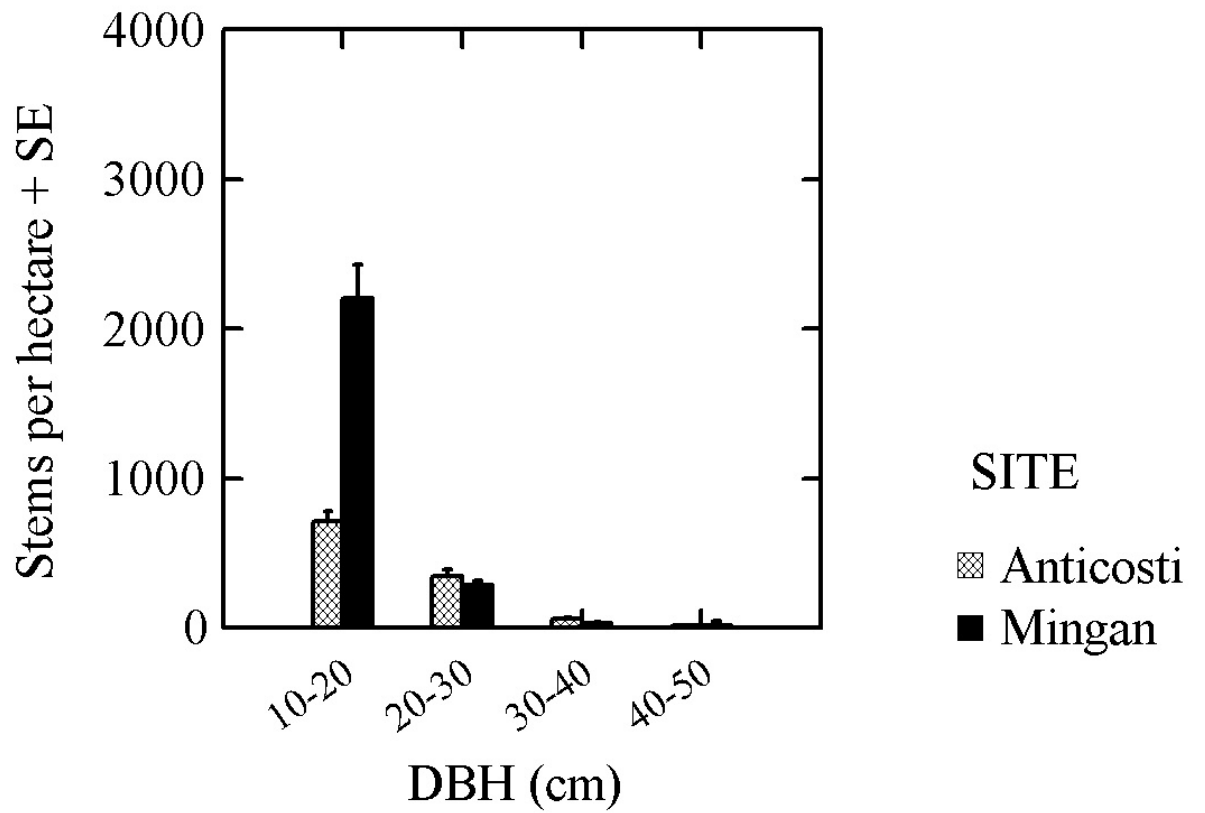


Figure 2. Mean ( $\pm$  SE) density of balsam fir trees (by 10 cm DBH classes) in mature fir stands (n=4) of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Table 2. Occurrence (%; n = 80) and cover (%) of woody and herbaceous species in mature fir stands of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Species	Occurrence (%)		Cover <sup>a</sup> (%)	
	Anticosti	Mingan	Anticosti	Mingan
<b>Woody species (&lt; 200 cm)</b>				
<i>Abies balsamea</i>	- <sup>b</sup>	89	-	30.5
<i>Acer spicatum</i>	-	9	-	0.5
<i>Betula papyrifera</i>	-	21	-	2.5
<i>Picea glauca</i>	-	5	-	0.5
<i>Sorbus americanus</i>	-	19	-	0.01
<i>Taxus canadensis</i>	-	15	-	20.5
<b>Herbaceous species</b>				
<i>Clintonia borealis</i>	-	74	-	8
<i>Coptis groenlandica</i>	47	-	2.5	-
<i>Cornus canadensis</i>	69	81	0.5	2.5
Grasses	35	-	2.5	-
<i>Linnaea borealis</i>	30	66	2.5	2.5
<i>Maianthemum canadensis</i>	90	72	2.5	2.5
<i>Mitella nuda</i>	36	-	0.5	-
<i>Oxalis montana</i>	26	-	2.5	-
<i>Trientalis borealis</i>	53	69	0.5	2.5

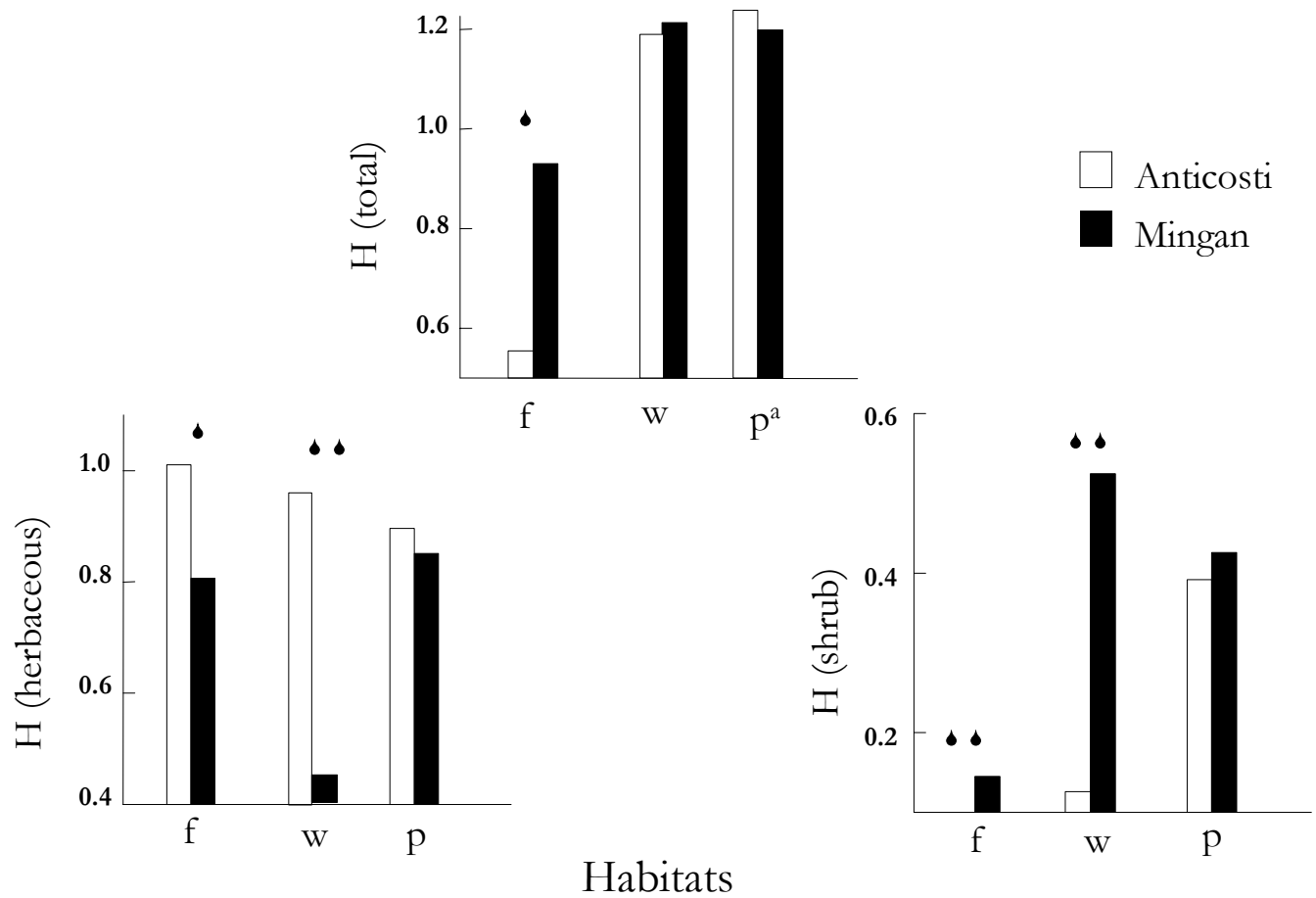
<sup>a</sup> Cover data correspond to the mode for each species

<sup>b</sup> "-" means that this species was never found in our plots

Table 3. Mean number of fir seedlings  $\pm$  SE ( $\text{ha}^{-1}$ ) according to their height classes, in the mature fir stands and in the windfalls of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Fir seedlings height classes (cm)	0-5	P	5-10	P	10-30	P
<b>Mature fir stands</b>						
Anticosti	79,500 $\pm$ 28,000	0.1	24,000 $\pm$ 7,000	0.8	200 $\pm$ 200	<0.01
Mingan	134,000 $\pm$ 68,000		26,000 $\pm$ 8,000		24,000 $\pm$ 12,000	
<b>Windfalls</b>						
Anticosti	5,000 $\pm$ 3,000	<0.01	7,000 $\pm$ 3,000	0.6	2,000 $\pm$ 400	<0.001
Mingan	14,000 $\pm$ 2,000		9,000 $\pm$ 4,000		5,000 $\pm$ 200	





\*  $p < 0.05$

\*\*  $p < 0.01$

Figure 3. Diversity (Shannon index) of total, herbaceous and shrub species in the mature fir stands (f), windfalls (w) and peatlands (p) of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

<sup>a</sup> fens and bogs were grouped as peatlands because there was no difference between these habitats

Table 4. Occurrence (%; n = 60) and cover (%) of woody and herbaceous species in windfalls of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Species	Occurrence (%)		Cover <sup>a</sup> (%)	
	Anticosti	Mingan	Anticosti	Mingan
<b>Woody species (&lt; 200 cm)</b>				
<i>Abies balsamea</i>	20	71	2.5	40.5
<i>Acer rubrum</i>	- <sup>b</sup>	22	-	0.5
<i>Acer spicatum</i>	-	21	-	30.5
<i>Betula papyrifera</i>	3	29	0.5	8
<i>Picea glauca</i>	56	-	30.5	-
<i>Ribes sp.</i>	-	24	-	20.5
<i>Rubus idaeus</i>	3	48	0.5	13
<i>Sorbus americanus</i>	-	19	-	2.5
<b>Herbaceous species</b>				
<i>Aralia nudicaulis</i>	-	10	-	2.5
<i>Cerastium vulgare</i>	11	-	0.5	-
<i>Cirsium arvense</i>	20	-	8	-
<i>Clintonia borealis</i>	-	62	-	8
<i>Cornus canadensis</i>	40	60	2.5	20.5
Grasses	52	-	2.5	-
<i>Linnaea borealis</i>	20	62	0.5	20.5
<i>Maianthemum canadensis</i>	65	43	2.5	0.5
<i>Oxalis montana</i>	35	-	2.5	-
<i>Rubus pubescens</i>	20	8	0.5	2.5
<i>Rumex acetosella</i>	18	-	2.5	-
<i>Solidago sp.</i>	-	18	-	13
<i>Trientalis borealis</i>	40	34	0.5	0.5
<i>Urtica sp.</i>	8	-	8	-

<sup>a</sup> Cover data correspond to the mode for each species

<sup>b</sup> "-" means that this species was never found in our plots

Table 5. Occurrence (%; n = 80) and cover (%) of ericaceae and herbaceous species in fens of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Species	Occurrence (%)		Cover <sup>a</sup> (%)	
	Anticosti	Mingan	Anticosti	Mingan
<b>Ericaceae species</b>				
<i>Andromeda glauca</i>	76 <sup>b</sup>	78	0.5	0.5
<i>Betula pumila</i>	-	9	-	0.5
<i>Cassandra caliculata</i>	31	8	8	2.5
<i>Kalmia angustifolium</i>	20	25	2.5	0.5
<i>K. polyfolia</i>	16	20	0.5	0.5
<i>Larix laricina</i>	59	49	20.5	13
<i>Ledum groenlandica</i>	57	58	0.5	0.5
<i>Myrica gale</i>	80	98	20.5	8
<i>Potentilla fruticosa</i>	61	70	13	13
<b>Herbaceous species</b>				
<i>Carex sp.</i>	76	78	13	2.5
<i>Eriophorum sp.</i>	13	28	2.5	13
<i>Sanguisorba canadensis</i>	42	47	0.5	2.5
<i>Sarracenia purpra</i>	28	33	0.5	2.5
<i>Smilacina trifolia</i>	20	46	0.5	0.5

<sup>a</sup> Cover data correspond to the mode for each species

<sup>b</sup> "-" means that this species was never found in our plots

Table 6. Occurrence (%; n = 60) and cover (%) of ericaceae and herbaceous species in bogs of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

Species	Occurrence (%)		Cover <sup>a</sup> (%)	
	Anticosti	Mingan	Anticosti	Mingan
<b>Ericaceae species</b>				
<i>Andromeda glauca</i>	40 <sup>b</sup>	5	0.5	0.5
<i>Cassandra caliculata</i>	85	87	20.5	20.5
<i>Empetrum nigrum</i>	92	97	2.5	13
<i>Kalmia angustifolium</i>	93	98	2.5	2.5
<i>K. polyfolia</i>	78	78	0.5	0.5
<i>Ledum groenlandica</i>	98	98	2.5	8
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	90	68	0.5	0.5
<i>Vaccinium angustifolium</i>	40	40	2.5	2.5
<b>Herbaceous species</b>				
<i>Rubus chamaemorus</i>	97	98	2.5	2.5
<i>Drosera rotundifolia</i>	90	65	0.5	0.5
<i>Sarracenia purpra</i>	24	14	0.5	0.5

<sup>a</sup> Cover data correspond to the mode for each species

<sup>b</sup> "–" means that this species was never found in our plots

Table 7. Median browsing index for woody species according to habitat, Anticosti island, summer 2001

Habitat type	Species	Browsing Index <sup>b</sup>
<b>Mature fir stands</b>	- <sup>a</sup>	-
<b>Windfalls</b>	<i>Abies balsamea</i>	100 <sup>c</sup>
	<i>Betula papyrifera</i>	52.5
<b>Fens</b>	<i>Potentilla fruticosa</i>	52.5
	<i>Betula pumila</i>	52.5
	<i>Myrica gale</i>	13
	<i>Kalmia polyfolia</i>	13
<b>Bogs</b>	<i>K. polyfolia</i>	13
	<i>K. angustifolium</i>	13
	<i>Andromeda glauca</i>	13

<sup>a</sup> No shrub or ericaceous species were available to deer in fir stands.

<sup>b</sup> Browsing index was recorded according to the following classes: 0% (none of the twigs were browsed), 1-25 %, 25-80%, 80-99% and 100% in each plot.

<sup>c</sup> Cover data correspond to the mode for each species

Table 8. Occurrence (×) of tree seedlings, shrubs and herbaceous species in mature fir stands of Anticosti and Mingan. Occurrence (presence/absence) on Anticosti was estimated in areas protected (exclosures) and not protected from deer browsing (open)

Species	Anticosti (open)	Anticosti (exclosures)	Mingan (no deer)
<i>Abies balsamea</i> (shrub)		×	×
<i>Epilobium angustifolium</i>		×	×
<i>Rubus idaeus</i> (shrub)		×	×
<i>Sorbus americanus</i>		×	×
<i>Cirsium arvense</i>	×		
<i>C. vulgare</i>	×		
Grasses	×		
<i>Goodyera sp.</i>			×
<i>Taxus canadensis</i>			×

Table 9. Mode and range of number of pellet groups (100 m<sup>-2</sup>) of deer and snowshoe hares in the 4 habitats of Anticosti (deer) and Mingan (no deer)

	Deer			Hare		
	Anticosti		Mingan	Anticosti		Mingan
<b>Mature fir stands</b>	30 a <sup>a</sup>	[0-230]	- <sup>b</sup>	0 a	[0-50]	0 a [0-30]
<b>Windfalls</b>	40 a	[0-420]	-	0 a	[0-20]	0 a [0-100]
<b>Fens</b>	0 b	[0-100]	-	-		-
<b>Bogs</b>	0 b	[0-325]	-	-		0 a [0-25]

<sup>a</sup> Values in the same column not sharing a common letter are significantly different (P < 0.05)

<sup>b</sup> "-" indicates that pellets were never found in our plots

## Literate cited

- Allison, T.D., 1990. The influence of deer browsing on the reproductive biology of Canada yew (*Taxus canadensis* Marsh.) I. Direct effect on pollen, ovule, and seed production. *Oecologia* 83, 523-529.
- Anderson, R.C., Corbett, E.A., Anderson, M.R., Corbett, G.A., Kelley, T.M., 2001. High white-tailed deer density has negative impact on tallgrass prairie forbs. *J. Torrey Botanical Soc.* 128, 381-392.
- Anderson, R.C., Katz, A.J., 1993. Recovery of browse sensitive tree species following release from white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) browsing pressure. *Biol. Conserv.* 63, 203-208.
- Anderson, R.C., 1994. Height of white-flowered trillium (*Trillium grandiflorum*) as an index of deer browsing intensity. *Ecol. Appl.* 4, 104-109.
- Augustine, D.J., Frelich, L.E., 1998. Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. *Conserv. Biol.* 12, 995-1004.
- Augustine, D.J., Jordan, P.A., 1998. Predictors of white-tailed deer grazing intensity in fragmented deciduous forests. *J. Wildl. Manage.* 62, 1076-1085.
- Augustine, D.J., McNaughton, S.J., 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *J. Wildl. Manage.* 62, 1165-1183.
- Baines, D., Sage, R.B., Baines, M.M., 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *J. Appl. Ecol.* 31, 776-783.
- Balگوoyen, C.P., Waller, D.M., 1995. The use of *Clintonia borealis* and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on plant communities in northern Wisconsin, USA. *Nat. Areas J.* 15, 308-318.
- Belsky, A.J., 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *Am. Nat.* 127, 870-892.
- Bergquist, J., Orlander, G., Nilsson, U., 2003. Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer. *New Forests* 25, 25-40.
- Bowen, L., Vuren, D.V., 1997. Insular endemic plants lack defenses against herbivores. *Conserv. Biol.* 11, 1249-1254.
- Bowers, M.A., 1997. Influence of deer and other factors on an old-field plant community: an eight-year exclosure study. In: McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (Eds.),



- The science of overabundance: deer ecology and population management. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp. 310-326.
- Bryant, J.P., Kuropat, P.J., 1980. Selection of winter forage by subarctic browsing vertebrates: the role of plant chemistry. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11, 261-285.
- Bryant, J.P., Chapin, F.S., Klein, D.R., 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. *Oikos* 40, 357-368.
- Bryant, J.P., Tahvanainen, J., Sulkinoja, M., Julkunen-Tiitto, R., Reichardt, P., Green, T., 1989. Biogeographic evidence for the evolution of chemical defense by boreal birch and willow against mammalian browsing. *Am. Nat.* 134, 20-34.
- Chouinard, A., Filion, L., 2001. Detrimental effects of white-tailed deer browsing on balsam fir growth and recruitment in a second-growth stand on Anticosti Island, Québec. *Ecoscience* 8, 199-210.
- Crawley, M.J., 1997. Plant-herbivore dynamics. In: Crawley, M.J. (Ed.) *Plant ecology*. Blackwell Science, Malden, MA, 717 pp.
- Crête, M., Ouellet, J.-P., Lesage, L., 2001. Comparative effects on plants of caribou/reindeer, moose and white-tailed deer herbivory. *Arctic* 54, 407-417.
- Davidson, D.W., 1993. The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. *Oikos* 68, 23-35.
- de Mazancourt, C., Loreau, M., 2000. Effect of herbivory on primary production, and plant species replacement. *Am. Nat.* 155, 734-754.
- deCalesta, D.S., 1997. Deer and ecosystem management. In: McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (Eds.), *The science of overabundance: deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 267-279 pp.
- deCalesta, D.S., 1994. Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *J. Wildl. Manage.* 58, 711-718.
- Dryade, 1986a. La végétation de l'archipel de Mingan. Tome 1: présentation de la classification et description des habitats, Préparé par le Groupe Dryade pour Parcs Canada, région du Québec, Québec, 108 pp.
- Dryade, 1986b. Flore vasculaire de l'archipel de Mingan. Tome 1: description et analyse, Préparé par le Groupe Dryade pour Parcs Canada, région du Québec, Québec, 199 pp.
- du Toit, J.Y., Bryant, J.P., Frisby, K., 1990. Regrowth and palatability of acacia shoots following pruning by African savanna browsers. *Ecology* 71, 149-154.
- Dussault, C., Courtois, R., Huot, J., Ouellet, J.-P., 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Can. J. For. Res.* 31, 1227-1234.

- Fletcher, J.D., McShea, W.J., Shipley, L.A., Shumway, D., 2001. Use of common forbs to measure browsing pressure by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) in Virginia, USA. *Nat. Areas J.* 21, 172-176.
- Flowerdew, J.R., Ellwood, S.A., 2001. Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74, 277-287.
- Frelich, L.E., Lorimer, C.G., 1985. Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forest in Michigan, USA. *Biol. Conserv.* 34, 99-120.
- Gill, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests : 1. deer. *Forestry* 65, 145-169.
- Grondin, P., Couillard, L., Bouchard, D., Thiéroult, R., 1983. Brève description et cartographie de la végétation de l'archipel de Mingan, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des réserves écologiques et des sites naturels en collaboration avec le groupe Dryade, conseillers en environnement, Québec, 174 pp.
- Grondin, P., Couillard, L., Bouchard, D., 1986. La flore vasculaire de l'archipel de Mingan. Tome 1: Description et analyse, Parcs Canada, région du Québec, 199 pp.
- Grosenbaugh, L.R., 1952. Plotless timber estimates-New, fast, easy. *J. For.* 50, 32-37.
- Hébert, C., Jobin, L., 2001. Impact du cerf de Virginie sur la biodiversité des forêts de l'île d'Anticosti: les insectes comme indicateurs. *Nat. Can.* 125, 96-107.
- Hobbs, N.T., 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildl. Manage.* 60, 695-713.
- Horn, H.S., 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *Am. Nat.* 100, 419-424.
- Horsley, S.B., Marquis, D.A., 1983. Interference by weeds and deer with Allegheny hardwood reproduction. *Can. J. For. Res.* 13, 61-69.
- Horsley, S. B., Stout, S. L., DeCalesta, D. S. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecol. Appl.* 13, 98-118.
- Huot, J., 1982. Body condition and food resources of white-tailed deer on Anticosti Island. Ph. D. Thesis, University of Alaska, Fairbanks, 240 pp.
- Kirby, K.J., 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74, 219-229.
- Koh, S., Watt, T. A., Bazely, D.R., Pearl, D.L., Tang, M., Carleton, T.J., 1996. Impact of herbivory of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plant community structure. *Asp. Appl. Biol.* 44, 445-450.
- Lamoureux, G., 2002. Flore printanière. Collaboration à la photographie: R. Larose. Fleurbec éditeur, Saint-Henri-de-Lévis, Québec, 575 pp.

- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam ; New York, 853 pp.
- Lieffers, V.J., Stadt, K.J., Navratil, S., 1996. Age structure and growth of understory white spruce under aspen. *Can. J. For. Res.* 26, 1002-1007.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (Eds.), 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203 pp.
- Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurements. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 179 pp.
- Marie-Victorin, F., 1938. Phytogeographical problems of eastern Canada. *Am. Midl. Nat.* 19, 489-558.
- Marie-Victorin, F., Rolland-Germain, F., 1969. Flore de l'Anticosti-Minganie. Presses de l'université de Montréal, Montréal, Québec, 527 pp.
- McInnes, P.F., Naiman, R.J., Pastor, J., Cohen, Y., 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73, 2059-2075.
- McNaughton, S.J., 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *Am. Nat.* 113, 691-703.
- McNaughton, S.J., 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40, 327-335.
- Morisita, M., 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memoirs of the Faculty of Science Thesis, Kyushu Univ.* In Horn, H. S., 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *Am. Nat.* 100, 419-424.
- MTF, 1975. Les grandes unités naturelles de l'île d'Anticosti. Ministère des Terres et Forêts, Service de l'Aménagement des terres, Québec, Québec.
- Paige, K.N., Whitham, T.G., 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory : The advantage of being eaten. *Am. Nat.* 129, 407-416.
- Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R.J., McInnes, P.F., Cohen, Y., 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 74, 467-480.
- Payette, S., Rochefort, L. (Eds.), 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses de l'Université Laval, Québec, Québec, 621 pp.
- Pimlott, D.H., 1954a. The effects of boreal deer-browsing on forest reproduction on Anticosti Island. Non published report, St-John, New-Foundland, 13 pp.
- Pimlott, D.H., 1954b. Deer-range conditions on Anticosti island, Newfoundland Department of Mines and Ressources, St-John, New-Foundland, 22 pp.

- Pimlott, D.H., 1963. Influence of deer and moose on Boreal forest vegetation in two areas of Eastern Canada, International union of game biologists, 116 pp.
- Potvin, F., 1985. Évolution de l'habitat du cerf de Virginie à Anticosti de 1978 à 1983. Direction de la faune terrestre. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Québec, 28 pp.
- Potvin, F., Beaupré, P., Gingras, A., Pothier, D., 2000. Le cerf et les sapinières de l'Île d'Anticosti, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 35 pp.
- Potvin, F., Laprise, G., 2002. Suivi de la banque de semis de sapin sur l'île d'Anticosti en relation avec le broutement du cerf. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Québec, 24 pp.
- Potvin, F., Gingras, A., 2002. L'habitat hivernal du cerf sur l'île d'Anticosti défini à partir des inventaires aériens de 1998, 1999, 2000. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Québec, 35 pp.
- Potvin, F., Bélanger, L., Lowell, K., 1999. Validité de la carte forestière pour décrire les habitats fauniques à l'échelle locale: une étude de cas en Abitibi-Témiscamingue. For. Chron. 75, 851-859.
- Potvin, F., Beaupré, P., Laprise, G., 2003, *in revision*. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: a 150-year process. *Ecoscience* XX, XXX-XXX.
- Putman, R.J., Edwards, P.J., Mann, J.E.E., Howe, R.C., Hills, S.D., 1989. Vegetational and faunal change in an area of heavily grazed woodland following relief from grazing. *Biol. Conserv.* 47, 13-32.
- Québec, 1999. Cartes écoforestières. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec.
- Risenhoover, K.L., Maass, S.A., 1987. The influence of moose on the composition and the structure of Isle Royale forests. *Can. J. For. Res.* 17, 357-364.
- Roberge, J., 1996. Géomorphologie de l'île d'Anticosti et de la région de la rivière Vauréal. État des connaissances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, 214 pp.
- Rochette, B., Gingras, A., Potvin, F., 2003. Inventaire aérien du cerf de Virginie de l'île d'Anticosti - Été 2001. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, in press.
- Rooney, T.P., 1997. Escaping herbivory: refuge effects on the morphology and shoot demography of the clonal forest herb *Maianthemum canadense*. *J. Torrey Botanical Soc.* 124, 280-285.
- Rooney, T.P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74, 201-208.

- Ross, B.A., Roger Bray, J., Marshall, W.H., 1970. Effects of long-term deer exclusion on a *Pinus resinosa* forest in North-Central Minnesota. *Ecology* 51, 1088-1093.
- Rousseau, J., 1950. Cheminements botaniques à travers Anticosti. *Can. J. Res.* 28, 225-272.
- Russell, F.L., Zippin, D.B., Fower, N.L., 2001. Effects of White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. *Am. Midl. Nat.* 146, 1-26.
- Shelton, A.L., Inouye, R.S., 1995. Effect of browsing by deer on the growth and reproductive success of *Lactuca canadensis* (Asteraceae). *Am. Midl. Nat.* 134, 332-339.
- Sherrer, B., 1984. Biostatistique. Gaetan Morin éditeur, Chicoutimi, Québec, 850 pp.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Stromayer, K.A.K., Warren, R.J., 1997. Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? *Wildl. Soc. Bull.* 25, 227-234.
- Vales, D.J., Bunnell, F.L., 1988. Comparaison of methods for estimating forest overstory cover. 1. Observer effects. *Can. J. For. Res.* 18, 606-609.
- Virtanen, R., Edwards, G.R., Crawley, M.J., 2002. Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. *J. Appl. Ecol.* 39, 572-583.
- Wardle, D.A., Barker, G.M., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Ghani, A., 2001. Introduced browsing mammals in New Zealand natural forests: aboveground and belowground consequences. *Ecol. Monogr.* 71, 587-614.

## Conclusion

Cette étude a permis de quantifier les effets de la présence prolongée de cerfs de Virginie à haute densité de population sur la structure et la composition des communautés végétales de l'île d'Anticosti. La comparaison entre Anticosti et Mingan montre que le cerf a modifié son environnement de façon marquée, en affectant la végétation dans les strates arborescente, arbustive et herbacée dans des habitats naturels (sapinières matures, chablis, tourbières) qui représentaient, tout habitat confondu, au moins 60 % de toute la surface de l'île avant l'introduction du cerf.

### Impacts au niveau de la plante

Des espèces communes dans les forêts boréales (e.g. *Clintonia borealis*, *Aralia nudicaulis*) n'ont pas été retrouvées dans les parcelles à Anticosti. Ces espèces semblent particulièrement sensibles à une forte pression de broutement. D'un autre côté, des espèces plus compétitrices ou peu utilisées par le cerf (e.g. *Cirsium spp.*, *Urtica sp.*, graminées) ont bénéficié de la présence du cerf pour coloniser les sapinières et les chablis. À l'exception des arbustes des tourbières, les plantes ligneuses feuillues ont presque toutes été éliminées de la strate arbustive sur l'île d'Anticosti suite au broutement sélectif du cerf. Actuellement, le sapin subit le même sort et risque de disparaître graduellement au profit de l'épinette blanche, une espèce peu préférée. Cette espèce semble d'ailleurs profiter d'un avantage compétitif par rapport au sapin qui était systématiquement brouté dans chaque parcelle où il apparaissait. Parmi les autres espèces ligneuses pour lesquelles nous avons relevé l'intensité du broutement, les arbustes tels que les jeunes *Betula papyrifera* et *B. pumila* ainsi que la *Potentilla fruticosa* semblent les plus affectés, suivis des éricacées, caractéristiques des tourbières et broutées à des intensités plus faibles et variables.

Cependant, les résultats montrent aussi qu'un certain nombre d'espèces (e.g. *Abies balsamea*, *Rubus idaeus*, *Epilobium angustifolium*) réapparaissent rapidement dans les sites rendus inaccessibles aux cerfs (exclos). Autrement dit, ces espèces sont présentes dans le sol sous forme de graines pour les herbacées du moins, et n'ont pas été définitivement extirpées de l'île. Ces espèces pourraient donc recoloniser les forêts de l'île si les densités de cerfs étaient réduites.

## Impacts au niveau des communautés végétales

La quantité de petits arbres entre 10 et 20 cm de DHP est inférieure à Anticosti comparativement à Mingan, ce qui indique que la régénération du sapin est inhibée à Anticosti. Le renouvellement des sapinières par de jeunes arbres n'étant plus assuré, on retrouve sur l'île peu de sapins âgés de moins de 70 ans. D'après nos résultats, on retrouve une quantité suffisante de semis de sapins (entre 0 et 10 cm) pour assurer de nouvelles sapinières, si on pouvait empêcher le cerf de les brouter tout l'été dès qu'ils dépassent 30 cm (Chouinard et Filion 2001, Potvin et al. 2003).

La strate herbacée présente par ailleurs des résultats inattendus. Nous avons trouvé une plus grande diversité d'herbacées dans les sapinières et les chablis d'Anticosti que dans les mêmes habitats à Mingan. Cependant, ce ne sont pas les mêmes espèces qui ont été recensées dans les deux sites. Autrement dit, les sapinières sur Anticosti ont une flore herbacée diversifiée, mais certaines espèces qui la composent, telles que *Cirsium arvense*, *Trifolium spp.*, les graminées, ne sont pas toutes typiques de ce milieu. Il serait intéressant de connaître la proportion d'espèces exotiques *vs.* indigènes dans de tels milieux par rapport à Mingan afin de déterminer si le changement du milieu causé par l'herbivore a favorisé l'invasion de certaines plantes.

## Impacts au niveau des processus et de la structure de l'écosystème

Au cours des prochaines années, des études seront entreprises afin d'évaluer les conséquences des changements de la composition et de la structure de la végétation sur les communautés animales de l'île. Les populations d'insectes, d'oiseaux et de petits mammifères sont particulièrement sensibles à la modification de leur habitat (Putman et al. 1989, deCalesta 1994, Suominen et al. 1999, McShea et Rappole 2000). La faune aviaire d'Anticosti semble riche et diversifiée et les grandes sapinières matures représentent un site de nidification recherché par une espèce charismatique, le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*). L'île entretient ainsi une relation spéciale avec la faune qui fascine plus d'un chercheur.

La modification de la litière retournée au sol suite au broutement par le cerf peut aussi nuire aux communautés d'invertébrés qui peuplent les sols. Hébert et Jobin (2001) ont d'ailleurs mesuré un appauvrissement des communautés d'insectes sur Anticosti par rapport aux

communautés des îles de Mingan. La diversité de mammifères indigènes est faible sur Anticosti et les seules autres espèces d'herbivores terrestres sont le lièvre d'Amérique et l'orignal qui ont été introduits et la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) qui est indigène. La compétition pour les ressources pourrait aussi affecter ces populations. La population d'originaux de l'île a été estimée à environ 600 individus en 1987 (MLCP 1987). Elle pourrait être beaucoup plus basse aujourd'hui (Christian Dussault, com. pers.). On croit également que l'ours noir (*Ursus americanus*) serait disparu de l'île suite à la disparition des petits fruits qui servaient à constituer ses réserves énergétiques pour l'hiver (Potvin et al. 2000).

### **Quel est l'avenir de la végétation sur l'île d'Anticosti?**

La flore d'Anticosti est unique en raison du sol calcaire qui permet la colonisation d'espèces dont certaines sont endémiques aux régions côtières du Golfe du Saint-Laurent et de la côte Est de l'Amérique du Nord. La présence de quelques refuges sur l'île comme par exemple certains canyons n'est pas suffisante pour envisager qu'ils permettront la conservation des espèces indigènes à l'île et, de toute façon, seules les espèces ripariennes seraient ainsi protégées. Dans un but de conservation, il faudrait donc intervenir de façon à préserver la flore et la faune associés aux habitats fréquentés par le cerf. De tels efforts nécessitent notamment de connaître les densités de cerfs compatibles avec la régénération de la végétation d'Anticosti, puisqu'on a observé la possibilité de réinvasion de certaines espèces dans les sapinières une fois la pression de broutement éliminée (Poirier 2002). Actuellement, les sapinières sont systématiquement clôturées à la suite d'une coupe forestière et on y pratique une chasse intensive aux cerfs sans bois, afin de réduire localement la densité.

Dans certains milieux cependant, il semble difficile de pouvoir revenir à l'état d'origine tant le système a été perturbé par le cerf. Par exemple, à la suite d'une perturbation comme un chablis ou une coupe, les graminées s'imposent comme les principales espèces compétitrices et colonisent ainsi le site en moins d'un an. Le calamagrostis du Canada (*Calamagrostis canadensis*) ainsi que les chardons et l'ortie sp. dominant, réduisant ainsi la disponibilité de sites de germination pour les autres espèces. Cet état est-il irréversible? Un projet de la Chaire de recherche CRSNG - Produits Forestiers Anticosti a démarré afin de déterminer si, au delà d'une densité critique de cerfs, les effets directs et indirects de la pression de broutement peuvent entraîner les communautés végétales vers de nouveaux états d'équilibres.



## **Quel est l'avenir du cerf sur l'île d'Anticosti?**

D'ici 50 ans, les peuplements de sapins, qui approchent de leur longévité biologique, vont vraisemblablement disparaître de l'île. En tombant au sol, les sapins vont d'abord offrir une abondante source de nourriture hivernale pour les cerfs (Potvin et al. 2000). Cependant, une fois cette source de nourriture épuisée, on peut anticiper un accroissement des mortalités hivernales, étant donné que l'habitat de prédilection de cerf aura disparu. Bien qu'il soit difficile de prévoir l'effet du phénomène sur la taille du cheptel, il est urgent de considérer dès maintenant les outils d'aménagement qui permettront de conserver les deux ressources principales de l'île, soit le cerf de Virginie et les sapinières. À cette fin, des expériences de régime alimentaire contrôlé ont débuté en hiver 2003 afin d'évaluer quelle proportion d'épinette blanche peut être tolérée dans le régime alimentaire hivernal du cerf pour lui permettre de survivre à l'hiver sachant que le sapin représente actuellement 70% du régime alimentaire du cerf en hiver à Anticosti (Lefort 2002).

Bien que les ressources et l'habitat d'hiver du cerf sur Anticosti soient préoccupants, nous ne devons pas négliger l'importance de l'habitat d'été où le cerf constitue ses réserves énergétiques lui permettant d'affronter le prochain hiver. Les peuplements ouverts tels que les coupes, les chablis et les épidémies d'insectes, représentent une abondante source de nourriture pour le cerf en été avec l'arrivée des plantes annuelles. Une étude, qui a débuté à l'été 2002, permettra d'évaluer le potentiel de cet habitat pour le cerf à Anticosti.

Il est surprenant de constater à quel point le cerf de Virginie a réussi à s'adapter à son nouvel environnement depuis son introduction sur l'île. Vu l'ampleur des effets négatifs du cerf sur la végétation, la population semble avoir dépassé la capacité de support du milieu à l'heure actuelle, cependant les prévisions de déclin de population que décrivent plusieurs modèles, ne sont pas encore réalisées (Caughley 1976, Potvin et al. 2000). En effet, malgré la période critique que représente l'hiver, le cerf a démontré une capacité insoupçonnée à s'adapter à ses ressources et même à moduler son environnement. Le cerf à Anticosti a-t-il maintenant atteint la limite de sa capacité d'adaptation, alors que la décrépitude des sapinières s'accélère? Il est difficile de concevoir comment le cerf pourra survivre à ce changement majeur de son environnement, cependant la fréquentation des tourbières en été, bien que moins assidue que les autres habitats, indique que l'utilisation alternative de milieux moins favorables pourrait faire partie de ses stratégies de survie. Le cerf de Virginie de l'île d'Anticosti a déjà démontré

une surprenante capacité d'adaptation de son régime alimentaire. Il est donc nécessaire de poursuivre les efforts de recherche afin de connaître de quelle façon le cerf exploite les différents habitats à Anticosti et quelles en sont les composantes clés.

## **Perspectives d'aménagement**

La situation d'Anticosti, bien qu'extrême, est loin d'être unique. On retrouve des problématiques semblables dans plusieurs régions du Canada, du Nord Est des États-Unis et en Europe.

À Anticosti, en absence d'interventions appropriées, le broutement intensif par le cerf de Virginie menace la survie des peuplements de sapinière caractéristiques de l'écosystème boréal de cette île. Cependant, l'élaboration de plans d'aménagement est particulièrement difficile car le cerf constitue à la fois une ressource pour l'économie locale et une menace à l'intégrité des écosystèmes de l'île. En effet, la chasse sportive, dont la qualité est exceptionnelle sur l'île, représente un chiffre d'affaires annuel de plus de 12 millions de dollars (Gingras 2002). Les décisions d'aménagement s'articulent donc autour d'intérêts à la fois écologiques, scientifiques et économiques. Il est nécessaire d'inclure de tels enjeux socio-économiques lors des prises de décisions en gestion intégrée des ressources. A cette fin, des études sur les interactions plantes-herbivores sont nécessaires pour améliorer notre compréhension du système et développer des outils d'aménagement qui répondent à la fois aux besoins de la société et qui assurent la pérennité et l'intégrité de l'écosystème. L'efficacité du gestionnaire dépend de sa compréhension du milieu dans lequel vit l'espèce y compris des interactions interspécifiques qui s'y déroulent.

## Bibliographie générale

- Albon, S.D., Mitchell, B., et Staines, B.W., 1983. Fertility and body weight in female red deer: a density-dependent relationship. *J. Anim. Ecol.* 52, 969-980.
- Alverson, W. S., et Waller, D. M. 1997. Deer populations and the widespread failure of hemlock regeneration in northern forests. Pages 280-297 dans McShea, W. J., Underwood, H. B., et Rappole, J. H. (éds.), *The science of overabundance: deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Anderson, R. C., et Loucks, O. L. 1979. White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) influence on structure and composition of *Tsuga canadensis* forests. *J. Appl. Ecol.* 16:855-861.
- Anderson, R. C. 1994. Height of white-flowered trillium (*Trillium grandiflorum*) as an index of deer browsing intensity. *Ecol. Appl.* 4:104-109.
- Anderson, R. C., Corbett, E. A., Anderson, M. R., Corbett, G. A., et Kelley, T. M. 2001. High white-tailed deer density has negative impact on tallgrass prairie forbs. *J. Torrey Botanical Soc.* 128:381-392.
- Anderson, R. C., et Katz, A. J. 1993. Recovery of browse sensitive tree species following release from white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) browsing pressure. *Biol. Conserv.* 63:203-208.
- Augustine, D.J., et McNaughton, S.J., 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *J. Wildl. Manage.* 62, 1165-1183.
- Augustine, D. J., et Frelich, L. E. 1998. Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. *Conserv. Biol.* 12:995-1004.
- Baines, D., Sage, R. B., et Baines, M. M. 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *J. Appl. Ecol.* 31:776-783.
- Balgooyen, C. P., et Waller, D. M. 1995. The use of *Clintonia borealis* and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on plant communities in northern Wisconsin, USA. *Nat. Areas J.* 15:308-318.
- Bazzaz, F. A., Chiariello, N. R., Coley, P. D., et Pitelka, L. F. 1987. Allocating resources to reproduction and defense. *Bioscience* 37:58-67.

- Belsky, A. J. 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *Am. Nat.* 127:870-892.
- Bonan, G. B., et Shugart, H. H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:1-28.
- Boulet, M. 1980. Bilan énergétique du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti durant l'hiver. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Québec. 204 pp.
- Bowers, M. A. 1993. Influence of herbivorous mammals on an old-field plant community: years 1-4 after disturbance. *Oikos* 67:129-141.
- Cargill, S. M., et Jefferies, R. L. 1984. The effects of grazing by lesser snow geese on the vegetation of a subarctic salt marsh. *J. Appl. Ecol.* 21:669-686.
- Casey, D., et Hein, D. 1983. Effects of heavy browsing on a bird community in deciduous forest. *J. Wildl. Manage.* 47:829-836.
- Caughley, G. 1976. Wildlife management and the dynamics of ungulate populations. Pages 183-246 dans Coaker, T. A. (éd.), *Applied biology*. Academic Press, New York, N.Y.
- Cederlund, G., et Bergström, R. 1996. Trends in the moose-forest system in Fennoscandia, with special reference to Sweden. Pages 265-281 dans DeGraaf, R. M., et Miller, R. I. (éds.), *Conservation of faunal diversity in forested landscapes*. Chapman & Hall, London, U.K.
- Chouinard, A., et Filion, L. 2001. Detrimental effects of white-tailed deer browsing on balsam fir growth and recruitment in a second-growth stand on Anticosti Island, Québec. *Ecoscience* 8:199-210.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., et Chapin III, F. S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899.
- Collins, S. L., Knapp, A. K., Briggs, J. M., Blair, J. M., et Steinauer, E. M. 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Nature* 280:745-747.
- Cornell, H. V., et Hawkins, B. A. 2003. Herbivore responses to plant secondary compounds: a test of phytochemical coevolution theory. *Am. Nat.* 161:507-522.
- Coulombe, M.-L. 2002. Les observations routières: un bon indice d'abondance pour le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) à l'île d'Anticosti. Rapport d'initiation à la recherche du baccalauréat, Université Laval, Sainte-Foy, Québec. 21 pp.
- Crawley, M. J. (éd.), 1983. *Herbivory- the dynamics of plant-animal interactions*. Berkeley, University of California Press. 437 pp.

- Crawley, M. J. 1997. Plant-herbivore dynamics. Pages 401-474 dans Crawley, M. J. (éd.) *Plant ecology*. Blackwell Science, Malden, MA.
- Crête, M., et Daigle, C. 1999. Management of indigenous North American deer at the end of the 20<sup>th</sup> century in relation to large predators and primary production. *Acta Vet. Hung.* 47:1-16.
- deCalesta, D. S. 1994. Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *J. Wildl. Manage.* 58:711-718.
- Dixon, R. V. 1968. Anticosti deer studies 1964-1967. Consolitatad-Bathursts Ltee, Rapport dactylographié. 7 pp.
- du Toit, J. Y., Bryant, J. P., et Frisby, K. 1990. Regrowth and palatability of acacia shoots following pruning by African savanna browsers. *Ecology* 71:149-154.
- Edwards, P. J., et Gillman, M. P. 1987. Herbivores and plant succession. Pages 295-314 dans Gray, A. J., Crawley, M. J., et Edwards, P. J. (éds.), *Colonization, succession and stability*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Flowerdew, J. R., et Ellwood, S. A. 2001. Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74:277-287.
- Fuller, R. J. 2001. Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry* 74:289-298.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., et Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *TREE* 13:58-63.
- Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests : 1. deer. *Forestry* 65:145-169.
- Gingras, A., 2002. Plan de gestion du cerf de Virginie 2002-2008. Zone 20-Anticosti. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec.
- Hairston, N. G., Smith, F. E., et Slobodkin, L. B. 1960. Community structure, population control and competition. *Am. Nat.* 94:421-425.
- Harbone, J. B. 1991. The chemical basis of plant defense. Pages 45-59 dans Palo, R. T., et Robbins, C. T. (éds.), *Plant defenses against mammalian herbivory*. CRC Press, Boca Raton, Floride.
- Harper, J. L. (éd.), 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London. 892 pp.
- Healy, W. M. 1997. Influence of deer in the structure and composition of oak forests in central Massassuchets. Pages 249-268 dans McShea, W. J., Underwood, H. B., et Rappole, J.

- H. (éds.), The science of overabundance: deer ecology and population management. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Hébert, C., et Jobin, L. 2001. Impact du cerf de Virginie sur la biodiversité des forêts de l'île d'Anticosti: les insectes comme indicateurs. *Nat. Can.* 125:96-107.
- Hixon, M. A., et Brostoff, W. N. 1996. Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on hawaian coral-reef algae. *Ecol. Monog.* 66:67-90.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildl. Manage.* 60:695-713.
- Hunter, M. 2001. Multiple approaches to estimating the relative importance of top-down and bottom-up forces on insect populations: experiments, life-tables, and time-series analysis. *Basic Appl. Ecol.* 2:294-311.
- Huntly, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *An. Rev. Ecol. and Syst.* 22:477-503.
- Huot, J. 1982. Body condition and food resources of white-tailed deer on Anticosti Island. Thèse de doctorat, University of Alaska, Fairbanks. 239 pp.
- Hutchings, M. J. 1997. The structure of plant populations. Pages 325-358 dans Crawley, M. J. (éd.), *Plant ecology*. Blackwell Science, Malden, MA.
- Klein, D.R., 1968. The introduction, increase, and crash of reindeer on St. Matthew island. *J. Wildl. Manage.* 32, 350-367.
- Koh, S., A.Watt, T., Bazely, D. R., Pearl, D. L., M.Tang, et Carleton, T. J. 1996. Impact of herbivory of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plant community structure. *Asp. Appl. Biol.* 44:445-450.
- Krebs, C. J. (éd.), 1994. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins College Publishers, New-York, 776 pp.
- Lefort, S. 2002. Habitat hivernal du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) à l'île d'Anticosti. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte Foy, Québec. 86 pp.
- Lindroth, R. L. 1989. Mammalian herbivore plant-interactions. Pages 163-206 dans Abrahamson, W. G. (éd.), *Plant-animal interactions*. McGraw-Hill, New York.
- Louda, S. M., Keeler, K. H., et Holt, R. D. 1990. Herbivore influences on plant performance and competitive interactions. Pages 413-444 dans Grace, J. B., et Tilman, D. (éds.), *Perspectives on plant competition*. Academic Press, San Diego, CA.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (éds.), 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 203 pp.

- Manseau, M., Huot, J., et Crête, M. 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: community and landscape level. *J. Ecol.* 84:503-513.
- Martin, J.-L., et Baltzinger, C. 2002. Interaction among deer browse, hunting, and tree regeneration. *Can. J. For. Res.* 32:1-11.
- Mattson, W. J., et Addy, N. D. 1975. Phytophagous insects as regulators of forest primary production. *Science* 190:515-522.
- Maxwell, B. 1992. Arctic climate: potential for change under global warming. Pages 11-34 dans F. S. Chapin III, Jefferies, R. L., Reynolds, J. F., Shaver, G. R., et Svoboda, J. (éds.), *Arctic ecosystems in a changing climate*. Academic Press, San Diego.
- May, R. M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269:471-477.
- McCormick, C. 1996. *Anticosti*. JCL, Chicoutimi. 283 pp.
- McCullough, D.R., 1984. Lessons from the George Reserve, Michigan. Pages 211-242 dans Halls, L.K. (éd.), *White-tailed deer, ecology and management*. Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- McInnes, P. F., Naiman, R. J., Pastor, J., et Cohen, Y. 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73:2059-2075.
- McLaren, B. 1996. Plant-specific response to herbivory: simulated browsing of suppressed balsam fir on Isle Royale. *Ecology* 77:228-235.
- McShea, W. J., Underwood, H. B., et Rappole, J. H. 1997. Deer management and the concept of overabundance. Pages 1-7. dans McShea, W. J., Underwood, H. B., et Rappole, J. H. (éds.), *The science of overabundance: deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- McShea, W. J., et Rappole, J. H. 2000. Managing the abundance and diversity of breeding bird through population of deer populations. *Conserv. Biol.* 14:1161-1170.
- McShea, W. J., et Rappole, J. H. 1992. White-tailed deer as keystone species within forest habitats of Virginia. *Virginia J. of Sci.* 43:177-186.
- Mech, L. D., McRoberts, R. O., Peterson, R. O., et Page, R. E. 1987. Relationship of deer and moose populations to previous winters' snow. *J. Anim. Ecol.* 56:615-627.

- Messier, F. 1991. The significance of limiting and regulating factors on the demography of moose and white-tailed deer. *J. Anim. Ecol.* 60:377-393.
- Messier, F. 1995. Is there evidence for a cumulative effect of snow on moose and deer populations? *J. Anim. Ecol.* 64:136-140.
- Messier, F., et Barrette, C. 1985. The efficiency of yarding behavior by white-tailed deer as an antipredator strategy. *Can. J. Zool.* 63:785-789.
- Miller, S. G., et Bratton, S. P. 1992. Impacts of white-tailed deer on endangered and threatened vascular plants. *Nat. Areas J.* 12:67-74.
- MLCP. 1987. Plan de gestion de l'orignal. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 45 pp.
- Naiman, R. J., Jonhston, C. A., et Kelley, J. C. 1988. Alteration of North American streams by beaver. *Bioscience* 38:753-763.
- Noy-Meir, I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *J. Ecol.* 63:459-481.
- Oechel, W. C., et Billings, W. D. 1992. Effects of global change on the carbon balance of arctic plants and ecosystems. Pages 139-168 dans F. S. Chapin III, Jefferies, R. L., Reynolds, J. F., Shaver, G. R., et Svoboda, J. (éds.), *Arctic ecosystems in a changing climate*. Academic Press, San Diego.
- Oksanen, L., et Oksanen, T. 2000. The logic and realism of the hypothesis of exploitation ecosystems. *Am. Nat.* 155:703-723.
- Olf, H., Brown, V. K., et Drent, R. H. (éds.), 1999. *Herbivores: between plants and predators*. Blackwell Science, Oxford. 639 pp.
- Olf, H., et Ritchie, M. E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *TREE* 13:261-265.
- Paige, K. N., et Whitham, T. G. 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory : The advantage of being eaten. *Am. Nat.* 129:407-416.
- Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F., et Cohen, Y. 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 74:467-480.
- Pastor, J., Naiman, R. J., Dewey, B., et McInnes, P. 1988. Moose, microbes and the Boreal forest. *Bioscience* 38:770-777.
- Pastor, J., et Naiman, R. J. 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *Am. Nat.* 139:690-705.



- Peterson, R. O. 1999. Wolf-moose interaction on Isle Royale: the end of natural regulation? *Ecol. Appl.* 9:10-16.
- Pimlott, D. H. 1954a. Deer-range conditions on Anticosti island. Newfoundland Department of Mines and Ressources.
- Pimlott, D. H. 1954b. The effects of boreal deer-browsing on forest reproduction on Anticosti Island. St-John, Terre-Neuve.
- Poirier, S. 2002. Effets du broutement intensif du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) sur la végétation et la régénération du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) à l'île d'Anticosti. Mémoire de fin d'études, Université de Moncton, Edmunston. 50 pp.
- Post, E., Peterson, R. O., Stenseth, N. C., et McLaren, B. 1999. Ecosystem consequences of wolf behavioural to climate. *Nature* 401:905-907.
- Post, E., et Stenseth, N. C. 1998. Large-scale fluctuation and population dynamics of moose and white-tailed deer. *J. Anim. Ecol.* 67:537-543.
- Post, E., et Stenseth, N. C. 1999. Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology* 80:1322-1339.
- Potvin, F., Breton, L., et Gingras, A. 1991. La population de cerfs d'Anticosti en 1988-1989. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 28 pp.
- Potvin, F., Beupré, P., Gingras, A., et Pothier, D. 2000. Le cerf et les sapinières de l'île d'Anticosti. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 35 pp.
- Potvin, F., Beupré, P., et Laprise, G. 2003. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: a 150-year process. *Ecoscience*, en révision.
- Putman, R. J., Edwards, P. J., Mann, J. E. E., Howe, R. C., et Hills, S. D. 1989. Vegetational and faunal change in an area of heavily grazed woodland following relief from grazing. *Biol. Conserv.* 47:13-32.
- Putman, R. J. (éd.), 1986. *Grazing in temperate ecosystems: large herbivores and the ecology of the new forest.* Timber Press, Portland. 210 pp.
- Rochette, B., Gingras, A., et Potvin, F. 2003. Inventaire aérien du cerf de Virginie de l'île d'Anticosti - Été 2001. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, *sous presse.*
- Rooney, T. P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74:201-208.

- Rooney, T. P., McCormick, R. J., Solheim, S. L., et Waller, D. M. 2000. Regional variation in recruitment of hemlock seedlings and saplings in the Upper Great Lakes, USA. *Ecol. Appl.* 10:1119-1132.
- Rooney, T. P. 1997. Escaping herbivory: refuge effects on the morphology and shoot demography of the clonal forest herb *Maianthemum canadense*. *J. Torrey Botanical Soc.* 124:280-285.
- Rosenthal, H. P., et Kotanen, P. M. 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. *TREE* 9:145-148.
- Rousseau, J. 1950. Cheminements botaniques à travers Anticosti. *Can. J. Res.* 28:225-272.
- Russell, F. L., Zippin, D. B., et Fower, N. L. 2001. Effects of White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. *Am. Midl. Nat.* 146:1-26.
- Scheffer, V. B. 1951. The rise and fall of a reindeer herd. *Sc. Mont.* 73:356-362.
- Shaver, G. R., et Kummerow, J. 1992. Phenology, resource allocation, and growth of arctic vascular plants. Pages 193-212 dans Chapin III, F. S., Jefferies, R. L., Reynolds, J. F., Shaver, G. R., et Svoboda, J. (éds.), *Arctic ecosystems in a changing climate*. Academic Press, San Diego.
- Sinclair, A. R. E. 1998. Natural regulation of ecosystems in protected areas as ecological baselines. *Wildl. Soc. Bull.* 26:399-409.
- Snyder, J. D., et Janke, R. A. 1976. Impact of moose browsing on boreal-type forests of Isle Royale National Park. *Am. Midl. Nat.* 95:79-92.
- Suominen, O., Danell, K., et Bergstrom, R. 1999. Moose, trees, and ground-living invertebrates: indirect interactions in Swedish pine forests. *Oikos* 84:215-226.
- Tilghman, N.G., 1989. Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania. *J. Wildl. Manage.* 53 :524-532.
- Trumbull, V.L., Zielinski, E.J., et Aharrah, E.C., 1989. The impact of deer browsing on the Allegheny forest type. *Northern. J. Appl. For.* 6:162-165.
- Virtanen, R., Edwards, G. R., et Crawley, M. J. 2002. Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. *J. Appl. Ecol.* 39:572-583.
- Waller, D. M., et Alverson, W. S. 1997. The white-tailed deer: a keystone herbivore. *Wildl. Soc. Bull.* 25:217-225.

- Webster, C. R., et Parker, G. R. 2000. Evaluaton of *Osmorhiza claytonii* (Michx.) C.B. Clarke, *Arisaema triphyllum* (L.) Schott, and *Actaea pachypoda* Ell. as potential indicators of white-tailed deer overabundance. Nat. Areas J. 20:176-188.
- Williams, C.E., Mosbacher, E.V., et Moriarity, W.J., 2000. Use of turtlehead (*Chelone glabra* L.) and other herbaceous plants to assess intensity of white-tailed deer browsing on Allegheny Plateau riparian forests, USA. Biol. Conserv. 92:207-215.

## **Annexes**

## Annexe 1. Liste des plantes répertoriées (\* = présence) dans les différents habitats selon les sites (Anticosti-Minganie) en été 2001.

NOM français	NOM latin	SAP <sup>1</sup>		CHA		TM		TO	
		80 <sup>2</sup>		60		80		60	
		A <sup>3</sup>	M	A	M	A	M	A	M
achillée millefeuille	<i>Achillea millefolium</i>			*					
actée rouge	<i>Actaea rubra</i>	*							
airelle à feuilles étroites	<i>Vaccinium angustifolium</i>					*	*	*	*
airelle canneberge	<i>Vaccinium oxycoccos</i>							*	*
airelle des marécages	<i>Vaccinium uliginosum</i>								
airelle vigne d'Ida	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	*							
amélanchier sp.	<i>Amelanchier sp.</i>			*					
anaphale marguerite	<i>Anaphalis margaritacea</i>					*	*	*	*
andromède glauque	<i>Andromeda glaucophylla</i>					*	*	*	*
aralie à tige nue	<i>Aralia nudicaulis</i>		*		*				
aréthuse bulbeuse	<i>Arethusa bulbosa</i>					*			
aster sp.	<i>Aster sp.</i>				*		*		
berce très grande	<i>Heracleum maximum</i>			*					
bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i>	*	*	*	*				
calypso bulbeux	<i>Calypso bulbosa</i>	*							
camarine noire	<i>Empetrum nigrum</i>							*	*
carex sp.	<i>Carex sp.</i>	*		*	*	*	*	*	*
cassandre caliculée	<i>Cassandra caliculata</i>					*	*	*	*
céraiste vulgaire	<i>Cerastium vulgatum</i>			*					
chardon des champs	<i>Cirsium arvense</i>	*		*					
chardon mutique	<i>Cirsium muticum</i>						*		
chardon vulgaire	<i>Cirsium vulgare</i>			*					
chiogène hispide	<i>Chiogenes hispidula</i>	*	*						
circée alpine	<i>Circaea alpina</i>			*					
clintonie boréale	<i>Clintonia borealis</i>		*		*				
comandre à ombelles	<i>Comandra umbellata</i>						*		
comandre livide	<i>Comandra livida</i>					*	*		
coniosélinum de Genesee	<i>Conioselinum chinense</i>	*							
coptide du Groenland	<i>Coptis groenlandica</i>	*		*	*				
cornouiller à feuilles alternes	<i>Cornus alternifolia</i>					*			
cornouiller du Canada	<i>Cornus canadensis</i>	*	*	*	*				
cornouiller stolonifère	<i>Cornus stolonifera</i>						*		
dicentre du Canada	<i>Dicentra canadensis</i>	*	*						
dierville chèvrefeuille	<i>Diervilla lonicera</i>	*		*					
épervière sp.	<i>Hieracium sp.</i>			*					
épilobe à feuilles étroites	<i>Epilobium angustifolium</i>			*	*				
épinette blanche	<i>Picea glauca</i>	*	*						
épinette noire	<i>Picea mariana</i>	*	*					*	*
<b>NOM français</b>	<b>NOM latin</b>	<b>SAP</b>		<b>CHA</b>		<b>TM</b>		<b>TO</b>	
		<b>A</b>	<b>M</b>	<b>A</b>	<b>M</b>	<b>A</b>	<b>M</b>	<b>A</b>	<b>M</b>



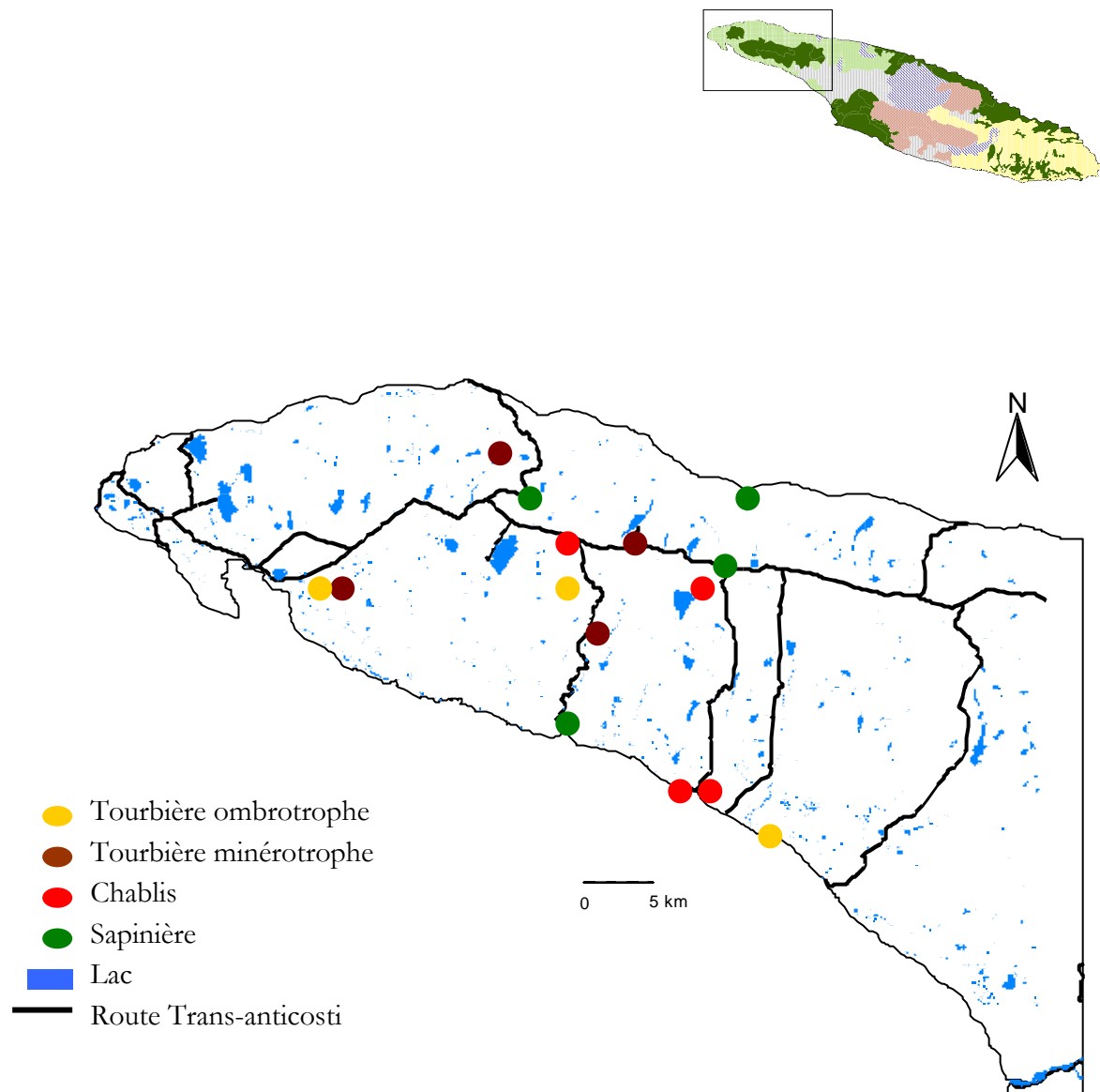
ronce pubescente	<i>Rubus pubescens</i>			*	*				
rossolis à feuilles rondes	<i>Drosera rotundifolia</i>					*		*	*
rossolis d'Angleterre	<i>Drosera anglica</i>							*	*
rossolis intermédiaire	<i>Drosera intermedia</i>			*				*	
sablina latéiflore	<i>Arenaria lateriflora</i>					*	*		
sanguisorbe du Canada	<i>Sanguisorba canadensis</i>			*	*				
sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>	*	*	*	*			*	*
sarracénie pourpre	<i>Sarracenia purpra</i>					*	*	*	*
saule sp.	<i>Salix sp.</i>						*		
séneçon appauvri	<i>Senecio pauperculus</i>					*	*		
smilacine trifoliée	<i>Smilacina trifolia</i>					*	*		
sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>		*		*				
spiranthe sp.	<i>Spiranthes sp.</i>			*			*		
stellaire sp.	<i>Stellaria sp.</i>			*					
streptope rose	<i>Streptopus roseus</i>	*		*					
tofieldie glutineuse	<i>Tiofeldia glutinosa</i>					*	*		
trèfle sp.	<i>Trifolium sp.</i>	*							
trèfle d'eau	<i>Menyanthes trifoliata</i>					*	*		
trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	*	*	*	*				
troscart maritime	<i>Triglochin maritima</i>					*	*		
utriculaire cornue	<i>Utricularia cornuta</i>					*	*		
verge d'or sp.	<i>Solidago sp.</i>		*		*	*	*		
véronique officinale	<i>Veronica officinalis</i>			*					
violette sp.	<i>Viola sp.</i>	*	*	*	*	*			
viorne à feuilles d'aulne	<i>Viburnum alnifolium</i>				*				
viorne à feuilles d'érable	<i>Viburnum acerifolium</i>				*				
zigadène glauque	<i>Zigadenus glaucus</i>						*		

<sup>1</sup> **SAP** : sapinière, **CHA** : chablis, **TM** : tourbière minérotrophe , **TO** : tourbière ombrotrophe

<sup>2</sup> Nombre de parcelles total dans chaque site .

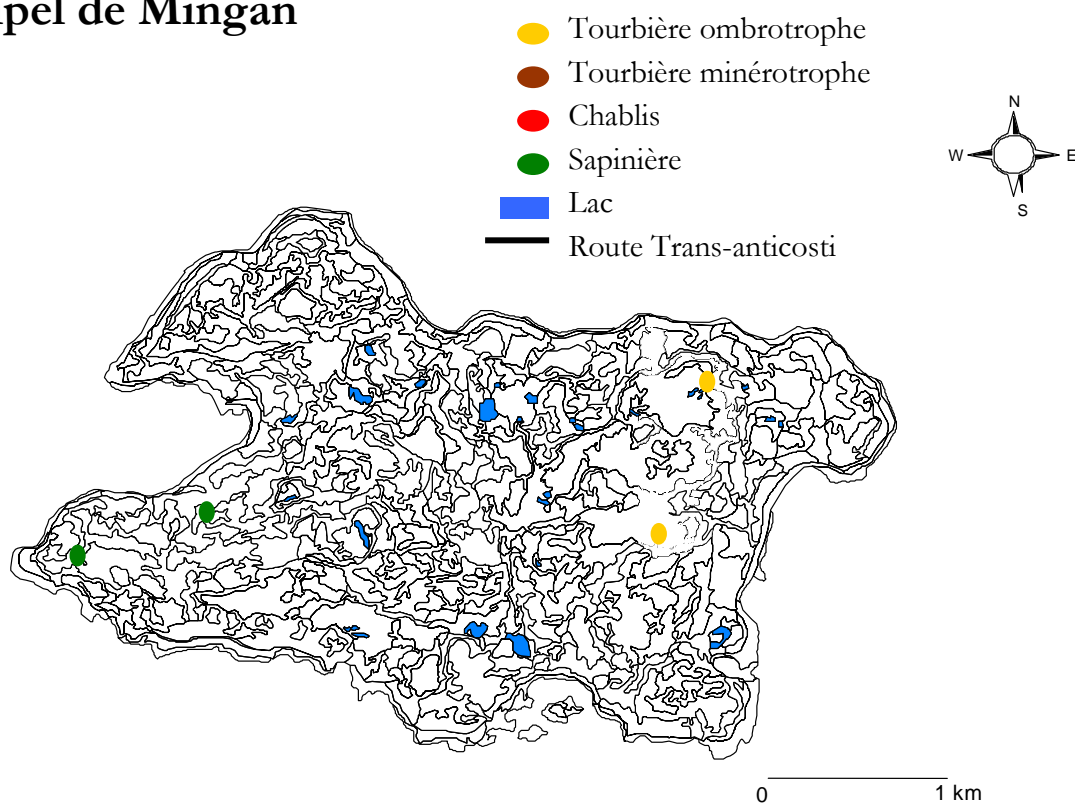
<sup>3</sup> **A** : Anticosti et **M** : Mingan

## Annexe 2. Localisation des sites d'échantillonnage à Anticosti

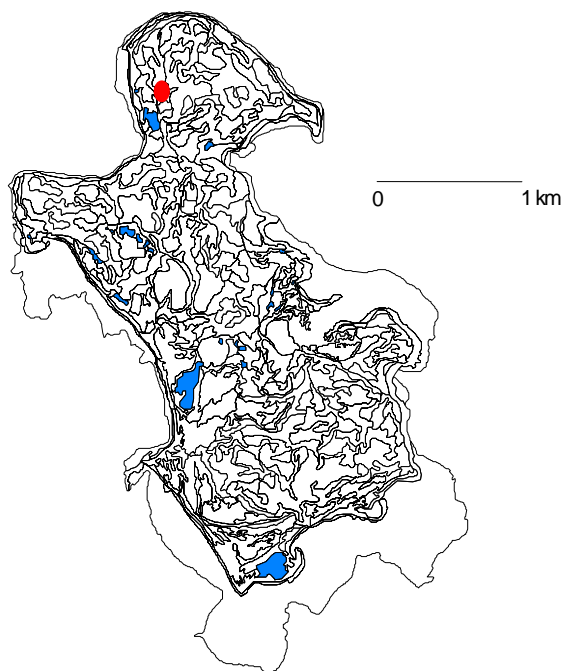




### Annexe 3. Localisation des sites d'échantillonnage sur l'archipel de Mingan

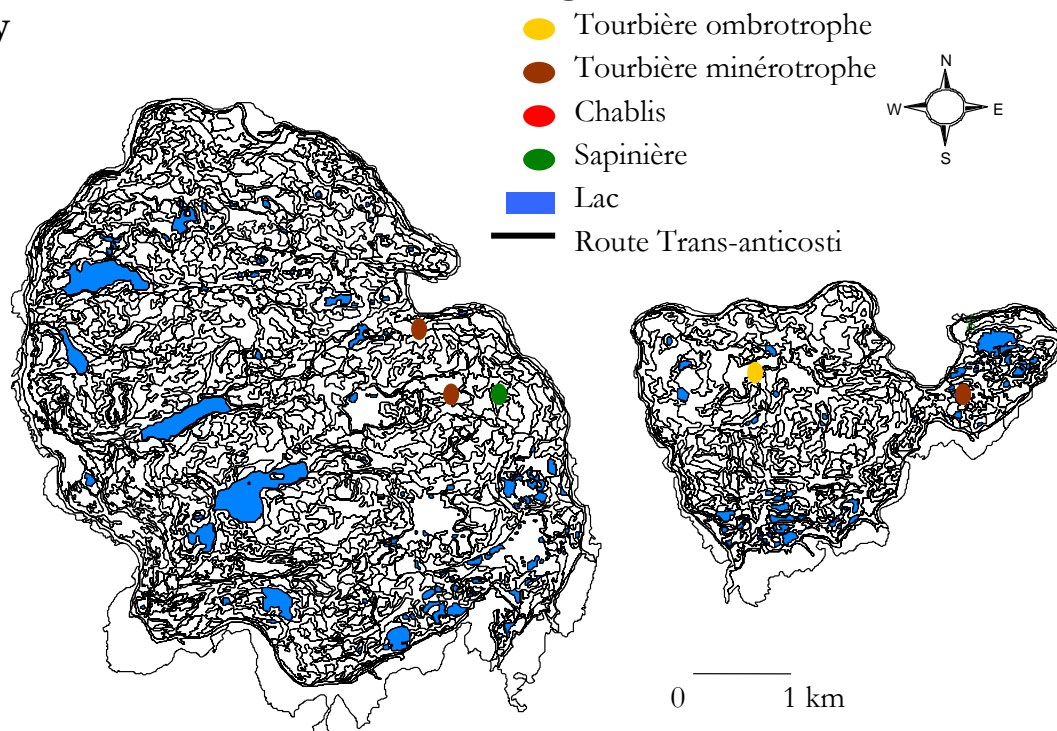


### Localisation des sites d'échantillonnage sur l'île du Havre

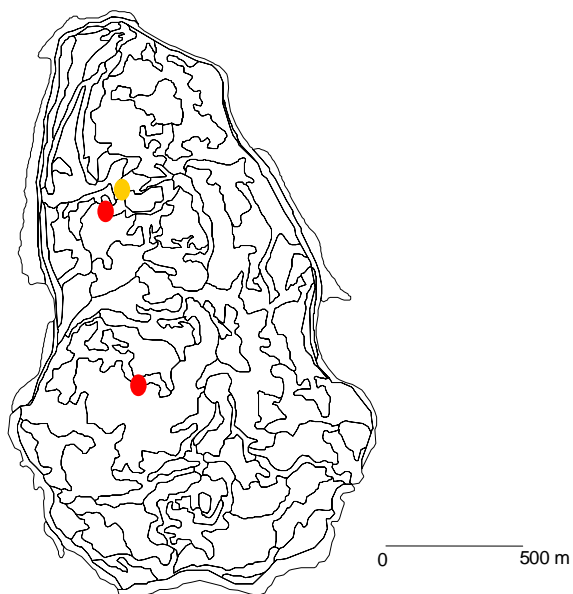


### Localisation des sites d'échantillonnage sur l'île Niapiskau

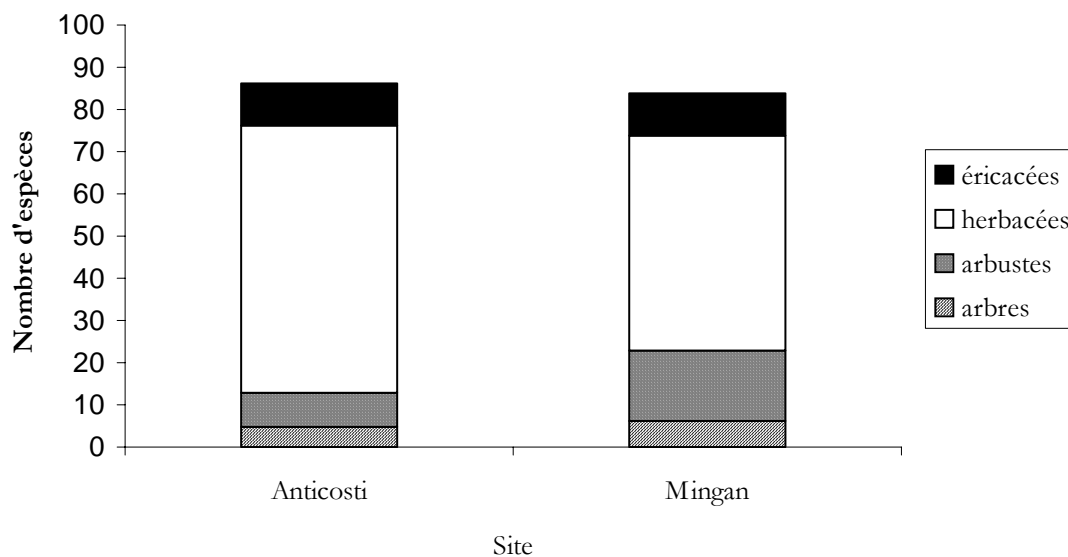
## Localisation des sites d'échantillonnage sur la Grande île et l'île Quarry



## Localisation des sites d'échantillonnage sur l'île Fantôme



#### Annexe 4. Nombre total de plantes vasculaires, tout habitat confondu, à Anticosti (avec cerfs) et à Mingan (sans cerf)



<sup>a</sup> L'ensemble des graminoidés (cypéacées, joncs, linaigrettes, carex et graminées) est considéré comme une espèce.

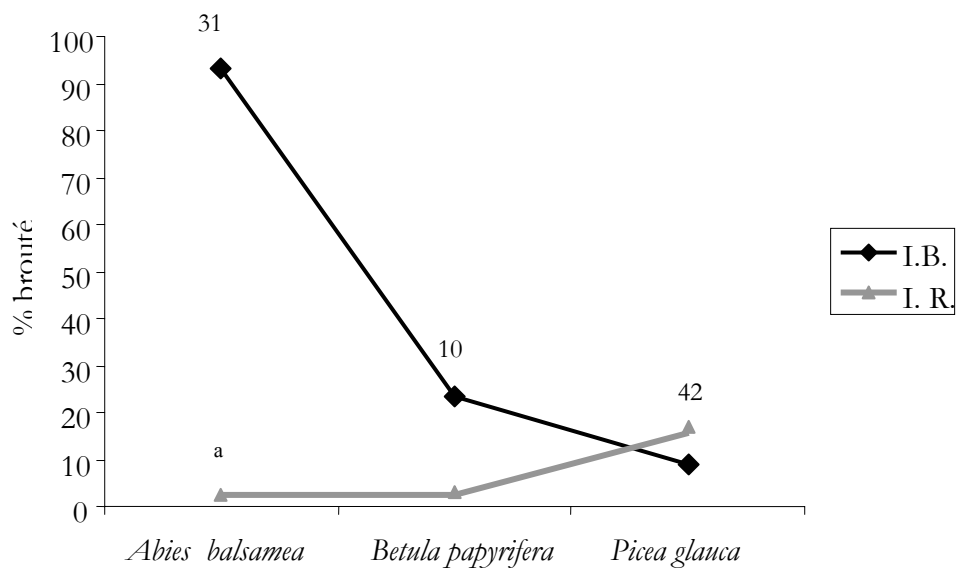
## Annexe 5. Indice de Morisita<sup>a</sup> (IM) par habitat calculé entre Anticosti (avec cerfs) et Mingan (sans cerf) pour chaque strate végétale

	<i>IM Total</i>	<i>IM arbustif</i>	<i>IM herbacée</i>	<i>IM fougères</i>	<i>IM mousses</i>
<b>Total</b>	0.84	0.71	0.76	1	1
<b>Sapinière</b>	0.73	0.04	0.74	0.94	1
<b>Chablis</b>	0.54	0.43	0.31	0.99	0.89
<b>Tourbière</b>	0.93	0.93	0.91	- <sup>b</sup>	0.99

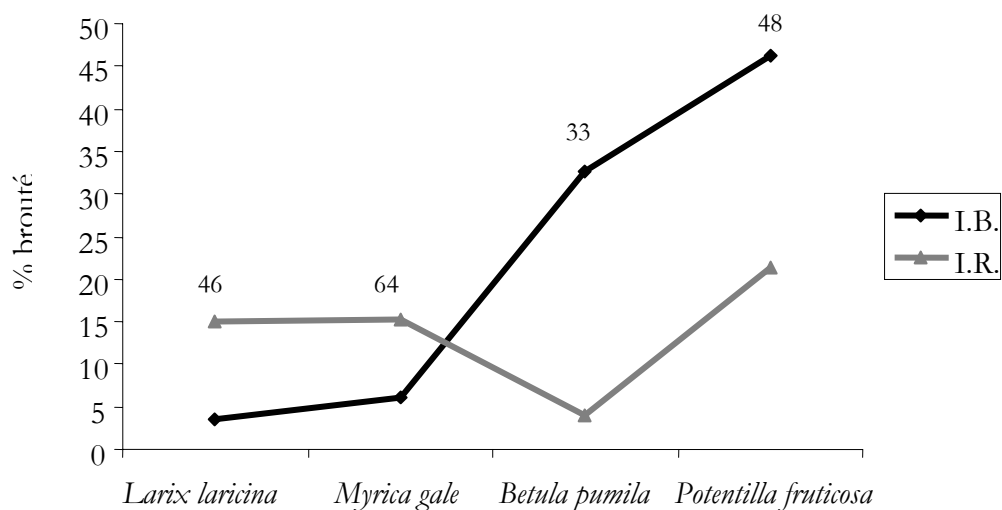
<sup>a</sup> L'indice de Morisita est une mesure de ressemblance entre les deux sites comprise entre 0 (les deux sites n'ont aucune espèce en commun) et 1 (toutes les espèces sont identiques entre les sites)

<sup>b</sup> Pas de fougères dans cet habitat

## Annexe 6. Indice de broutement (I.B.) et indice de recouvrement (I.R.) des espèces d'arbustes



## Indice de broutement (I.B.) et indice de recouvrement (I.R.) des espèces d'arbustes dans les chablis d'Anticosti (



## Indice de broutement (I.B.) et indice de recouvrement (I.R.) des espèces d'arbustes dans les tourbières minérotrophes d'Anticosti

<sup>a</sup> Chaque valeur de l'I. B. et de l'I.R. correspond au mode

**Annexe 7. Densité moyenne de sapin baumier ( $\pm$  ES) (par classe de 2 cm de DHP) dans les sapinières (n=4) d'Anticosti (avec cerfs) et de Mingan (sans cerf)**

