

SÉBASTIEN LEFORT

**HABITAT HIVERNAL DU CERF DE VIRGINIE (*ODOCOILEUS  
VIRGINIANUS*) À L'ÎLE D'ANTICOSTI**

Mémoire  
présenté  
à la Faculté des études supérieures  
de l'Université Laval  
pour l'obtention  
du grade de maître ès sciences (M. Sc.)

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

DÉCEMBRE 2002

## RÉSUMÉ

Soumis à une pression de broutement intensive exercée par les cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*), la moitié des peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea*) de l'île d'Anticosti ont été remplacés par des peuplements d'épinette blanche (*Picea glauca*), une essence peu broutée. Afin d'évaluer les effets de ces changements de succession forestière sur les cerfs, nous avons comparé les peuplements dominés par le sapin aux peuplements dominés par l'épinette blanche en ce qui a trait à leur valeur comme habitat hivernal du cerf. Nous avons également déterminé le régime alimentaire hivernal des cerfs, décrit les caractéristiques de ces peuplements à fine échelle et estimé la disponibilité des lichens arboricoles pour chacun. Dans la mesure où le couvert vertical des sapinières et des pessières blanches est comparable, nous suggérons que c'est la disponibilité de nourriture, et plus spécifiquement la présence de sapin, qui détermine l'utilisation de l'habitat des cerfs en hiver sur l'île d'Anticosti.

## RÉSUMÉ LONG

Située dans le golfe du Saint Laurent, l'île d'Anticosti est au-delà de la limite nord-est de l'aire de répartition naturelle du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), mais est tout de même largement réputée pour la qualité de ses conditions de chasse. Après l'introduction de quelque 200 cerfs en 1896, la population a rapidement augmenté et modifié la végétation indigène. La densité actuelle est estimée à 15 cerfs · km<sup>2</sup>. Soumise à une pression de broutement intensive, la régénération des espèces décidues et du sapin baumier (*Abies balsamea*) a été sévèrement inhibée. En près d'un siècle, les peuplements d'épinette blanche (*Picea glauca*) ont ainsi remplacé la moitié des sapinières.

Afin d'évaluer les effets de ces changements de succession forestière sur les cerfs, nous avons comparé l'utilisation hivernale des peuplements dominés par le sapin à celle des peuplements dominés par l'épinette blanche à partir de relevés de pistes et de fèces dans la neige. Nous avons également déterminé le régime alimentaire hivernal des cerfs par l'analyse des fèces et décrit les caractéristiques de l'habitat à fine échelle (couvert vertical, densité arborescente, épaisseur de la neige et profondeur d'enfoncement des cerfs) pour chacun des peuplements fréquentés par les cerfs. Comme les lichens arboricoles peuvent être une source alimentaire importante en hiver pour les cerfs de Virginie dans les régions du nord de leur aire de répartition, nous avons également mesuré la biomasse de la chute des lichens (fruticuleux : *Alectoria sarmentosa*, *Bryoria* spp. et *Ramalina roesleri*, foliacés : *Lobaria pulmonaria*) ainsi que la biomasse des lichens dans les arbres des sapinières et des pessières blanches jeunes et matures.

L'utilisation de l'habitat n'a pas changé au cours de l'hiver. Malgré une profondeur d'enfoncement dans la neige plus faible dans les pessières blanches de 70 ans que dans les sapinières, les cerfs ont utilisé bien davantage les sapinières matures par rapport aux pessières blanches indépendamment de leur âge ( $p < 0,05$ ). Une fréquentation modérée a cependant été notée dans les pessières blanches dans la mesure où elles présentaient des bouquets résiduels de sapin en assez grande proportion. Quel que soit le type de peuplement, l'activité des cerfs a été plus grande à la fin de l'hiver que dans les périodes précédentes. L'analyse des contenus de fèces

suggère que le sapin baumier et l'épinette blanche comptent respectivement pour 72% et 18% du régime alimentaire hivernal alors que le lichen représente 10%. La proportion des lichens dans le régime alimentaire est passée de 7% au début de l'hiver à 21% à la fin de l'hiver ( $p < 0,05$ ). Les pessières blanches fournissent un bon couvert vertical mais peu de nourriture, alors que les sapinières sont les seuls peuplements qui fournissent à la fois nourriture et couvert. Bien qu'inférieure à la biomasse de brouit disponible dans les sapinières matures, ( $33 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , *Picea* spp. exclue), la chute totale des lichens de novembre à juin est comprise entre 3 et  $23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , les lichens fruticuleux comptant pour 60% à 100% ( $3 \text{ à } 14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). La chute totale des lichens dans les sapinières matures et les pessières blanches de 70 ans est supérieure à celle des pessières blanches de 30 et 50 ans ( $p < 0,05$ ). La biomasse des lichens dans les arbres est quasiment nulle entre 0 et 2 m. De plus, la biomasse totale des lichens dans les arbres varie entre 13 et  $1337 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , les lichens fruticuleux comptant pour 17% à 100% ( $13 \text{ à } 282 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). La biomasse des lichens fruticuleux est plus grande dans les sapinières matures que dans les pessières blanches de 30, 50 et 70 ans ( $p < 0,05$ ), tandis que la biomasse totale des lichens dans les sapinières matures, les pessières blanches de 50 et 70 ans est plus grande que celle dans les pessières blanches de 30 ans ( $p < 0,05$ ).

Dans la mesure où le couvert vertical des sapinières et des pessières blanches est comparable, nous suggérons que c'est la disponibilité de nourriture qui détermine l'utilisation de l'habitat des cerfs en hiver sur l'île d'Anticosti. En l'absence de brouit décidé disponible, les sources d'alimentation considérées sont les ramilles de sapin et les lichens arboricoles. En plus des efforts déjà consentis pour améliorer la régénération des sapinières dans le but de tenter d'éviter une chute de la population de cerfs appréhendée par tous, nous suggérons (1) la réalisation de nouveaux aménagements forestiers favorisant la présence de bouquets résiduels de sapin dans les pessières blanches et (2) la récolte des sapinières et des pessières blanches à un âge minimum de 90 ans afin de laisser suffisamment de temps au lichen pour s'accumuler.

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur, Dr. Jean Huot, pour avoir su me faire confiance et accepter de me donner la charge de réaliser un projet de maîtrise aussi passionnant. Malgré ses nombreuses fonctions, il a toujours été disponible aux moments opportuns pour me donner de judicieux conseils. À l'écoute de mes besoins, il m'a également permis de gagner un temps précieux en m'offrant l'aide de deux personnes pour les analyses en laboratoire. En outre, je remercie mon co-directeur, Dr. François Potvin, pour son appui, sa planification et son suivi du projet ainsi que le Dr. Cyrille Barrette, membre de mon comité, qui a su à chacune de nos discussions stimuler et enrichir mes réflexions avec toujours un brin d'humour.

Je tiens également à remercier la Société de la faune et des parcs du Québec (François Potvin et André Gingras), le Ministère des Ressources naturelles du Québec (Pierre Beaupré) et Produits forestiers Anticosti (Chantal Malenfant) qui ont rendu possible la réalisation de ce projet grâce à leur participation financière et aux nombreuses commodités de logement et de transport à l'île d'Anticosti.

Je tiens à souligner l'aide déterminante sur le terrain de Chantal Raymond et Denis Pednault durant l'hiver 1999-2000, de Gaétan Laprise (Alex pour les intimes), Danielle Morin, Christian Dussault, Vanessa Viera, Marie-Lou Coulombe et Mylène Lefebvre durant l'été 2000. Je ne saurais oublier la gentillesse avec laquelle Joël Malouin et Bianca Chénard m'ont accueilli et fait découvrir leur île. Je souhaite également remercier Vanessa Viera, Marie-Lou Coulombe et Matthieu Féret pour leur minutie et leur rigueur au cours des travaux de laboratoire pourtant fastidieux et de surcroît effectués dans des conditions caniculaires. Je tiens aussi à remercier le travail de Claude Roy de l'herbier Louis-Marie à l'Université Laval pour l'identification des lichens arboricoles. Je remercie Danielle Forest et Gaétan Daigle du Service de consultation statistique de l'Université Laval qui ont participé activement au traitement statistique des données. Je remercie à nouveau Christian Dussault et Matthieu Féret d'avoir lu une partie de mon mémoire et de m'en avoir donné de judicieux commentaires. Enfin je tiens à remercier

toutes les autres personnes qui ont contribué à leur façon à la réalisation de cette étude et plus particulièrement Christian Dussault, Jean-Pierre Tremblay, Nathalie Leblanc et Grégory Bourguelat pour leur soutien moral (leur sens de l'humour et de la dérision devrais-je plutôt dire) au cours des deux dernières années. Je tiens finalement à décerner une mention spéciale à mon épouse Brigitte Cantin qui a su m'endurer et m'encourager, et ce plus précisément durant les trois derniers mois de ma maîtrise.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>II</b>
<b>RÉSUMÉ LONG</b> .....	<b>III</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>V</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>VII</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>XI</b>
<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>XIII</b>
<b>1 INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1 PROBLÉMATIQUE DU CERF DE VIRGINIE À L'ÎLE D'ANTICOSTI .....	1
1.2 COMPOSANTES DE L'HABITAT DU CERF DE VIRGINIE .....	3
1.3 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE .....	7
<b>2 AIRE D'ÉTUDE</b> .....	<b>8</b>
<b>3 MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>11</b>
3.1 DURÉE DES TRAVAUX DE TERRAIN .....	11
3.2 FRÉQUENTATION RELATIVE HIVERNALE DES PEUPEMENTS FORESTIERS PAR LES CERFS .....	11
3.2.1 <i>Dénombrement de pistes de cerfs dans la neige</i> .....	11
3.2.2 <i>Inventaire des fèces de cerfs dans la neige</i> .....	13
3.3 RÉGIME ALIMENTAIRE .....	14
3.3.1 <i>Récolte des fèces</i> .....	14
3.3.2 <i>Analyse des fèces</i> .....	15
3.3.3 <i>Consommation des lichens par les cerfs : stations de nourrissage</i> .....	17
3.4 BIOMASSE DES LICHENS ARBORICOLES .....	19
3.4.1 <i>Pluie de lichens arboricoles</i> .....	19
3.4.2 <i>Lichens arboricoles dans les arbres</i> .....	19
3.5 DESCRIPTION DES PEUPEMENTS .....	20
3.5.1 <i>Structure des peuplements</i> .....	20
3.5.2 <i>Fermeture du couvert vertical</i> .....	21
3.5.3 <i>Hauteur et âge du peuplement</i> .....	22
3.5.4 <i>Accessibilité du peuplement aux cerfs</i> .....	22
3.5.5 <i>Conditions d'enneigement</i> .....	23
3.6 ANALYSES STATISTIQUES .....	23
<b>4 RÉSULTATS</b> .....	<b>25</b>
4.1 FRÉQUENTATION HIVERNALE : INVENTAIRE DE PISTES ET DE FÈCES .....	25
4.2 RÉGIME ALIMENTAIRE .....	30
4.2.1 <i>Régime alimentaire (sapin, épinette blanche, lichens)</i> .....	30

	viii
4.2.2 Stations de nourrissage avec les lichens arboricoles.....	30
4.3 LICHENS ARBORICOLES .....	33
4.3.1 Pluie des lichens arboricoles.....	33
4.3.2 Lichens arboricoles dans les arbres .....	36
4.3.3 Relations entre les lichens dans les arbres et la pluie des lichens.....	41
4.4 STRUCTURE PHYSIQUE DES PEUPEMENTS .....	44
4.4.1 Âge, hauteur et fermeture de la canopée.....	44
4.4.2 Conditions d'enneigement.....	44
4.4.3 Chablis : cas particulier des sapinières.....	47
4.4.4 Accessibilité des peuplements .....	47
4.4.5 Inventaires dendrométriques.....	48
<b>5 DISCUSSION .....</b>	<b>51</b>
5.1 FRÉQUENTATION DES SAPINIÈRES ET DES PESSIÈRES BLANCHES.....	51
5.2 RÉGIME ALIMENTAIRE.....	55
5.3 DISPONIBILITÉ DES LICHENS ARBORICOLES .....	58
5.3.1 Pluie de lichens arboricoles.....	58
5.3.2 Lichens arboricoles dans les arbres .....	60
5.3.3 Relation entre la chute des lichens arboricoles et la biomasse dans les arbres .....	62
<b>6 CONCLUSION.....</b>	<b>63</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>65</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>75</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Fréquentation des cerfs (nombre d'indices de présence · km <sup>-1</sup> · 24 h <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type selon le type de peuplement et la progression de l'hiver.....	26
Tableau 2 : Régime alimentaire (% fragments) ± l'écart-type selon le type de peuplement et la progression de l'hiver. Les nombres entre parenthèses sont les données non corrigées pour la digestibilité. ....	31
Tableau 3 : Pourcentage de lichens arboricoles consommés par les cerfs (% matière fraîche) aux stations de nourrissage selon la progression de l'hiver et le type de station utilisé. ....	33
Tableau 4 : Chute des lichens arboricoles (g · m <sup>-2</sup> ) ± l'écart-type selon le type de trappe (trappe avec et sans exclos) pour les 3 sapinières de 90 ans étudiées. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).....	34
Tableau 5 : Chute des lichens arboricoles (g · m <sup>-2</sup> ) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05)...	35
Tableau 6 : Présence des lichens arboricoles tombés au sol dans les trappes (%) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05). ....	36
Tableau 7 : Biomasse des lichens arboricoles par pied d'arbre (g) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05). Les nombres entre parenthèses représentent la biomasse des lichens exprimée en kg · ha <sup>-1</sup> . ....	38
Tableau 8 : Présence des lichens arboricoles par pied d'arbre (%) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05). ....	39
Tableau 9 : Rapport entre la chute des lichens (kg · ha <sup>-1</sup> ) et la masse des lichens dans les arbres (kg · ha <sup>-1</sup> ) selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05). ....	41
Tableau 10 : Âge (années), hauteur (m) et couvert vertical (%) des 4 peuplements ± l'écart-type. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).....	44

- Tableau 11 : Présence de chablis (%)  $\pm$  l'écart-type dans nos 3 sapinières d'études. Aucun chablis (classe 0), un ou plusieurs arbres isolés à terre (classe 1), un ou plusieurs groupes d'arbres isolés à terre (classe 2), grande surface d'arbres à terre (classe 3).....47
- Tableau 12 : Accessibilité (%) selon le type de peuplement. Classe 1 = très favorable aux déplacements des cerfs, classe 2 = plus ou moins favorable, classe 3 = très défavorable, classe 4 = juxtaposition de zone de classe 1 et 3. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de peuplements.....48
- Tableau 13 : Densité arborescente (nombre de tiges  $\cdot$  ha<sup>-1</sup>)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ). .....50
- Tableau 14 : Surface terrière (m<sup>2</sup>  $\cdot$  ha<sup>-1</sup>)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ). .....50

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Délimitation des grandes zones forestières sur l'île d'Anticosti. ....	9
Figure 2 : Localisation des 12 sites d'étude échantillonnés. ....	12
Figure 3 : Relation entre la proportion des lichens dans les fèces (% fragments) et celle dans le rumen (% matière sèche). N = 10 cerfs. $Y = 4,2 x - 0,3$ ( $r^2 = 0,2$ ; $p = 0,2$ ).....	18
Figure 4 : Fréquentation des cerfs (nombre d'indices de présence $\cdot \text{km}^{-1} \cdot 24 \text{ h}^{-1}$ ) $\pm$ l'écart-type selon le type de peuplement. Les 4 périodes de l'hiver ont été regroupées. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).....	27
Figure 5 : Fréquentation des cerfs (nombre de pistes individuelles $\cdot \text{km}^{-1} \cdot 24 \text{ h}^{-1}$ ) $\pm$ l'écart-type, selon la progression de l'hiver. Les 4 types de peuplements ont été regroupés. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ )...28	28
Figure 6 : Association entre le pourcentage de tiges de sapin (%) et la fréquentation des cerfs (nombre de pistes individuelles de cerf $\cdot \text{km}^{-1} \cdot 24 \text{ h}^{-1}$ ) $\pm$ l'écart-type. Chaque point représente un de nos 12 peuplements d'étude. $Y = 16,82 \cdot (1 - e^{-0,11 x})$ ; $r^2 = 0,96$ ; $p < 0,0001$ . .....	29
Figure 7 : Proportion des lichens dans le régime alimentaire (% fragments) $\pm$ l'écart-type, selon la progression de l'hiver. Les 4 types de peuplements ont été regroupés. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).....	32
Figure 8 : Comparaison de la biomasse totale de la chute des lichens ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) $\pm$ l'écart-type et de la biomasse du brout disponible entre 0,25 et 2,25 m excluant <i>Picea</i> spp. ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Huot 1982). Données non disponibles pour les pessières blanches de 70 ans, car ce type de peuplement n'était pas présent en 1982. ....	37
Figure 9 : Comparaison de la biomasse totale des lichens dans les arbres entre 0 et 2 m ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) $\pm$ l'écart-type et de la biomasse du brout disponible entre 0,25 et 2,25 m excluant <i>Picea</i> spp. ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Huot 1982). Données non disponibles pour les pessières blanches de 70 ans, car ce type de peuplement n'était pas présent en 1982.....	40
Figure 10 : Distribution des lichens arboricoles par pied d'arbre (g) selon la hauteur dans l'arbre (m) dans les différents types de peuplement. ....	42

Figure 11 : Biomasse des lichens tombés au sol ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) en fonction de la biomasse des lichens dans les arbres ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Fruticuleux :  $y = 0,0320 x + 0,8567$  ( $r^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ); *Bryoria* :  $y = 0,0274 x + 1,1337$  ( $r^2 = 0,81$ ;  $p = 0,0004$ ;  $dl = 8$ ); *Alectoria* :  $y = 0,0408 x - 0,0667$  ( $r^2 = 0,87$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 8$ ) et *Lobaria* :  $y = 0,0098 x - 0,7376$  ( $r^2 = 0,98$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ). .....43

Figure 12 : Évolution de l'épaisseur de la neige (cm) selon la progression de l'hiver, pour chaque type de peuplement. ....46

Figure 13 : Évolution de l'enfoncement dans la neige (cm) selon la progression de l'hiver, pour chaque type de peuplement. ....46

## LISTE DES ANNEXES

Annexe A - Stomates de sapin baumier ( <i>Abies balsamea</i> ) et d'épinette blanche ( <i>Picea glauca</i> ). .....	76
Annexe B - Lichens arboricoles de type fruticuleux ( <i>Alectoria sarmentosa</i> , <i>Bryoria</i> spp., <i>Ramalina roesleri</i> ) et de type foliacés ( <i>Lobaria pulmonaria</i> ). .....	77
Annexe C - Légende des codes utilisés dans les annexes D à K. ....	78
Annexe D - Densité de tiges (nombre de tiges · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 30 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	79
Annexe E - Densité de tiges (nombre de tiges · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 50 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	80
Annexe F - Densité de tiges (nombre de tiges · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 70 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	81
Annexe G - Densité de tiges (nombre de tiges · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 sapinières de 90 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	82
Annexe H - Surface terrière (m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 30 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	83
Annexe I - Surface terrière (m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 50 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	84
Annexe J - Surface terrière (m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 70 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	85
Annexe K - Surface terrière (m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup> ) ± l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 sapinières de 90 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende). .....	86

## 1 INTRODUCTION

### 1.1 Problématique du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti

La très grande adaptabilité physiologique et comportementale du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) lui permet de fréquenter une aire de distribution extrêmement large sur le continent nord américain malgré une présence humaine de plus en plus forte. L'existence à l'île d'Anticosti d'une densité particulièrement élevée de cerfs (15 cerfs · km<sup>-2</sup>) (Potvin et al. 1991) à l'extrême limite nord de son aire de répartition est très singulière alors que l'on serait en mesure de s'attendre à y retrouver au contraire une des densités les plus faibles. L'absence de prédateur surtout et de dérangement dû à l'activité humaine en hiver, de même que la faculté naturelle du cerf à s'adapter à des conditions environnementales très variées ont permis à cette espèce de croître jusqu'à occuper l'ensemble de l'île à forte densité malgré la pauvreté apparente du milieu en hiver.

La population de cerfs de l'île d'Anticosti présente également la particularité de ne pas se concentrer dans des ravages durant l'hiver. En effet, contrairement aux cerfs du continent qui se rassemblent l'hiver dans des ravages pour des raisons liées essentiellement à la prédation et à la distribution de la nourriture (Crook et al. 1976), les cerfs d'Anticosti passent l'hiver en groupes de 2-3 individus au maximum. Ce comportement singulier montrant que la vie en groupe n'est pas une stratégie adoptée en hiver à l'île d'Anticosti pourrait s'expliquer par l'absence de prédateur, et par la présence de forêts résineuses fournissant de la nourriture à très faible densité sur toute la surface de l'île. De plus, la fréquentation élevée d'une petite surface dans les ravages occasionne l'apparition de sentiers, ce qui réduit l'enfoncement dans la neige molle lors de la quête alimentaire. La qualité portante de la neige retrouvée généralement à l'île d'Anticosti (Potvin et al. 1997) pourrait annihiler l'utilité des sentiers et ajouter une raison expliquant que les cerfs n'éprouvent pas le besoin de se regrouper en hiver.

Des populations de cerfs à fortes densités peuvent affecter négativement les habitats de plusieurs manières. Dans certaines régions, le broutement peut inhiber la régénération des plantes ligneuses, particulièrement pour les espèces les plus recherchées (Marquis 1981). En Amérique du Nord, il est fréquent que le cerf de Virginie ait un impact majeur sur la régénération. En Pennsylvanie, le cerf affecte considérablement le cerisier tardif (*Prunus serotina*), une essence de grande valeur commerciale (Butt 1984). Au Wisconsin et au Michigan, il nuit à l'if du Canada (*Taxus canadensis*), à la pruche (*Tsuga canadensis*) et au thuya de l'est (*Thuja occidentalis*) (Frelich et Lorimer 1985, Alverson et al. 1988). Le broutement intensif du cerf peut avoir des effets encore plus marqués sur les communautés végétales en réduisant sévèrement, et voir même en éliminant les espèces faisant partie de leur nourriture préférée. Si la pression du broutement est particulièrement élevée, les espèces moins préférées peuvent également être réduites. La diminution des plantes les plus sélectionnées a pour conséquence de réduire la compétition interspécifique au profit des plantes les moins préférées ce qui favorise doublement l'augmentation de l'abondance de ces dernières (Shissler et Seidel 1984). Ainsi, la composition des communautés végétales peut être fortement modifiée en présence de densités élevées de cerfs.

L'île d'Anticosti constitue un lieu où l'introduction du cerf de Virginie, à la fin du siècle dernier, a grandement transformé la végétation et ce surtout depuis l'observation de densités élevées, fin des années 20 - début des années 30. Cependant les estimations des densités ne sont considérées comme fiables que depuis le début des années 70 (Potvin et al. 1991). Potvin (1992) souligne que le cerf serait responsable de l'absence presque complète d'une strate arbustive, et qu'il aurait éliminé ou pratiquement éliminé des essences comme l'if du Canada, le noisetier à long bec (*Corylus cornuta*) et l'érable à épis (*Acer spicatum*). À cause du broutement intensif du cerf, la quasi-totalité des sapinières coupées ou perturbées naturellement depuis son introduction se sont régénérées en peuplements purs d'épinettes blanches (*Picea glauca*), une essence peu broutée (Potvin 1992, Potvin et Breton 1992a) laissant place à une forêt de seconde venue de composition différente selon la date de la perturbation. Au cours des 100 dernières années la superficie des sapinières aurait diminué ainsi de moitié (Potvin et al. 2000). Le maintien des densités très élevées du cerf sur l'île semble donc incompatible avec cette réduction drastique de la quantité et de la qualité des ressources alimentaires hivernales.

## 1.2 Composantes de l'habitat du cerf de Virginie

Au nord-est de l'Amérique du Nord, c'est au Québec que se trouve la limite septentrionale de l'aire de répartition du cerf de Virginie. Les hivers y sont longs et rigoureux, les accumulations de neige abondantes. De par sa petite taille et ses pattes fines, la morphologie du cerf est mal adaptée aux conditions hivernales et plus particulièrement nivales. En effet, Telfer et Kelsall (1984) rapportent que la pression des sabots d'un cerf de Virginie s'élève à  $490 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$ , comparativement à  $190 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$  pour le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Ainsi, l'enfoncement des cerfs dans la neige fait de leurs divers déplacements une dépense énergétique extrêmement coûteuse. En hiver, sous nos climats nordiques, le cerf de Virginie réduit ses dépenses énergétiques en diminuant son taux métabolique de façon à s'adapter à la détérioration des conditions d'alimentation (Moen 1976, Worden et Pekins 1995). Malgré cette adaptation physiologique, le bilan énergétique du cerf demeure négatif, puisqu'il y a perte de poids par mobilisation des graisses et des protéines corporelles accumulées au cours de l'été. En effet, face à une nourriture de plus en plus rare, de mauvaise qualité et vraisemblablement décroissante au fur et à mesure que l'hiver progresse, la condition physique des cerfs se détériore graduellement et conduit souvent à la mort (Huot 1982). Le taux de mortalité hivernal, chez certaines populations de l'est du Québec, peut dépasser 40% lors d'hivers rigoureux (Potvin et al. 1981). Ainsi, l'hiver fournit les moins bonnes conditions de survie et exerce indirectement un stress physiologique intense.

L'utilisation de l'habitat hivernal par le cerf est fonction de sa valeur relative en termes de nourriture et de couvert (Cypher et Cypher 1988). Black et al. (1976) distinguent le couvert thermal (couvert vertical) de celui d'obstruction (couvert latéral). Le premier protège des facteurs climatiques tels que la température et la neige tandis que le second est utilisé essentiellement comme obstruction visuelle pour diminuer les risques de prédation et pour protéger du vent, cependant cette distinction n'est pas absolue. Bien qu'un environnement forestier permette de diminuer les pertes d'énergie par convection de par sa protection contre l'effet refroidissant du vent (Verme 1968, Crawford 1984), le couvert latéral n'a que peu d'utilité sur l'île d'Anticosti car les cerfs de Virginie ne possèdent pas de prédateurs (Huot 1982). Le couvert vertical hivernal est fourni par les conifères, et présente de nombreuses caractéristiques déterminantes dans le processus de thermorégulation. (1) Le couvert vertical modère les conditions météorologiques

extrêmes et fournit également un abri en contribuant à conserver les pertes d'énergie par radiation. Les individus peuvent trouver des températures plus faibles sous le couvert lorsque le temps est chaud, et des températures plus douces lorsque le temps est froid. (2) Les milieux où les cerfs passent l'hiver sont caractérisés par la présence de conifères qui peuvent intercepter jusqu'à 40% de la neige qui tombe au sol (Hanley et Rose 1987). Les conditions d'enneigement sont donc plus favorables aux déplacements de l'animal en présence d'une bonne qualité de couvert vertical plutôt qu'en son absence. L'épaisseur de la neige et surtout la profondeur d'enfoncement réduisent l'accessibilité de la nourriture en milieu ouvert, alors que le couvert en offre un accès bien supérieur. Ainsi la présence de conifères permet aux cerfs de se déplacer plus facilement tout au long de leur quête alimentaire à moindre coût énergétique. Cependant, l'abondance de nourriture de bonne qualité est généralement plus faible sous couvert qu'en milieu ouvert. En effet, les habitats sous couvert résineux sont moins productifs, la biomasse de brouet disponible y étant faible.

L'utilisation de l'habitat par le cerf est également étroitement liée à la présence de sources d'alimentation. La littérature traitant du régime alimentaire du cerf de Virginie s'accorde à considérer ce dernier comme un herbivore généraliste consommant une très large gamme de nourriture (Hesselton et Hesselton 1982). Les constituants les plus courants du régime alimentaire du cerf sont les fruits durs tels que les glands l'automne (Harlow et al. 1975, McCullough 1985), les feuilles de plantes ligneuses, les aiguilles de conifères, la végétation herbacée, les graminées l'été (McCaffery et al. 1974, Crawford 1982), et les ramilles ligneuses l'hiver. Malgré son caractère généraliste, le cerf optimise l'efficacité de sa quête alimentaire en sélectionnant la source de nourriture qui offre le plus d'avantage nutritif par unité de masse consommée (Allen 1968). Cette alimentation possède généralement une digestibilité élevée (faible proportion en fibres) car la digestion d'une nourriture à haute teneur en fibres requiert : (1) une plus grande dépense énergétique (Verme et Ullrey 1984, Gray et Servello 1995) et (2) un temps de rétention plus long. La préférence alimentaire joue un rôle important dans la composition du régime alimentaire du cerf, mais les variations saisonnières et géographiques de la disponibilité de la nourriture influencent également fortement sa prise alimentaire. L'été, lorsque la végétation est abondante et diversifiée les cerfs deviennent plus sélectifs, et choisissent les plantes ou parties de plantes à plus haute teneur en protéines et en énergie digestible (Nudds 1980). Par contre durant la saison hivernale, la plupart des cerfs du nord-est de l'Amérique du Nord subsistent avec une

nourriture de très faible qualité faute d'avoir à disposition une meilleure source d'alimentation. En effet, la majeure partie de l'alimentation à cette époque de l'année est faible en contenu cellulaire mais élevée en fibres (Ullrey et al. 1964, Ullrey et al. 1967, Mautz et al. 1976) : elle est composée de ramilles ligneuses, de bourgeons d'arbres et d'arbustes décidus, ainsi que d'aiguilles de conifères. Dans les forêts composées majoritairement de conifères, les espèces telles que le thuja de l'est et la pruche sont fortement consommées par le cerf dans certaines régions du Maine durant l'hiver (Banasiak 1961, Crawford 1982). Le sapin baumier (*Abies balsamea*) fait généralement partie des aliments faiblement consommés par le cerf de Virginie (Peterson 1955, Banasiak 1961, Ludewig et Bowyer 1985) au même titre que l'épinette blanche (Crawford 1982, Shively 1989 dans Ditchkoff et Servello 1995). Par contre, dans certaines régions, il occupe une grande place dans le régime alimentaire hivernal de l'orignal (*Alces alces*) (Peterson 1955, Prescott 1974, Joyal 1976, Rounds 1981). Des études au Wisconsin (Dahlberg et Guettinger 1956), au New Hampshire (Silver 1968) et à l'île d'Anticosti (Boulet 1980, Huot 1982) suggèrent également que le sapin baumier est une importante source de nourriture hivernale pour les cerfs de ces régions.

En résumé, un habitat hivernal qualifié de bonne qualité pour le cerf doit notamment posséder un couvert vertical capable de l'aider à maintenir ses ressources énergétiques en réduisant les coûts associés à la thermorégulation et aux déplacements dans la neige, et doit idéalement être entremêlé de zones contenant de la nourriture accessible en hiver et encore plus au début du printemps alors que la condition physiologique est minimale. Cependant, dans certaines régions de l'Amérique du Nord où les hivers sont froids et venteux, les cerfs survivent en l'absence de couvert de résineux car ces zones ont des chutes de neige relativement peu abondantes et de la nourriture élevée en énergie (Moen 1968). Ainsi, seule la neige en abondance trop élevée, et plus précisément la profondeur d'enfoncement (Potvin et Breton 1992b), obligent les cerfs à trouver un couvert pour diminuer le coût énergétique lié aux déplacements en milieu ouvert. La neige est donc le facteur essentiel qui détermine la nécessité de posséder un couvert vertical de bonne qualité pour assurer une survie appréciable.

Les lichens arboricoles jouent un rôle important en tant que source de nourriture alternative pour plusieurs mammifères, d'abris pour les insectes et les araignées (Laflamme-Levesque 1980, Stubbs 1989), et de matériel pour la confection des nids d'oiseaux (Richardson et Young 1977).

L'utilisation hivernale de lichens fruticuleux est déterminante pour certains ongulés de la forêt boréale. Elle est rapportée pour le caribou (*Rangifer tarandus*) (Edwards et al. 1960, Bergerud 1972, Van Daele et Johnson 1983), pour le cerf mulet (*Odocoileus hemionus*) (Brooks et al. 1972), pour le cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) (Rochelle 1980 dans Jenks et Leslie 1988) et pour le cerf de Virginie (Wetzel et al. 1975, Boulet 1980, Huot 1982, Hodgman et Bowyer 1985). Malgré une valeur nutritive faible, les lichens épiphytes ont une digestibilité plus grande que d'autres sources de nourriture couramment consommées (Robbins 1987). Ils peuvent donc jouer à ce titre un rôle fondamental dans l'alimentation hivernale (Pike 1978, Rhoades 1995) au moment où la condition physique des cerfs est faible.

Bien que certaines évidences puissent nous montrer que la chute des lichens arboricoles constitue un apport alimentaire non négligeable, très peu d'études (Ditchkoff et Servello 1998) en tiennent compte lors de l'évaluation de la disponibilité de nourriture. Pourtant, Essen (1985) a montré que c'est en hiver que la chute des lichens est la plus élevée dans des peuplements matures d'épinette de Norvège (*Picea abies*). À la différence du brout, la chute des lichens n'est pas disponible continuellement, mais de manière ponctuelle durant de courtes périodes. Selon Edwards et al. (1960), la chute des lichens peut être influencée par de forts vents et les précipitations. Néanmoins, Stevenson et Rochelle (1984) dans Ditchkoff et Servello (1998) n'ont trouvé aucune relation entre la chute des lichens et le vent ou les précipitations. Ces derniers suggèrent que la chute des lichens est plutôt influencée par des événements particuliers comme les tempêtes ou le verglas.

Les branches d'arbres fournissent le support privilégié pour les lichens fruticuleux puisque 95% de la biomasse des lichens s'y retrouve et seulement 5% sur les troncs (Arsenault et al. 1997). Ce trait est d'ailleurs une caractéristique des forêts matures de conifères (Pike et al. 1975, Lang et al. 1980, McCune 1993). La biomasse de lichens est reliée à la taille de l'arbre (hauteur et diamètre à hauteur de poitrine) et davantage encore à l'âge des branches qu'à celui de l'arbre lui-même (Arsenault et al. 1997). Des études récentes ont montré que des jeunes forêts ou des zones exploitées pour la sylviculture avaient des abondances plus faibles en lichens que des vieux sites ou des forêts non altérées (Lesica et al. 1991, Hyvarinen et al. 1992, Tibell 1992, McCune 1993, Neitlich 1993, Goward 1994).

### *1.3 Objectifs de l'étude*

Après les études qui ont soit dressé le bilan énergétique du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti (Boulet 1980), relié sa condition physique avec les ressources alimentaires (Huot 1982), ou évalué la qualité de sa nourriture en été (Tremblay 1981), cette étude permet principalement de déterminer les caractéristiques forestières essentielles en termes de nourriture et de couvert qui pourrait expliquer la fréquentation hivernale des cerfs à l'échelle du peuplement. Confronté à la problématique de régénération des sapinières, nous souhaitons également savoir dans quelle mesure une pessière blanche peut devenir à terme un habitat fournissant abri et nourriture au même titre qu'une sapinière est supposée le faire. À ce titre, les lichens arboricoles pourraient offrir une biomasse de nourriture suffisamment grande pour mériter d'être prise en considération.

L'objectif général est donc de comparer des sapinières de 90-120 ans et des pessières blanches de 30, 50 et 70 ans, sous divers aspects : (1) fréquentation hivernale, (2) régime alimentaire, (3) biomasse des lichens arboricoles tombés au sol durant l'hiver, (4) biomasse des lichens arboricoles sur les branches d'arbres non accessibles aux cerfs, (5) conditions nivales et (6) caractéristiques de l'habitat à fine échelle (couvert vertical, densité de tiges arborescentes, ...). Il est à noter que les sapinières et les pessières blanches comparées n'ont pas le même âge car les sapinières de 30, 50 et 70 ans n'existent pas à l'île d'Anticosti. Le broutement intensif du sapin baumier exercé par les cerfs de Virginie n'a en effet pas permis la régénération des sapinières. Ainsi, seules les sapinières matures qui se sont établies il y a 90-120 ans sont présentes aujourd'hui à l'île d'Anticosti.

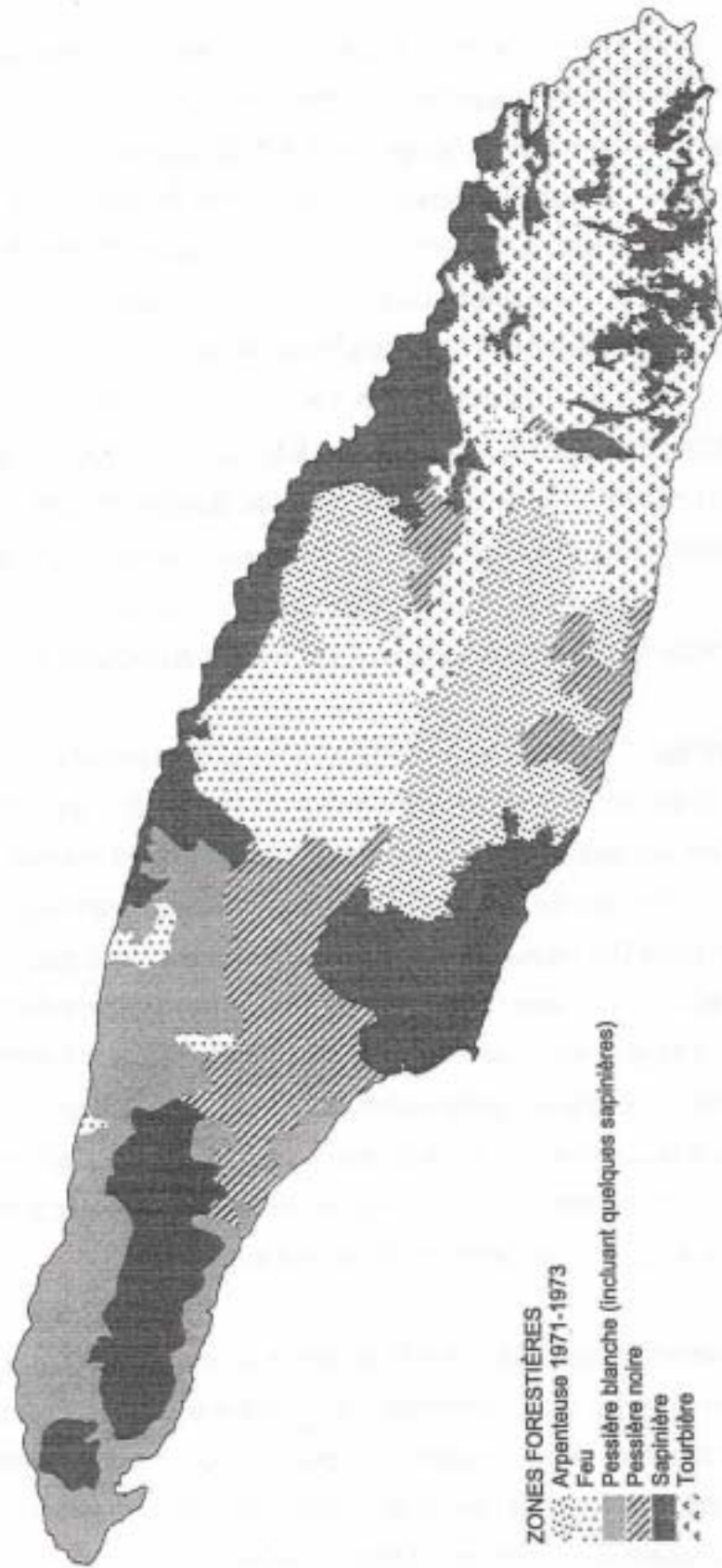
Notre sujet de recherche s'inscrit dans le cadre du projet de coupes expérimentales amorcé à l'île d'Anticosti en 1995 et qui vise à développer des méthodes de régénération des sapinières après coupe forestière en présence de fortes densités de cerfs. Un plan d'aménagement faune-forêt est en préparation pour l'île d'Anticosti et pourra s'appuyer sur les résultats de la présente étude pour évaluer l'évolution probable de la qualité de l'habitat du cerf, en absence et en présence de coupes. Enfin, notre projet de recherche s'inscrit dans le cadre de la Chaire de recherche industrielle CRSNG - Produits forestiers Anticosti qui s'est donné pour objectif de développer des méthodes d'aménagement forestier et faunique adaptées aux densités élevées de cervidés sur l'île d'Anticosti.

## 2 AIRE D'ÉTUDE

L'île d'Anticosti, d'une superficie de 7943 km<sup>2</sup> et, dont la longueur totale est de 222 km et la largeur maximale 56 km, est située dans le golfe du Saint Laurent entre la péninsule gaspésienne et Havre-Saint-Pierre. Sa topographie est peu accidentée et l'altitude moyenne n'atteint que 126 m. L'île est formée de roches calcaires du silurien et de l'ordovicien. Des dépôts marins post-glaciaires recouvrent la partie basse et côtière alors qu'un dépôt morainique occupe le centre (Potvin 1991).

La végétation est de type subarctique hudsonienne (Desloges et Edmond 1974). Nous y retrouvons principalement des sapinières matures, des pessières blanches et noires et de vastes tourbières (Figure 1). Le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) sont présents de façon sporadique. La partie ouest a connu deux périodes d'exploitation forestière intensive depuis le début du siècle. Il en résulte des pessières blanches de seconde venue ou des surfaces peu régénérées selon l'âge de la coupe ou de la perturbation. L'exploitation forestière a pratiquement cessé en 1971 mais a repris depuis 1995. D'immenses superficies ont également été ravagées par le feu (en 1955 et 1983) ou par des épidémies de l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria*) (Desloges et Edmond 1974). La chasse est la principale activité économique de l'île. Elle débute au mois d'août et s'achève début décembre, représentant environ 8000 cerfs prélevés annuellement.

Le climat est plutôt maritime ce qui signifie des hivers plus doux que les autres régions continentales de la même latitude. La température moyenne de janvier est la même qu'à Montréal (-10°C). Cependant, l'humidité relative reste élevée l'hiver et les vents dominants du nord-ouest et du nord sont souvent violents. Les précipitations de neige semblent très variables d'une année à l'autre. Les premières précipitations de neige ont lieu habituellement à la fin d'octobre et les dernières en mai bien que négligeables au cours de ces deux mois. Le couvert de neige s'étend



Adapté d'une carte 1:250 000 produite par Nadeau et Beaupré (1991).

Figure 1 : Délimitation des grandes zones forestières sur l'île d'Anticosti.

ainsi habituellement de décembre à avril. Les précipitations de neiges moyennes annuelles varient de 246 cm à 298 cm selon la source d'information (Villeneuve 1967). Depuis 1985, deux stations nivométriques installées par la Société de la faune et des parcs du Québec, dans deux sapinières matures de la partie ouest de l'île (entre Port-Menier et le km 50 de la transanticoosti, à l'est du village), nous indique qu'à la fin de décembre il y a entre 20 et 50 cm de neige au sol. Par contre, à la fin des mois de janvier, février et mars, l'épaisseur varie entre 40 et 100 cm de neige. À la fin d'avril, la neige disparaît complètement des milieux ouverts.

La faune de l'île est peu diversifiée. D'après Potvin et al. (2000), les premiers rapports mentionnent que les mammifères indigènes étaient l'ours noir (*Ursus americanus*), la loutre de rivière (*Lutra canadensis*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et la souris sylvestre anticostienne (*Peromyscus maniculatus anticostiensis*). L'île compte parmi les espèces introduites avec succès à la fin du 19<sup>e</sup> et au début du 20<sup>e</sup> siècle, le cerf de Virginie, le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le castor (*Castor canadensis*) et l'orignal (*Alces alces*). Le cerf n'a aucun prédateur puisque l'ours noir, seul prédateur potentiel, a presque disparu. En l'absence de fruits secs indéhiscents, les petits fruits sont une source d'énergie importante qui permettent aux ours de passer l'hiver sans s'alimenter (Young et Ruff 1982). Le cerf ayant éliminé ou presque éliminé la strate arbustive qui fournit notamment à l'ours des espèces à petits fruits, ce dernier serait donc sans doute responsable de sa quasi-élimination.

Cette étude a été effectuée au cours de l'hiver 1999-2000 et de l'été 2000. La partie ouest de l'île a été choisie comme aire d'étude en fonction de sa proximité de Port-Menier, seul village habité tout au long de l'année, et de la présence de tous les types de peuplement forestier nécessaires à la réalisation du projet de recherche. Les conditions d'enneigement y sont également plus rigoureuses que dans la partie est.

### 3 MÉTHODOLOGIE

Dans le cadre de notre étude, quatre peuplements forestiers ou traitements ont été choisis : sapinière de 90-120 ans (SAB 90), pessière blanche de 30 ans (EPB 30), pessière blanche de 50 ans (EPB 50) et pessière blanche de 70 ans (EPB 70). En outre, trois réplicats ont été retenus pour chaque peuplement, afin de former au total 12 sites (blocs d'environ 1 km<sup>2</sup>) choisis de manière arbitraire à partir de la carte écoforestière de l'île d'Anticosti à l'échelle 1:20 000 (mise à jour de 1999) pour leur facilité d'accès en moto neige (Figure 2).

#### 3.1 *Durée des travaux de terrain*

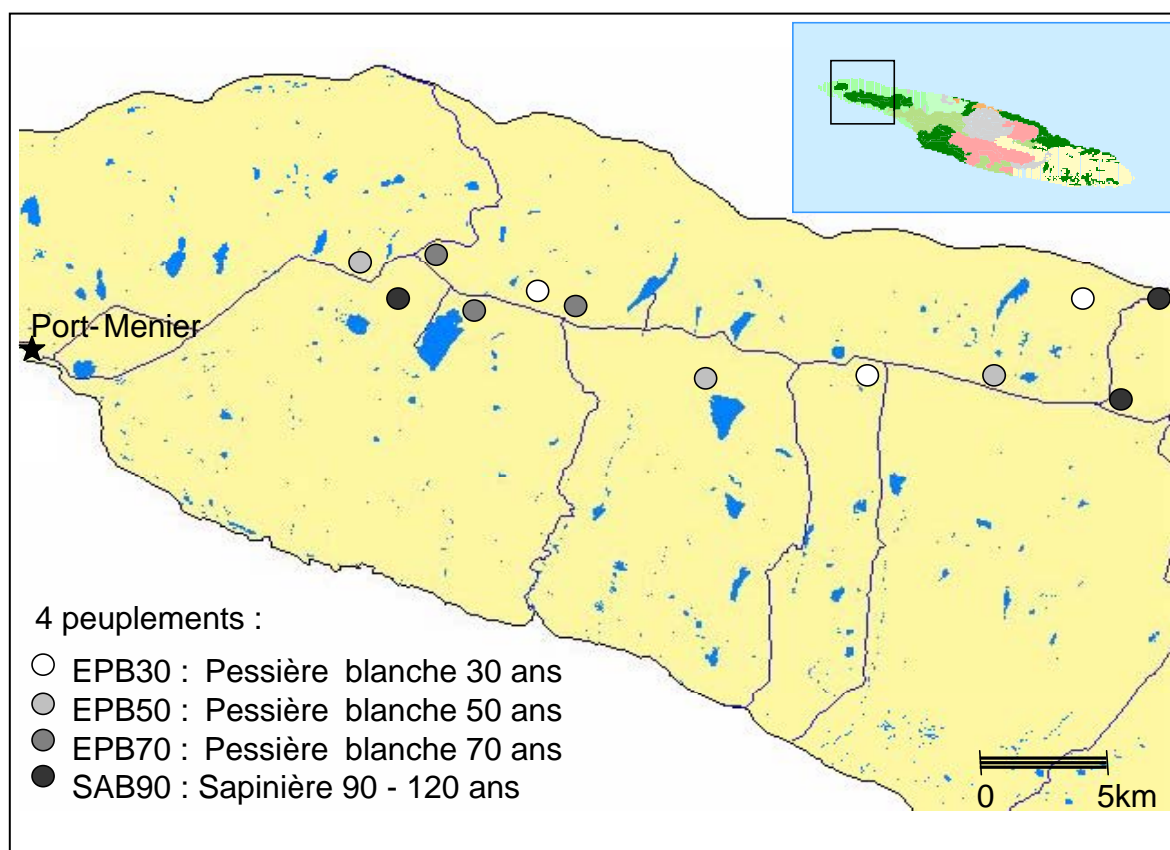
Les travaux de terrain se sont déroulés durant l'hiver 1999-2000 et l'été 2000. Afin d'étudier les cerfs dans les conditions hivernales les plus rigoureuses, nous avons débuté les travaux d'hiver à la mi-janvier pour les terminer à la fin du mois de mars. Les travaux de terrain d'été ont quant à eux commencé début juin, dès que les routes et chemins de l'île d'Anticosti ont été accessibles après la fonte des neiges, pour finalement s'achever au début du mois de juillet.

#### 3.2 *Fréquentation relative hivernale des peuplements forestiers par les cerfs*

Nous avons utilisé deux approches afin de quantifier la fréquentation hivernale des cerfs selon le peuplement forestier considéré (SAB 90, EPB 30, EPB 50 et EPB 70) : le dénombrement périodique des pistes de cerfs croisant des transects permanents et l'inventaire également périodique des fèces le long des mêmes transects permanents.

##### 3.2.1 **Dénombrement de pistes de cerfs dans la neige**

La fréquentation relative des différents peuplements par les cerfs en hiver a été déterminée par le dénombrement des indices de présence des cerfs (une piste individuelle, deux pistes individuelles,



**Figure 2 : Localisation des 12 sites d'étude échantillonnés.**

un sentier de pistes, un réseau de pistes) relevés le long d'un transect permanent de 1 km défini pour chacun des douze sites. Chaque transect permanent a été placé de sorte que son début et sa fin soient les plus proches possible d'un chemin accessible en motoneige. Une piste individuelle est l'empreinte des sabots laissée par un individu dans la neige. Deux pistes individuelles sont les traces laissées par deux individus distincts marchant dans le même sens ou en sens contraire. Un sentier de pistes sont les traces laissées par au moins trois individus distincts marchant dans le même sens et/ou en sens contraire. Enfin un réseau de pistes est une zone où les pistes sont tellement nombreuses et dans des directions tellement différentes qu'il n'est pas possible de distinguer le nombre d'individus. Chaque observation de piste est située en deçà de 1 m de part et d'autre du transect permanent. De plus, un critère de distance minimale inter-observations (3 m) a été retenu pour qu'une piste ou un sentier à proximité d'un réseau soient considérés comme une observation distincte. Pour relever les indices de présence, chaque transect a été parcouru une fois toutes les 3 semaines, soit à quatre reprises durant l'hiver 1999-2000 (17-24 janvier ; 4-13 février ; 25-27 février ; 11-12 mars). Les relevés de pistes ont été réalisés au moins 24 heures après une chute de neige d'au moins 5 cm afin que les anciennes pistes ne soient plus visibles. Lorsque plusieurs jours séparaient la dernière chute de neige et la prise de données, nous avons divisé le nombre d'indices de présence par le nombre de jours après la chute de neige afin d'exprimer tous les indices de présence par 24 h après une chute de neige. Par exemple, 24 observations d'une piste individuelle 48 h après une chute de neige correspondent à 12 observations d'une piste individuelle 24 h après une chute de neige.

### **3.2.2 Inventaire des fèces de cerfs dans la neige**

L'inventaire du brouet et des fèces est utilisé depuis une cinquantaine d'années pour faire le suivi des populations de cerfs de Virginie (Schwan et Swift 1941). Cependant le développement des méthodes de dénombrement direct par inventaire aérien (Crête et al. 1986, Rivest et al. 1990, Potvin et al. 1992) permet maintenant d'obtenir des estimations de populations plus fiables. L'efficacité des inventaires aériens incite donc à utiliser le dénombrement des fèces uniquement pour comparer les densités relatives entre divers secteurs (Neff 1968, Joyal et Ricard 1986). Ainsi, le long de chacun des douze transects permanents définis précédemment, les fèces visibles ont été dénombrées et la distance perpendiculaire au transect de chaque tas de crottes a été mesurée. Contrairement au relevé de pistes qui est situé en deçà de 1 m de part et d'autre du transect

permanent, l'observation des crottes n'a pas de limite autre que notre capacité de détection. L'inventaire des fèces a également été effectué une fois toutes les trois semaines, soit à quatre reprises, et aux mêmes dates que celui des pistes. Enfin, comme les relevés de pistes, les inventaires de fèces ont été réalisés au moins 24 heures après une chute de neige d'au moins 5 cm afin que les anciennes fèces ne soient plus visibles. Afin de tenir compte du taux de détection différent selon le type de peuplement plus ou moins ouvert, la distance perpendiculaire au transect de chacune des fèces est habituellement prise en compte. Pour ce faire, un minimum de 30 observations est nécessaire pour estimer avec précision la densité des fèces. Or, 80% des 48 transects (12 peuplements  $\times$  4 périodes) présentent un nombre d'observation inférieur à 10. Il a alors été décidé de ne pas prendre en compte de la distance perpendiculaire au transect de chacune des fèces pour estimer la densité de ces dernières. Cette méthode nous a ainsi permis d'obtenir une autre estimation de la fréquentation relative des différents peuplements par le cerf, à partir cette fois-ci de la densité relative des fèces observées 24 h après une chute de neige.

### *3.3 Régime alimentaire*

#### **3.3.1 Récolte des fèces**

Le long de chaque transect permanent défini précédemment pour chacun des 12 sites, nous avons récolté les fèces visibles à partir du transect. Réalisée au cours de chaque inventaire des fèces, la récolte des crottes s'est ainsi effectuée dans les mêmes conditions et au cours des mêmes quatre périodes. Anthony et Smith (1974) et Hodgman et Bowyer (1985) suggèrent que 15 échantillons de fèces sont requis pour décrire le régime alimentaire du cerf pour une saison donnée à un lieu précis. Compte tenu du faible nombre d'items alimentaires à l'île d'Anticosti, et du peu de différence attendue entre les différents répliqués de chaque milieu, 5 fèces par transect ont été récoltées pour atteindre un nombre total de 15 par milieu pour chacune des quatre périodes de récolte. Les cinq fèces ont été choisies de façon à ce qu'elles soient le plus éloignées possible les unes des autres afin de garantir l'indépendance des données. Quand le nombre de fèces était insuffisant, nous avons récolté celles trouvées après avoir suivi une piste qui croisait le transect. À nouveau afin de garantir l'indépendance des données, nous avons suivi autant que possible une piste sur deux pour éviter d'obtenir les crottes d'un même individu. Dans le cas de récolte de fèces toujours insuffisante, nous avons enfin recherché des fèces additionnelles en

suivant des pistes hors du transect mais dans le même peuplement pour atteindre la taille échantillon préalablement fixée. Les fèces ainsi récoltées ont été mises dans des sachets plastiques et congelées en attendant l'analyse qui a eu lieu au cours de l'hiver 2001.

### **3.3.2 Analyse des fèces**

La détermination du régime alimentaire des herbivores est généralement réalisée par observation directe, par le relevé d'indices d'utilisation et par l'analyse de rumens ou de fèces (Holechek et al. 1982). Toutes ces méthodes ont chacune d'importantes limites. En dépit notamment du biais créé par la digestion différentielle des diverses sources de nourriture et du travail laborieux d'analyse en microhistologie des différentes espèces de plantes, l'analyse de fèces est une méthode de choix pour évaluer le régime alimentaire des herbivores dans de multiples situations (Holechek et al. 1982). L'île d'Anticosti se prête d'ailleurs bien à l'analyse fécale car le nombre d'items alimentaires y est très réduit en hiver, et seuls les lichens arboricoles sont susceptibles d'être sous-estimés du fait de leur haute digestibilité (Robbins 1987).

#### *3.3.2.1 Sapin baumier et épinette blanche*

Chacune des fèces récoltées a été décongelée, hydratée durant 3 à 4 jours puis tamisée dans quatre tamis, mailles de 2 mm (mesh n°10), 1 mm (mesh n°18), 500 µm (mesh n°32) et 250 µm (mesh n°60). Un échantillon issu du tamis de 250 µm a ensuite été suspendu dans 7 mL d'hydroxyde de potassium (KOH 10%), porté à ébullition pendant 60 minutes, lavé à l'eau, trempé dans 3 mL de peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) pendant 15 minutes, et lavé abondamment à l'eau. L'hydroxyde de potassium et le peroxyde d'hydrogène sont deux traitements qui permettent une meilleure observation au microscope de par leur efficacité à dépigmenter les fragments végétaux. Enfin, un sous-échantillon a été monté dans l'eau sous lame et lamelle pour l'analyse microhistologique. Sous un microscope de grossissement × 100, les fragments végétaux ont été comptés en prenant soin de distinguer les fragments de sapin de ceux d'épinette blanche et d'épinette noire. Seuls le sapin, l'épinette blanche et l'épinette noire ont retenu notre attention, car les travaux de Huot (1982) sur le régime alimentaire des cerfs à l'île d'Anticosti ne font mention que de ces trois items principaux en plus des lichens arboricoles. La distinction a été rendue possible par l'observation des stomates de sapin, plus petits, moins larges et plus allongés que ceux d'épinette blanche et d'épinette noire (Hansen 1995) (voir Annexe A). Nous n'avons

pas tenté de distinguer les stomates d'épinette blanche de ceux d'épinette noire. En effet, l'opération aurait été moins fiable et trop coûteuse en temps du fait de différences morphométriques moins évidentes que pour le sapin. Il est bon de noter cependant que la part d'épinette noire est présumée très faible tant la densité de cette essence est faible dans les peuplements étudiés et tant cette espèce n'est reconnue pour être consommée que très rarement par le cerf (Boulet 1980). Deux transects par lame ont été réalisés et tous les champs le long de chaque transect ont été observés. Chaque tas de crottes a été analysé grâce à l'observation de deux lames (4 transects) totalisant au moins cinquante fragments identifiés. Ainsi, la proportion de sapin et d'épinette blanche contenue dans chacune des fèces a été déterminée en terme de fréquence de présence :  $n_{\text{item}} \text{ fragments observés identifiés} / n_{\text{total}} \text{ fragments observés identifiés}$ . En supposant qu'une ramille de sapin et d'épinette de même taille représente la même masse de matière sèche, nous avons ensuite transformé les données obtenues en pourcentage de la biomasse totale ingérée à partir de celui obtenu pour les lichens (voir sections suivantes 3.3.2.2 et 3.3.2.3).

### 3.3.2.2 *Lichens arboricoles*

Faute d'avoir réussi à observer des lichens sous microscope, nous supposons que les traitements de dépigmentation liés à la microhistologie sont susceptibles d'endommager les lichens contenus dans les fèces. Maizeret et al. (1986) rapportent également que le chèvrefeuille (*Lonicera peridymenum*) ne peut être identifié en microhistologie car son épiderme ne résiste pas à la digestion du chevreuil (*Capreolus capreolus*). En conséquence, il a été décidé de déterminer la proportion du lichen dans le régime alimentaire sous une loupe binoculaire sans traitement chimique afin de ne pas la sous-estimer plus qu'elle ne l'est déjà de par sa digestibilité élevée. Un sous-échantillon issu du tamis de 1 mm a donc été suspendu dans une mince couche d'eau dans un serpent in en plexiglass de 6 × 10 cm. Sous une loupe binoculaire de grossissement × 16, toutes les particules contenues dans l'échantillon ont été comptées en prenant soin de distinguer les fragments de lichens fruticuleux des autres fragments. Par manque de caractéristiques distinctives évidentes, les fragments de lichens foliacés n'ont pu être identifiés. Néanmoins, les lichens foliacés du genre *Lobaria* spp. ne sont pas reconnus pour être particulièrement consommés par les cerfs ou d'autres grands herbivores, mais plutôt pour leur capacité à fixer l'azote (Peck et McCune 1997). Ainsi, la proportion de lichens fruticuleux contenue dans

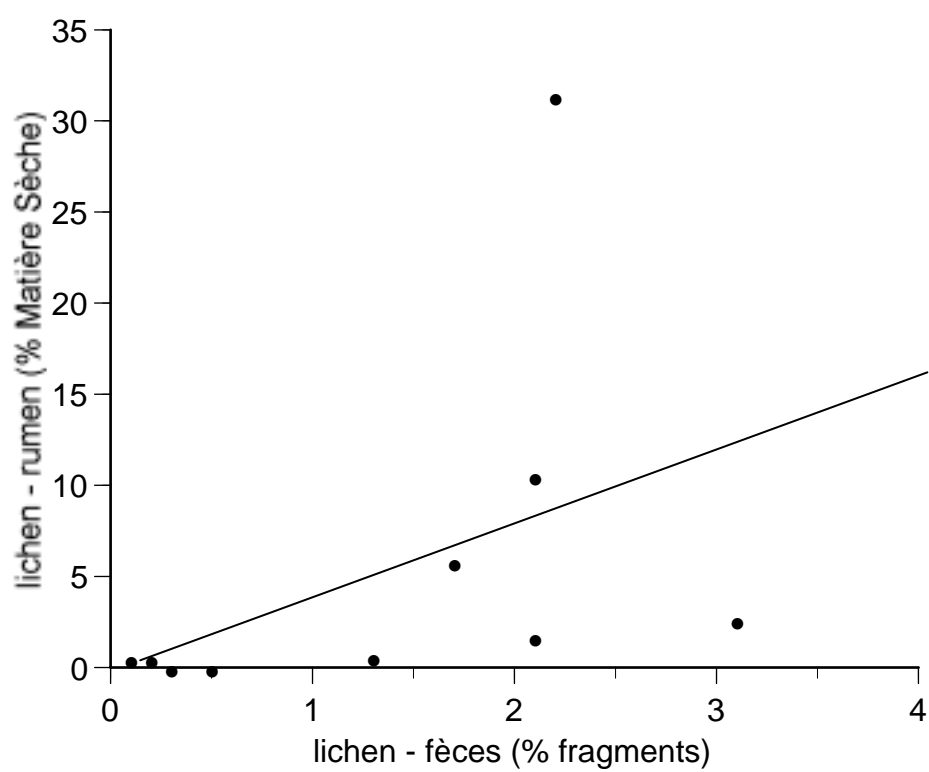
chacune des fèces est déterminée en terme de fréquence de présence :  $n_{\text{lichen}} / n_{\text{total}}$  fragments observés /  $n_{\text{total}}$  fragments observés. Ces données ont ensuite été transformées pour être exprimées en pourcentage de la biomasse totale ingérée à partir de la relation établie dans la section suivante entre la proportion des lichens dans les fèces (fragment) et dans le rumen (matière sèche).

### 3.3.2.3 *Digestibilité des lichens : estimation d'un facteur de correction*

Du 10 au 22 novembre 1999, dix cerfs ont été tués lors de la chasse tardive pratiquée à l'île d'Anticosti. La récolte de ces individus nous a fourni l'occasion de comparer la proportion de lichen contenue dans le rumen et dans les fèces. Un échantillon de 500 mL du contenu de rumen a été lavé dans un tamis de maille 5,6 mm afin de ne retenir que les grands fragments de végétation. Comme la densité des ramilles et des lichens diffère grandement, toutes les particules retenues par le tamis furent identifiées (lichen, sapin et le reste), séchées à l'étuve (60°C pendant 48 h) et pesées. Ainsi, la proportion des lichens dans le rumen a pu être déterminée par rapport à la masse de matière sèche totale ingérée, et comparée à celle dans les fèces des mêmes 10 cerfs selon la même méthode détaillée dans la section précédente (3.3.2.2). Les résultats indiquent que la relation entre le contenu en lichens des rumens et des fèces est très faible et non significative (Figure 3). Il faudrait sûrement une taille échantillon plus grande pour mettre en évidence l'existence d'un facteur de correction pour la digestibilité du lichen.

### 3.3.3 **Consommation des lichens par les cerfs : stations de nourrissage**

Afin de mettre en évidence la consommation de lichen par les cerfs, quatre stations de nourrissage et une station témoin ont été installées puis relevées tous les quinze jours du 27 janvier au 6 avril 2000. Une station de nourrissage a consisté à attacher environ 10 g de lichens (fruticuleux : genre *Alectoria* et foliacés : *Lobaria*) à chaque extrémité d'une branche de 1 m de long elle-même fixée sur un tronc de sapin à 0,75 m du sol, et à 2 m du sol pour la station témoin. Ce premier dispositif ne semblant pas être visité par les cerfs, nous avons alors décidé, après deux relevés de mesure, de mettre en place parallèlement un second type de station de nourrissage relevée également tous les quinze jours mais seulement du 21 février au 6 avril 2000. Deux autres poignées d'environ 10 g des mêmes lichens ont été cette fois-ci attachées sur une branche de bouleau fraîchement coupée, et plantée dans la neige à côté d'un sapin.



**Figure 3 : Relation entre la proportion des lichens dans les fèces (% fragments) et celle dans le rumen (% matière sèche). N = 10 cerfs.  $Y = 4,2 x - 0,3$  ( $r^2 = 0,2$  ;  $p = 0,2$ ).**

### 3.4 Biomasse des lichens arboricoles

#### 3.4.1 Pluie de lichens arboricoles

Dans chaque site de 1 km<sup>2</sup>, 10 trappes à lichen ont été disposées de manière systématique le long des 200 premiers mètres du transect permanent avant la première chute de neige, soit le 15 octobre 1999. Un piège à lichen est un filet de moustiquaire en nylon de 1 m × 1 m (mailles = 1 mm) fixé sur un cadre de bois de 2,5 × 7,5 cm. Les trappes ont été installées tous les 20 m à une distance perpendiculaire de 20 m et en alternance de part et d'autre du transect (par convention, la première a été placée à droite du transect).

Un dispositif de trappe à lichen avec exclos a été mis en place afin de s'assurer que la quantité de lichens tombés au sol dans les trappes ne pouvait être biaisée du fait d'une consommation par les cerfs. Ainsi, parmi les 10 trappes de chaque sapinière, les trappes n<sup>o</sup> 1, 3, 5, 7 et 9 ont été placées en paire avec 5 autres pièges entourés d'un exclos grillagé de 2 m de haut et de 2m × 2m. Seules les sapinières ont été munies d'un dispositif avec exclos car c'est le type de peuplement où l'on s'attend à retrouver les plus fortes densités de cerfs.

L'enlèvement des trappes ainsi que la récolte des lichens ont été effectués en mai 2000 après que toute la neige ait fondu. Les lichens ont été triés par genre (fruticuleux : *Alectoria*, *Bryoria*, *Ramalina* et foliacés : *Lobaria*) (voir Annexe B), séchés à 60°C pendant 24 heures puis pesés sur une balance de précision ± 0,0001 g. Des techniques similaires ont préalablement été utilisées. Ainsi Ditchkoff et Servello (1998) ont déjà utilisé des trappes d'un autre type pour récolter non seulement le lichen mais également les débris ligneux provenant de branches d'arbres cassées par le vent. En Gaspésie, Québec, Arsenault et al. (1999) ont disposé des pièges de même fabrication pour déterminer la biomasse des lichens arboricoles tombés au sol afin de la relier à celle disponible dans les arbres (Peck et McCune 1997).

#### 3.4.2 Lichens arboricoles dans les arbres

Vu le travail long et fastidieux, seulement quatre arbres représentatifs (diamètre et hauteur) du peuplement considéré ont été échantillonnés le long des 200 premiers mètres du transect permanent où ont été installées les trappes à lichen, pour chacun des 12 sites d'études. Une sapinière de 90-120 ans et une pessière blanche de 70 ans ont été ajoutées au dispositif

expérimental pour atteindre au total 14 sites d'études. Plusieurs méthodes d'échantillonnage de la biomasse des lichens arboricoles existent (Lang et al. 1980, Essen et al. 1996, Peck et McCune 1997, Stevenson et al. 1998) mais celle élaborée dans Arsenault et al. (1997) a été retenue. De par la distribution contagieuse des arbres supportant les lichens, la bande d'échantillonnage sur chaque site (200 m × 40 m) a été stratifiée en vue de sélectionner les arbres à échantillonner. Ainsi, les secteurs de forte et faible abondance en lichen ont été échantillonnés proportionnellement à la part occupée dans la bande échantillonnée. Les arbres de chaque strate ont été sélectionnés pour être représentatifs du diamètre et de la hauteur des arbres du peuplement considéré. Sur chaque arbre sélectionné, nous avons prélevé une branche par section du tronc de 2 m (à 1 m, 3 m, 5 m, 7 m, etc.). La branche prélevée a été celle la plus proche du point d'échantillonnage (1m, 3m, 5m, etc...). Nous avons prélevé intégralement les lichens sur chaque branche récoltée, nous les avons triés par genre (fruticuleux : *Alectoria*, *Bryoria* et foliacés : *Lobaria*), les avons séchés à 60°C pendant 24 heures et nous les avons pesés sur une balance de précision  $\pm 0,0001$  g. Afin d'estimer la biomasse totale de chaque arbre, nous avons compté le nombre de branches correspondant à chaque section de 2 m et nous l'avons multiplié par la biomasse trouvée pour chaque section de 2 m. Enfin, nous avons additionné la biomasse de chaque section pour obtenir celle de l'arbre au complet. Bien que les lichens fruticuleux du genre *Ramalina* spp. soient relativement abondants, ces derniers n'ont pas été collectés à l'inverse des lichens dans les trappes, car à notre connaissance au moment de leur récolte, ils n'étaient pas réputés pour être consommés par les cerfs.

La biomasse des lichens sur le tronc des arbres n'a pas été mesurée car elle est faible, soit 5% de la biomasse totale des lichens arboricoles (Arseneault et al. 1997), longue et difficile à récolter. Pour exprimer la biomasse des lichens dans les arbres en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  selon chaque peuplement, les densités arborescentes des sapins et des épinettes blanches ont été multipliées par la biomasse des lichens par pied d'arbre.

### 3.5 Description des peuplements

#### 3.5.1 Structure des peuplements

Dans chaque peuplement, 10 placettes échantillons ayant chacune pour centre une des 10 trappes à lichen ont été utilisées pour la réalisation des inventaires forestiers de 6 des 12 sites

d'étude. De par leur hétérogénéité, les trois sapinières de 90 ans, une pessière blanche de 70 ans et deux pessières blanches de 50 ans ont fait l'objet d'un échantillonnage tous les 100 m le long de l'ensemble du transect de 1 km.

Dans chaque placette d'inventaire établie à l'aide d'un prisme métrique de facteur 2, le diamètre de la section du tronc située à 1,30 m de hauteur au-dessus du niveau moyen du sol (diamètre à hauteur de poitrine, soit DHP) a été mesuré à l'aide d'un ruban à DHP. Ainsi, la densité arborescente (nombre de tiges d'une essence par unité de surface) a été déterminée par l'enregistrement du nombre de tiges vues au prisme (Grosenbaugh 1952) en tenant compte de leur DHP. Le nombre de tiges d'arbres à l'hectare a ensuite été calculé en multipliant le nombre de tiges dénombrées, par essence et par classe de DHP, par le facteur du prisme pour une classe de DHP donnée.

La surface terrière par espèce et par classe de DHP a également été calculée pour chaque placette échantillon. La surface terrière d'une tige est la surface de la section du tronc située à 1,30 m de hauteur au-dessus du niveau moyen du sol (DHP). Combinée au nombre de tiges par hectare et à la hauteur moyenne du peuplement, la surface terrière permet d'établir l'importance de la couverture arborescente tant en terme de densité qu'en terme de volume.

### **3.5.2 Fermeture du couvert vertical**

Dans chaque placette d'inventaire forestier définie dans la section précédente (3.5.1), la fermeture du couvert vertical a été obtenue en mesurant l'absence ou la présence du couvert au-dessus de 20 points verticaux équidistants de 1 m le long d'une corde calibrée tendue au sol (Vales et Bunnell 1988).

Pour tenir compte de la disparité des trois répliqués des sapinières en terme de fermeture de la canopée, nous avons établi un indice de chablis pour chacune des placettes retenues lors de l'inventaire de la fermeture du couvert vertical. Quatre classes qualitatives de chablis ont ainsi été établies selon les critères suivants : aucun chablis (classe 0), un ou plusieurs arbres isolés au sol (classe 1), un ou plusieurs groupes d'arbres isolés au sol (classe 2), grande surface d'arbres au sol (classe 3).

### 3.5.3 Hauteur et âge du peuplement

Dans chaque peuplement, 10 placettes échantillons ayant chacune pour centre une des 10 trappes à lichen ont été utilisées pour déterminer l'âge et la hauteur des peuplements. Deux arbres représentatifs du diamètre et de la hauteur des arbres de la placette échantillon ont été sélectionnés afin de déterminer leur âge et de mesurer leur hauteur.

L'âge des arbres a été déterminé à la souche avec une sonde de Pressler (Jozsa 1989). Le cœur des sapins, trop souvent pourri, ne nous a pas permis d'obtenir des carottes lisibles. Pour contourner cet obstacle, nous avons prélevé la carotte à 1 m du sol et non à la souche comme prévu initialement. Nous avons alors jugé bon d'ajouter 10 ans à l'âge des sapins sondés à 1 m du sol. Il faut préciser que l'âge véritable des sapins pourrait être encore bien supérieur puisque même les petits semis peuvent avoir plus de 20 ans (Parent et al. 2000, Parent et al. 2001).

La hauteur moyenne d'un peuplement correspond à la hauteur réelle des tiges représentatives (essences dominantes et co-dominantes) du peuplement. Pour estimer correctement cette caractéristique, nous avons mesuré à l'aide d'un clinomètre (précision  $\pm 0,25$  m) la hauteur des deux arbres sélectionnés pour être représentatifs (diamètre et hauteur) des arbres de cette même placette, soit 20 mesures par site. Le nombre de nos mesures (20) est en accord avec le nombre d'arbres à échantillonner pour un peuplement équié (10) ou inéquié (20) pour obtenir une précision suffisante (Bérard 1996).

### 3.5.4 Accessibilité du peuplement aux cerfs

Dans les jeunes forêts, la présence des branches basses peut nuire à l'accessibilité du peuplement par le cerf ou bien tout simplement rendre inconfortable les déplacements de ce dernier. La facilité de déplacement sous couvert des cerfs a été estimée afin de nous confirmer les différences entre les peuplements forestiers. Ainsi, un indice d'accessibilité du peuplement forestier ou de confort dans les déplacements basé sur le jugement de l'expérimentateur a été évalué pour chacune des placettes retenues pour l'inventaire forestier. L'examen de la hauteur de la première branche, le nombre de branches entre 1 et 3 m et le degré de chevauchement des branches entre 1 et 3 m entre les arbres voisins de la placette considérée sont autant de critères qui ont permis d'établir qualitativement quatre classes d'accessibilité : très favorable aux déplacements des cerfs (classe 1), plus ou moins favorable (classe 2), très défavorable (classe 3),

juxtaposition de zone de classe 1 et 3 (classe 4). La classe 4 a été créée car il s'agit d'une situation rencontrée particulièrement dans les pessières blanches de 30 ans.

### **3.5.5 Conditions d'enneigement**

L'évolution de l'enneigement au cours de l'hiver a été suivie tous les 15 jours à l'aide d'une station nivométrique pour les pessières blanches de 30 ans, de 50 ans et de 70 ans et de deux stations nivométriques pour les sapinières de 90-120 ans. Les stations sont situées, dans la partie ouest de l'île (entre Port-Menier et le km 50 de la transanticoști, à l'est du village), dans des peuplements autres que ceux retenus pour la mise en place des transects permanents. Les données sont recueillies par la Société de la faune et des parcs du Québec depuis 1985 pour les sapinières, ce qui nous a permis d'obtenir une série historique d'informations sur la rigueur de l'hiver. La station est composée de 10 règles, graduées en centimètres, équidistantes de 5 m. L'épaisseur de la neige et l'enfoncement ont été mesurés puisque ces variables sont corrélées aux taux de mortalité des cerfs (Potvin et Breton 1992b). Les mesures d'enfoncement ont été prises à l'aide d'un pénétromètre de Verme (Verme 1968) tandis que les données d'épaisseur ont été obtenues directement par la lecture des règles graduées.

### **3.6 Analyses statistiques**

Une analyse de variance à mesures répétées à deux facteurs (facteur peuplement et facteur progression de l'hiver ou période d'échantillonnage au cours de l'hiver) a été utilisée pour étudier la fréquentation hivernale et le régime alimentaire (seuil de signification  $\alpha = 0,05$ ). Pour chacune des analyses de variance à mesures répétées, le meilleur type de dépendance temporelle a été sélectionné sur la base du critère d'Akaike (AIC). Les pessières blanches de 30 ans n'ont pas été incluses dans les analyses de régime alimentaire car seulement une fèces a pu être récoltée dans ce type de peuplement. Un test de t avec données appariées a été utilisé pour comparer la chute des lichens arboricoles dans les trappes à lichens avec et sans exclos (seuil de signification  $\alpha = 0,05$ ). En outre, une analyse de variance à un facteur a été utilisée pour étudier l'effet du type de peuplement sur la chute des lichens arboricoles dans les trappes et leur présence, la biomasse des lichens dans les arbres et leur présence, l'âge et la hauteur des arbres, le couvert vertical, la densité arborescente et la surface terrière (seuil de signification  $\alpha = 0,05$ ). Un tableau de contingence ou tableau croisé a été utilisé pour étudier l'association entre les variables catégoriques accessibilité et

peuplement. Compte tenu du faible nombre de données ( $n=12$ ), nous avons eu recours à un test exact de Fisher pour étudier l'association entre les variables catégoriques. Afin d'évaluer la relation entre la biomasse de la chute des lichens et celle des lichens dans les arbres, une régression linéaire avec variable indicatrice a été utilisée pour chacun des genres de lichens. Afin de pouvoir regrouper les données de chaque type de peuplement, l'effet du facteur type de peuplement a été testé par une analyse de variance à un facteur portant sur la variable dépendante obtenue par le rapport de la biomasse de la chute des lichens et de celle des lichens dans les arbres. Lorsque nécessaire, les données de chacune des variables dépendantes ont été transformées en logarithme népérien [ $\ln(\text{variable dépendante} + \text{constante})$ ] pour répondre aux conditions de normalité et d'homocédasticité (Zar 1984). La constante ajoutée à la variable dépendante a suivi la règle qui veut que la constante soit 10 à 100 fois plus petite que la plus petite valeur moyenne (Sokal et Rohlf 1981). Malgré deux types de transformation (logarithme et racine carrée), les données d'indice de présence du type deux pistes, réseau, sentier et fêces ne respectent pas les postulats de normalité et d'homocédasticité. L'absence de test non paramétrique pour un dispositif expérimental à mesures répétées nous a contraints néanmoins à utiliser les données brutes, d'autant que les données brutes et transformées fournissent les mêmes résultats. Lors des analyses de variance à un facteur, un test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour les variables qui ne respectaient pas les postulats de normalité et d'homocédasticité. Le test de comparaisons multiples de type « Least Square Means » (LS means) a permis de voir où se situent les différences significatives (seuil de signification  $\alpha = 0,05$ ). Le logiciel SAS 8.0 a été utilisé pour effectuer les analyses statistiques.

Le contenu en lichen du genre *Lobaria* d'une des 30 trappes des trois sapinières n'a pas été retenu dans les analyses statistiques du fait de sa biomasse anormalement élevée par rapport aux 29 autres trappes. Nous avons décidé d'enlever cette donnée car la chute exceptionnellement élevée (85 fois plus grande que la moyenne) dans cette trappe nous est apparue comme un événement non représentatif et de nature à surestimer de manière trop importante la biomasse de la chute des lichens du genre *Lobaria* dans les sapinières matures. Une telle valeur n'est peut-être pas représentative, cependant il n'en demeure pas moins qu'elle représente un événement réel, naturel et providentiel pour les cerfs de l'endroit. Sa signification biologique est donc indéniable.

## 4 RÉSULTATS

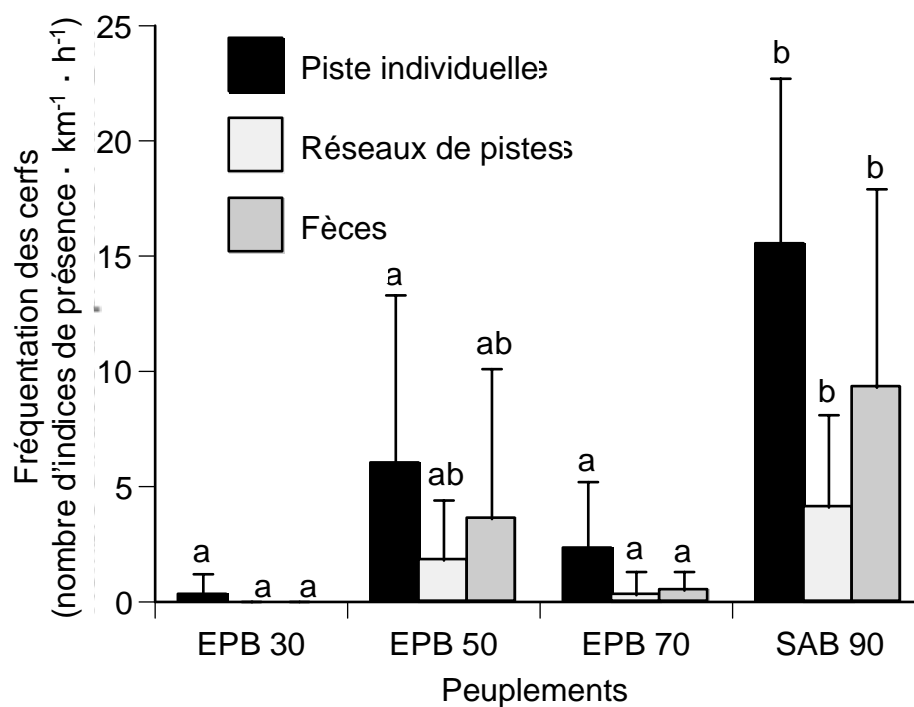
### 4.1 *Fréquentation hivernale : inventaire de pistes et de fèces*

Les indices de présence de la catégorie piste sont représentés majoritairement par les pistes individuelles (Tableau 1). En effet, les pistes individuelles sont environ 4 fois plus nombreuses que les réseaux de pistes, 11 fois plus nombreuses que les sentiers et 16 fois plus nombreuses que les groupes de deux pistes.

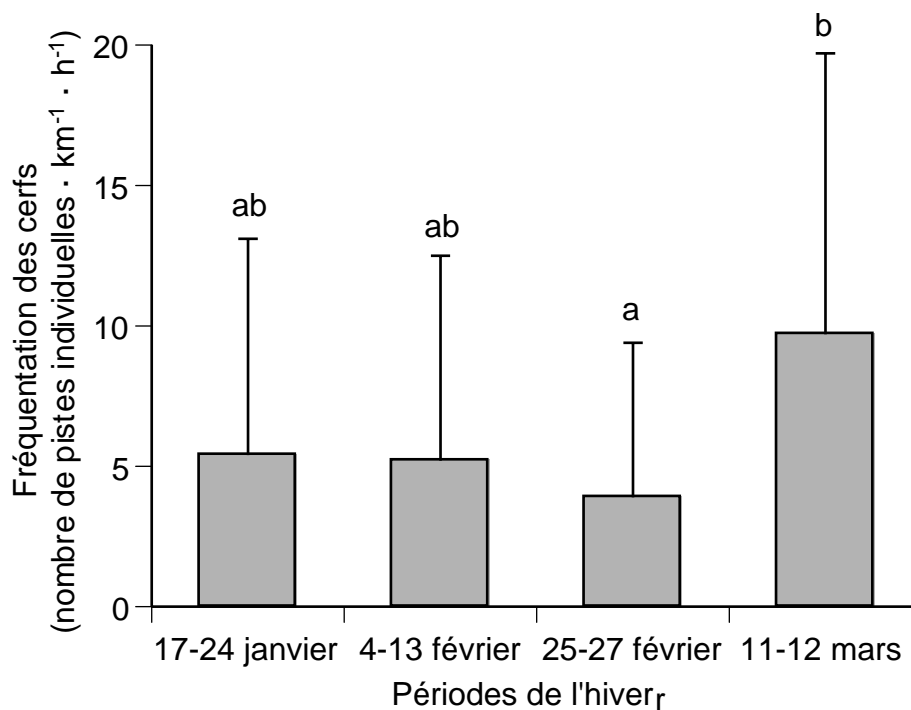
Les nombres de pistes individuelles, de réseaux de pistes et de fèces varient selon le type de peuplement, (1piste  $F_{3,8} = 14,5$ ;  $p = 0,001$  et réseau  $F_{3,8} = 4,4$ ;  $p = 0,04$  et fèces  $F_{3,8} = 5,8$ ;  $p = 0,02$ ). En effet, en moyenne 5 fois plus de pistes individuelles ont été observées dans les sapinières de 90 ans que dans les pessières blanches de 30 ans, 50 ans et 70 ans (Figure 4). De même, près de 10 fois plus de réseaux de pistes et 13 fois plus de fèces ont été observés dans les sapinières de 90 ans et les pessières blanches de 50 ans que dans les pessières blanches de 30 ans et 70 ans. Dans la mesure où la dimension des réseaux de pistes est demeurée la même quel que soit le type de peuplement, soit environ 2 m, le nombre de cerfs correspondant à un réseau de pistes est certes inconnu mais est assumé constant. Par conséquent, une augmentation de 10% de réseaux de pistes représente donc bien une augmentation de 10% de la fréquentation. En outre, hormis les pistes individuelles ( $F_{3,24} = 3,3$ ;  $p = 0,04$ ), aucun indice de présence ne varie en fonction de la progression de l'hiver ( $F_{3,24} > 0,2$ ;  $p > 0,2$ ). En effet, la quantité de pistes individuelles pour la période du 11-12 mars est 2 à 3 fois supérieure à celle pour la période du 25-27 février (Figure 5). Cependant, le nombre d'indices de présence de types deux pistes et sentiers ne varie pas selon le type de peuplement ni selon la progression de l'hiver ( $F_{3,8} > 0,9$ ;  $p > 0,2$  et  $F_{3,24} > 0,9$ ;  $p > 0,2$  respectivement). Enfin, quel que soit le type d'indice de présence, aucune interaction entre les facteurs type de peuplement et progression de l'hiver n'est significative ( $F_{9,24} > 0,7$ ;  $p > 0,2$ ).

**Tableau 1 : Fréquentation des cerfs (nombre d'indices de présence · km<sup>-1</sup> · 24 h<sup>-1</sup>) ± l'écart-type selon le type de peuplement et la progression de l'hiver.**

Indices de présence et périodes de l'hiver	Fréquentation des cerfs (nombre d'indices de présence · km <sup>-1</sup> · 24 h <sup>-1</sup> )			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70 ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
<b>Une piste individuelle</b>				
17 - 24 janvier	1,0 ± 1,7	5,5 ± 8,3	1,6 ± 1,4	13,3 ± 10,4
4 - 13 février	0	7,3 ± 9,5	0,2 ± 0,3	13,3 ± 4,2
25 - 27 février	0,2 ± 0,3	1,7 ± 1,5	1,0 ± 1,7	12,6 ± 2,1
11 - 12 mars	0	9,7 ± 9,1	6,3 ± 2,3	22,7 ± 7,2
<b>Deux pistes</b>				
17 - 24 janvier	0	0	0,2 ± 0,3	1,8 ± 2,0
4 - 13 février	0	0,7 ± 1,2	0	0,3 ± 0,6
25 - 27 février	0	0	0	0
11 - 12 mars	0	1,3 ± 2,3	0	0,8 ± 0,8
<b>Réseau de pistes</b>				
17 - 24 janvier	0	2,7 ± 4,6	0	6,0 ± 7,9
4 - 13 février	0	2,0 ± 2,0	0	2,2 ± 1,9
25 - 27 février	0	0,4 ± 0,3	0	0
11 - 12 mars	0	2,0 ± 2,7	1,2 ± 2,0	0,8 ± 0,8
<b>Sentier de pistes</b>				
17 - 24 janvier	0	0,7 ± 1,2	0	5,0 ± 7,8
4 - 13 février	0	1,7 ± 2,1	0	0,7 ± 1,2
25 - 27 février	0	0	0	1,9 ± 1,7
11 - 12 mars	0	0	0	0,2 ± 0,3
<b>Fèces</b>				
17 - 24 janvier	0	3,7 ± 6,4	0,2 ± 0,3	15,7 ± 17,6
4 - 13 février	0	7,0 ± 12,1	0	7,2 ± 2,8
25 - 27 février	0	1,4 ± 2,2	0,7 ± 1,2	7,7 ± 0,6
11 - 12 mars	0	2,3 ± 3,2	1,0 ± 1,0	6,7 ± 3,1

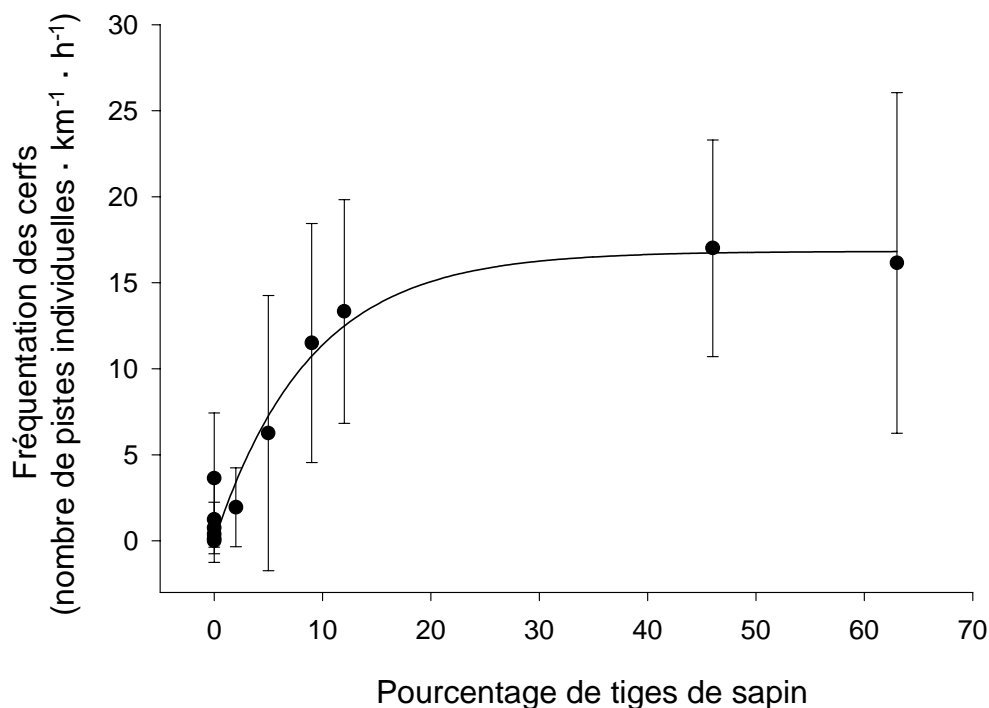


**Figure 4 : Fréquentation des cerfs (nombre d'indices de présence · km<sup>-1</sup> · 24 h<sup>-1</sup>) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les 4 périodes de l'hiver ont été regroupées. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).**



**Figure 5 : Fréquentation des cerfs (nombre de pistes individuelles · km<sup>-1</sup> · 24 h<sup>-1</sup>) ± l'écart-type, selon la progression de l'hiver. Les 4 types de peuplements ont été regroupés. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).**

L'association entre le pourcentage de tiges de sapin et le nombre de pistes individuelles de cerf est particulièrement forte (Figure 6). La fréquentation des cerfs augmente ainsi en fonction de la proportion de tiges de sapins présentes. Enfin, la fréquentation augmente d'abord rapidement jusqu'à 10% de tiges de sapin, puis elle atteint un plateau autour de 25% de tiges de sapin.



**Figure 6 : Association entre le pourcentage de tiges de sapin (%) et la fréquentation des cerfs (nombre de pistes individuelles de cerf · km<sup>-1</sup> · 24 h<sup>-1</sup>) ± l'écart-type. Chaque point représente un de nos 12 peuplements d'étude.  $Y = 16,82 \cdot (1 - e^{-0,11x})$ ;  $r^2 = 0,96$ ;  $p < 0,0001$ .**

## 4.2 Régime alimentaire

### 4.2.1 Régime alimentaire (sapin, épinette blanche, lichens)

Le sapin baumier domine largement le régime alimentaire hivernal du cerf de Virginie (Tableau 2). Toutes périodes de l'hiver et tous peuplements confondus, les données de régime alimentaire corrigées pour la digestibilité du lichen (voir méthodologie, section 3.3.2.3) fournissent un pourcentage moyen de 72% pour le sapin baumier, soit près de 4 fois plus que l'épinette blanche et 7 fois plus que les lichens (Tableau 2).

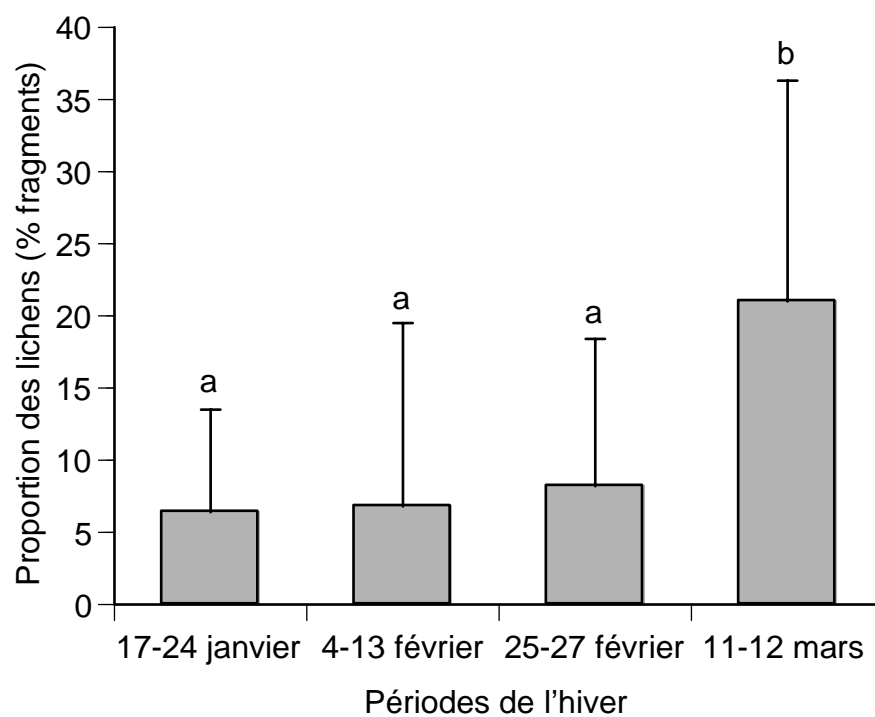
Comparativement au pourcentage des lichens arboricoles ( $F_{3,9} = 6,1$ ;  $p = 0,01$ ), les pourcentages de sapin et d'épinette blanche ne varient pas en fonction de la progression de l'hiver ( $F_{3,9} > 1,1$ ;  $p > 0,4$ ). En effet, les cerfs ont consommé en moyenne 3 fois plus de lichens arboricoles durant la période du 11-12 mars que pendant les trois autres précédentes (Figure 7). En outre, quelque soit l'item alimentaire considéré, aucune variation n'est observée en fonction du type de peuplement ( $F_{2,5} > 0,2$ ;  $p > 0,8$ ). De même, aucune interaction entre les facteurs type de peuplement et la progression de l'hiver n'est significative ( $F_{6,9} > 0,9$ ;  $p > 0,3$ ).

### 4.2.2 Stations de nourrissage avec les lichens arboricoles

La consommation des lichens arboricoles dans les stations de nourrissage de type « sans bouleau » n'a été observée qu'à deux reprises sur les 40 poignées de lichens déposées initialement (2 genres de lichens  $\times$  4 stations  $\times$  5 périodes), soit dans 5% des cas (Tableau 3). Parmi les stations de nourrissage, 45% présentaient des pistes de cerfs à proximité, 40% une activité et 15% aucune activité. Pour sa part, la consommation des lichens arboricoles dans les stations de nourrissage de type « avec bouleau » a été légèrement supérieure à celle de type « sans bouleau ». En effet, 9 poignées de lichens sur les 24 déposées initialement (2 genres de lichens  $\times$  4 stations  $\times$  3 périodes) ont été consommées, soit dans 38% des cas (Tableau 3). Dans ce cas, 58% des stations de nourrissage présentaient des pistes de cerfs à proximité et 42% aucune activité. Les deux genres de lichens arboricoles, *Alectoria* et *Lobaria*, qui ont été prélevés par le cerf l'ont tous été intégralement.

**Tableau 2 : Régime alimentaire (% fragments)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement et la progression de l'hiver. Les nombres entre parenthèses sont les données non corrigées pour la digestibilité.**

Items alimentaires et périodes de l'hiver	Régime alimentaire (% fragments)			
	Pessière 30ans n = 3 (1 fèces)	Pessière 50ans n = 3 (35 fèces)	Pessière 70ans n = 3 (23 fèces)	Sapinière 90ans n = 3 (60 fèces)
<b>Sapin baumier</b>				
17 - 24 janvier	0	83,6 $\pm$ 8,4	71,1 $\pm$ 14,2	67,8 $\pm$ 20,0
4 - 13 février	0	80,3 $\pm$ 10,1	75,6 $\pm$ 11,3	65,2 $\pm$ 27,9
25 - 27 février	92,8	85,8 $\pm$ 9,5	74,2 $\pm$ 5,0	69,7 $\pm$ 19,5
11 - 12 mars	0	53,6 $\pm$ 22,9	56,1 $\pm$ 20,2	64,1 $\pm$ 17,6
<b>Épinette blanche</b>				
17 - 24 janvier	0	15,2 $\pm$ 8,3	23,3 $\pm$ 13,4	23,8 $\pm$ 18,3
4 - 13 février	0	12,5 $\pm$ 9,4	22,8 $\pm$ 11,1	26,4 $\pm$ 25,6
25 - 27 février	4,8	11,4 $\pm$ 9,2	15,4 $\pm$ 4,5	19,5 $\pm$ 17,4
11 - 12 mars	0	26,8 $\pm$ 18,4	21,9 $\pm$ 15,8	15,9 $\pm$ 14,1
<b>Lichens</b>				
17 - 24 janvier	0	1,2 $\pm$ 1,2 (0,3)	5,6 $\pm$ 3,5 (1,4)	8,4 $\pm$ 8,4 (2,1)
4 - 13 février	0	7,2 $\pm$ 14,4 (1,8)	1,6 $\pm$ 0,5 (0,4)	8,4 $\pm$ 13,6 (2,1)
25 - 27 février	2,4	2,8 $\pm$ 3,1 (0,7)	10,4 $\pm$ 11,9 (2,6)	10,8 $\pm$ 11,9 (2,7)
11 - 12 mars	0	19,6 $\pm$ 18,3 (4,9)	22,0 $\pm$ 20,7 (5,5)	20,0 $\pm$ 11,0 (5,0)



**Figure 7 : Proportion des lichens dans le régime alimentaire (% fragments)  $\pm$  l'écart-type, selon la progression de l'hiver. Les 4 types de peuplements ont été regroupés. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

**Tableau 3 : Pourcentage de lichens arboricoles consommés par les cerfs (% matière fraîche) aux stations de nourrissage selon la progression de l'hiver et le type de station utilisé.**

Périodes de l'hiver et genre de lichens	Pourcentage de lichens arboricoles consommés par les cerfs (% matière fraîche)		
	Station témoin (n=1)	Station sans bouleau (n=4)	Station avec bouleau (n=4)
26 janvier - 9 février			
<i>Lobaria</i> spp.	0	0	-
<i>Alectoria</i> spp.	0	0	-
9 - 23 février			
<i>Lobaria</i> spp.	0	0	-
<i>Alectoria</i> spp.	0	0	-
23 février - 8 mars			
<i>Lobaria</i> spp.	0	0	25
<i>Alectoria</i> spp.	0	0	50
8 - 22 mars			
<i>Lobaria</i> spp.	0	0	0
<i>Alectoria</i> spp.	0	0	50
22 mars - 12 avril			
<i>Lobaria</i> spp.	0	25	50
<i>Alectoria</i> spp.	0	25	50

### 4.3 Lichens arboricoles

#### 4.3.1 Pluie des lichens arboricoles

Quel que soit le type de lichens, fruticuleux (*Bryoria* spp., *Alectoria* spp., *Ramalina* spp.) ou foliacés (*Lobaria* spp.), la biomasse des lichens arboricoles tombés dans les trappes sans exclos n'est pas différente de celle dans les trappes avec exclos ( $t_{0,05; 14} > 0,3$  ;  $p > 0,1$ ) (Tableau 4). Étant donné qu'il n'y a pas de différence entre les parcelles clôturées et les non clôturées, les deux catégories ont été combinées pour obtenir les estimations ultérieures de biomasse des lichens. Tout comme

**Tableau 4 : Chute des lichens arboricoles ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )  $\pm$  l'écart-selon le type de trappe (trappe avec et sans exclos) pour les 3 sapinières de 90 ans étudiées. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

Types de lichens	Chute des lichens arboricoles ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )	
	trappe avec exclos (n=15)	trappe sans exclos (n=15)
Lichens fruticuleux		
<i>Bryoria</i> spp.	0,61 $\pm$ 0,43 <sup>a</sup>	0,82 $\pm$ 0,62 <sup>a</sup>
<i>Alectoria</i> spp.	0,36 $\pm$ 0,58 <sup>a</sup>	0,31 $\pm$ 0,46 <sup>a</sup>
<i>Ramalina</i> spp.	0,20 $\pm$ 0,16 <sup>a</sup>	0,24 $\pm$ 0,19 <sup>a</sup>
Total	1,17 $\pm$ 0,92 <sup>a</sup>	1,36 $\pm$ 1,00 <sup>a</sup>
Lichens foliacés		
<i>Lobaria</i> spp.	2,32 $\pm$ 7,35 <sup>a</sup>	1,40 $\pm$ 3,05 <sup>a</sup>
Lichens - Total	3,49 $\pm$ 7,31 <sup>a</sup>	2,79 $\pm$ 2,95 <sup>a</sup>

la biomasse totale des lichens tombés au sol, celle des lichens fruticuleux varie selon le type de peuplement (total  $F_{3,8} = 6,5$ ;  $p = 0,02$  et fruticuleux  $F_{3,8} = 4,8$ ;  $p = 0,03$ ). En effet, la biomasse totale des lichens tombés au sol dans les pessières blanches de 30 ans et de 50 ans est en moyenne près de 5 fois plus faible que celle dans les pessières blanches de 70 ans et les sapinières de 90 ans (Tableau 5). De même, la biomasse des lichens fruticuleux tombés au sol dans les pessières blanches de 70 ans et les sapinières de 90 ans est 4 fois plus grande que celle dans les pessières blanches de 30 ans (Tableau 5). La biomasse des lichens tombés au sol du genre *Lobaria* ne varie pas selon le type de peuplement ( $F_{3,8} = 0,7$ ;  $p = 0,6$ ). Il en est de même pour la biomasse des lichens tombés au sol des genres *Bryoria*, *Alectoria* et *Ramalina* pris individuellement, cependant une différence significative est très proche d'être observée (*Bryoria*  $F_{3,8} = 2,7$ ;  $p = 0,1$  *Alectoria* et *Ramalina*  $\chi_3^2 < 7,1$ ;  $p < 0,09$ ). Ainsi, la chute des lichens du genre *Bryoria* aurait tendance à être au moins 3 fois plus grande dans les sapinières de 90 ans que dans les pessières blanches, et 11 fois plus grande pour le genre *Alectoria* (Tableau 5). De même, la biomasse des lichens *Ramalina* spp. tombés au sol dans les pessières blanches de 70 ans aurait tendance à être 5 fois plus grande que celle dans les sapinières de 90 ans, les pessières blanches de 50 ans et celles de 70 ans.

**Tableau 5 : Chute des lichens arboricoles ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

Types de lichens	Chute des lichens arboricoles ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
Lichens fruticuleux				
<i>Bryoria</i> spp.	0,13 $\pm$ 0,46	0,25 $\pm$ 0,37	0,25 $\pm$ 0,34	0,75 $\pm$ 0,58
<i>Alectoria</i> spp.	0,01 $\pm$ 0,03	0,03 $\pm$ 0,08	0,03 $\pm$ 0,06	0,35 $\pm$ 0,45
<i>Ramalina</i> spp.	0,17 $\pm$ 0,40	0,22 $\pm$ 0,22	1,07 $\pm$ 1,38	0,28 $\pm$ 0,39
Total	0,31 $\pm$ 0,80 <sup>a</sup>	0,49 $\pm$ 0,52 <sup>ab</sup>	1,35 $\pm$ 1,44 <sup>b</sup>	1,38 $\pm$ 1,06 <sup>b</sup>
Lichens foliacés				
<i>Lobaria</i> spp.	0 <sup>a</sup>	0,08 $\pm$ 0,26 <sup>a</sup>	0,49 $\pm$ 1,78 <sup>a</sup>	0,92 $\pm$ 2,36 <sup>a</sup>
Lichens - Total	0,31 $\pm$ 0,80 <sup>a</sup>	0,57 $\pm$ 0,56 <sup>a</sup>	1,85 $\pm$ 2,20 <sup>b</sup>	2,30 $\pm$ 2,33 <sup>b</sup>

Quel que soit le type de peuplement, la chute totale des lichens est composée à 80% par les lichens fruticuleux et à 20% par les lichens foliacés. Quant à la chute des lichens fruticuleux, elle est constituée en moyenne à 40% par *Ramalina* spp., à 33% par *Bryoria* spp. et à 7% par *Alectoria* spp.. Outre ces remarques, indépendamment des différents types de peuplement, nos données de chute des lichens semblent également présenter une augmentation de la part des lichens foliacés ainsi qu'une baisse de celle des lichens fruticuleux au fur et à mesure que l'âge des peuplements augmente (Tableau 5).

Sans tenir compte du type de peuplement, les lichens foliacés du genre *Lobaria* ont été observés dans les trappes à lichens en moyenne 2 à 4 fois moins souvent que les lichens fruticuleux des genres *Bryoria*, *Alectoria* et *Ramalina* (Tableau 6). Le pourcentage de présence du lichen du genre *Ramalina* varie selon le type de peuplement ( $\chi_3^2 = 8,8$  ;  $p = 0,03$ ). En effet, les lichens du genre *Ramalina* ont été observés dans les trappes à lichens 23% moins souvent dans les pessières blanches de 30 ans que dans les pessières blanches de 50 ans, 70 ans et les sapinières de 90 ans (Tableau 6). A contrario, la présence dans les trappes des lichens fruticuleux (total) celle des lichens des genres *Bryoria*, *Alectoria* et *Lobaria* ne varie pas selon le type de peuplement ( $\chi_3^2 > 3,0$  ;  $p > 0,2$ ).

**Tableau 6 : Présence des lichens arboricoles tombés au sol dans les trappes (%)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

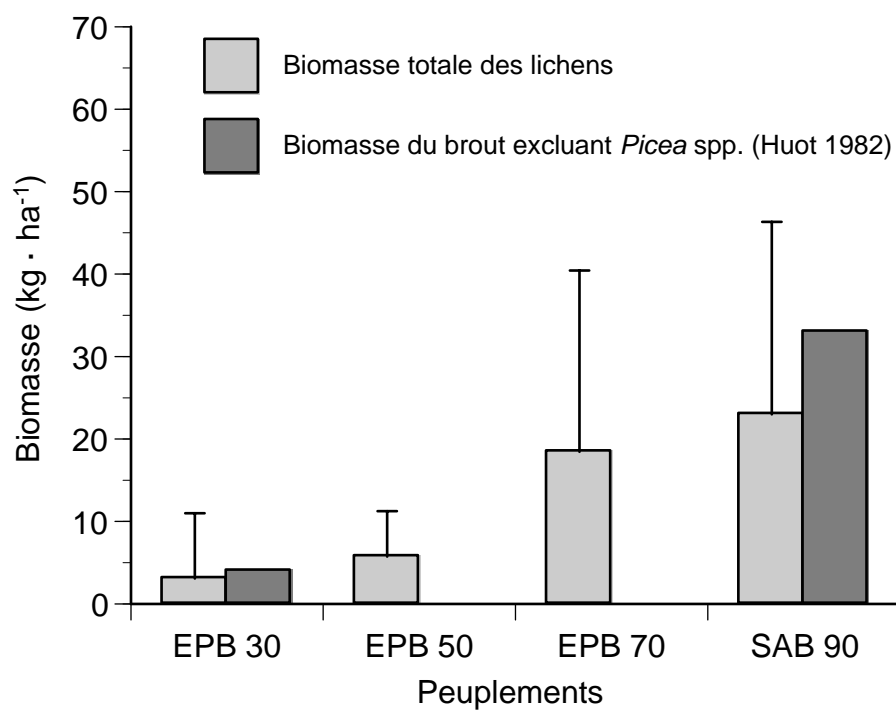
Types de lichens	Présence des lichens arboricoles dans les trappes (%)			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
<b>Lichens fruticuleux</b>				
<i>Bryoria</i> spp.	77 $\pm$ 32	97 $\pm$ 6	90 $\pm$ 10	100
<i>Alectoria</i> spp.	33 $\pm$ 58	63 $\pm$ 25	47 $\pm$ 45	93 $\pm$ 11
<i>Ramalina</i> spp.	77 $\pm$ 15 <sup>a</sup>	100 <sup>b</sup>	100 <sup>b</sup>	97 $\pm$ 6 <sup>b</sup>
Total	87 $\pm$ 23	100	100	100
<b>Lichens foliacés</b>				
<i>Lobaria</i> spp.	0	30 $\pm$ 30	30 $\pm$ 20	30 $\pm$ 44

À partir des données de Huot (1982), il a été possible de comparer la disponibilité de nourriture fournie par la chute des lichens arboricoles d'une part et par le brout de sapin d'autre part. Ainsi dans les sapinières matures et dans les pessières blanches de 30 ans, bien que supérieure, la nourriture disponible issue du brout est comparable à celle fournie par la chute des lichens (Figure 8). Par contre, dans les pessières blanches de 50 ans, seule la chute des lichens arboricoles constitue une source de nourriture car le brout est inexistant ou presque. Aucune information n'a malheureusement pu être récoltée pour les pessières de 70 ans car ce type de peuplement était absent de l'île au moment de l'étude de Huot en 1975-1976. Cependant, les résultats préliminaires d'une étude conduite en 2001 par la Chaire de recherche industrielle CRSNG - Produits forestiers Anticosti, nous indiquent que le brout disponible dans les pessières de 70 ans est très faible, voire inexistant (J-P. Tremblay, communication personnelle). Enfin, la nourriture totale (lichens et brout) disponible dans les sapinières est respectivement 8, 9 et 3 fois plus grande que celle retrouvée dans les pessières blanches de 30 ans, 50 ans et 70 ans (Figure 8).

### 4.3.2 Lichens arboricoles dans les arbres

#### 4.3.2.1 Lichens disponibles dans les arbres

La biomasse totale des lichens dans les arbres, ainsi que la biomasse des lichens fruticuleux (total) et du genre *Alectoria* varient selon le type de peuplement ( $F_{3,10} < 6,7$  ;  $p < 0,03$ ) (Tableau 7). En effet, par pied d'arbre, la biomasse totale des lichens arboricoles (fruticuleux + foliacés) des



**Figure 8 :** Comparaison de la biomasse totale de la chute des lichens ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type et de la biomasse du brouit disponible entre 0,25 et 2,25 m excluant *Picea* spp. ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Huot 1982). Données non disponibles pour les pessières blanches de 70 ans, car ce type de peuplement n'était pas présent en 1982.

peSSIères blanches de 30 ans est inférieure à celle des peSSIères blanches de 50 ans, et 70 ans et à celle des sapinières de 90 ans, respectivement par un facteur 18, 53 et 143 (Tableau 7). En outre, les sapinières de 90 ans présentent une biomasse de lichens fruticuleux par pied d'arbre plus grande que celle des peSSIères blanches de 30 ans, 50 ans et 70 ans, soit par un facteur 36, 11 et 4 (Tableau 7). De même, la biomasse des lichens du genre *Alectoria* des sapinières de 90 ans est respectivement 75, 34 et 7 fois plus grande que celle des peSSIères de 30 ans, 50 ans et 70 ans (Tableau 7).

La biomasse des lichens dans les arbres du genre *Bryoria* et *Lobaria* ne varie pas selon le type de peuplement (*Bryoria*  $F_{3,10} = 2,7$  ;  $p = 0,1$  et *Lobaria*  $\chi_3^2 = 4,5$  ;  $p = 0,2$ ) (Tableau 7). Cependant, le fait que  $p_{Bryoria}$  soit si proche du seuil de signification nous permet de penser que la biomasse des lichens du genre *Bryoria* pourrait être plus grande dans les sapinières de 90 ans que dans les peSSIères blanches de 30 ans, 50 ans et 70 ans. La biomasse totale des lichens dans les arbres des peSSIères blanches de 50 ans, 70 ans et des sapinières de 90 ans est constituée en moyenne de

**Tableau 7 : Biomasse des lichens arboricoles par pied d'arbre (g)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ). Les nombres entre parenthèses représentent la biomasse des lichens exprimée en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ .**

Types de lichens	Biomasse des lichens arboricoles par pied d'arbre (g)			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
<b>Lichens fruticuleux</b>				
<i>Bryoria</i> spp.	7,8 $\pm$ 18,2 (11)	26,0 $\pm$ 35,0 (44)	66,6 $\pm$ 76,3 (105)	224,0 $\pm$ 254,7 (197)
<i>Alectoria</i> spp.	1,3 $\pm$ 3,1 <sup>a</sup> (2)	2,9 $\pm$ 5,1 <sup>a</sup> (5)	14,5 $\pm$ 24,8 <sup>a</sup> (23)	97,3 $\pm$ 102,6 <sup>b</sup> (85)
Total	9,1 $\pm$ 21,7 <sup>a</sup> (13)	28,9 $\pm$ 37,7 <sup>a</sup> (49)	81,1 $\pm$ 94,2 <sup>a</sup> (128)	321,4 $\pm$ 327,7 <sup>b</sup> (282)
<b>Lichens foliacés</b>				
<i>Lobaria</i> spp.	0	138,7 $\pm$ 249,5 (236)	392,5 $\pm$ 1110,1 (622)	973,3 $\pm$ 2522,9 (855)
<b>Lichens - Total</b>	9,1 $\pm$ 21,7 <sup>a</sup> (13)	167,7 $\pm$ 239,9 <sup>b</sup> (285)	473,5 $\pm$ 1085,8 <sup>b</sup> (750)	1294,6 $\pm$ 2496,9 <sup>b</sup> (1137)

80% de lichens foliacés et de 20% de lichens fruticuleux (principalement *Bryoria* spp.) (Tableau 7). L'absence des lichens foliacés est observée dans les pessières blanches de 30 ans alors que les lichens du genre *Bryoria* y constituent 86% de la biomasse totale des lichens.

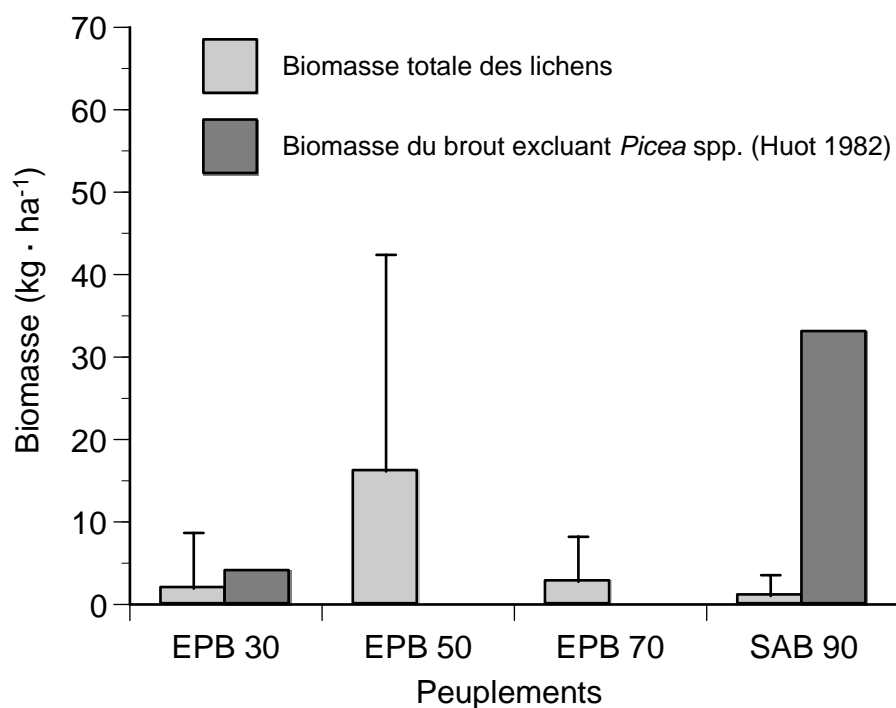
Sans tenir compte du type de peuplement, les lichens foliacés du genre *Lobaria* ont été observés dans les arbres en moyenne 1,5 à 2 fois moins souvent que les lichens fruticuleux des genres *Bryoria*, et *Alectoria* (Tableau 8). La présence dans les arbres des lichens fruticuleux (total) et de ceux des genres *Bryoria*, *Alectoria* et *Lobaria* ne varie pas selon le type de peuplement ( $\chi_3^2 > 4,6$  ;  $p > 0,09$ ). Cependant, le fait que  $p_{Alectoria}$  soit si proche du seuil de signification ( $p = 0,09$ ) nous permet de penser que la présence dans les arbres des lichens du genre *Alectoria* pourrait être plus grande dans les sapinières de 90 ans que dans les pessières blanches de 30, 50 et 70 ans.

**Tableau 8 : Présence des lichens arboricoles par pied d'arbre (%)  $\pm$  l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

Types de lichens	Présence des lichens arboricoles par pied d'arbre (%)			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
<b>Lichens fruticuleux</b>				
<i>Bryoria</i> spp.	50 $\pm$ 52 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>	63 $\pm$ 50 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
<i>Alectoria</i> spp.	42 $\pm$ 51 <sup>a</sup>	50 $\pm$ 52 <sup>a</sup>	50 $\pm$ 52 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
Total	50 $\pm$ 52 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>	69 $\pm$ 48 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
<b>Lichens foliacés</b>				
<i>Lobaria</i> spp.	0 <sup>a</sup>	58 $\pm$ 51 <sup>a</sup>	63 $\pm$ 50 <sup>a</sup>	25 $\pm$ 45 <sup>a</sup>

#### 4.3.2.2 Lichens disponibles dans les arbres entre 0 et 2 m

Quel que soit le type de peuplement, pessières blanches de 30 ans, de 50 ans, de 70 ans ou sapinières de 90 ans, les lichens dans les arbres entre 0 et 2 m ne sont pas susceptibles de représenter une biomasse disponible conséquente durant l'hiver (Figure 9). En effet, la biomasse de brout dans les sapinières matures est respectivement 17, 2, 11 et 33 fois plus grande que celle des lichens dans les arbres entre 0 et 2 m pour les pessières blanches de 30 ans, 50 ans, 70 ans et les sapinières de 90 ans (Figure 9).



**Figure 9 : Comparaison de la biomasse totale des lichens dans les arbres entre 0 et 2 m ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type et de la biomasse du brouit disponible entre 0,25 et 2,25 m excluant *Picea* spp. ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Huot 1982). Données non disponibles pour les pessières blanches de 70 ans, car ce type de peuplement n'était pas présent en 1982.**

#### 4.3.2.3 Distribution des lichens arboricoles selon la hauteur dans l'arbre

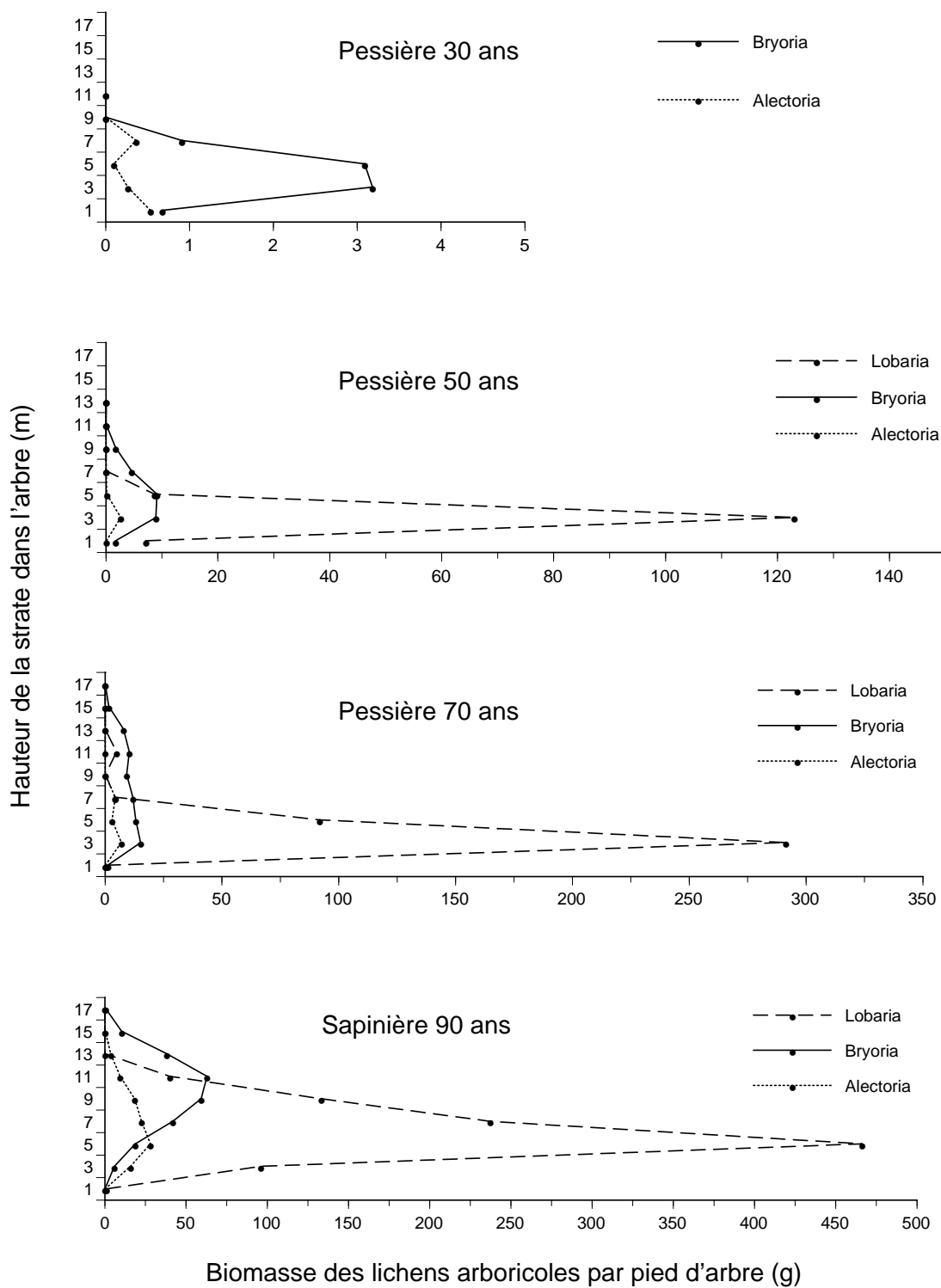
Bien qu'il apparaisse plus ou moins clairement selon le type de peuplement considéré, le patron de distribution des lichens arboricoles selon la hauteur dans l'arbre est le même quel que soit le type de peuplement. Ainsi, avec certes des biomasses différentes, *Lobaria* spp. et *Alectoria* spp. connaissent leur pic d'abondance dans les strates les plus basses des arbres, soit de 1 à 5 m (Figure 10). Au contraire, *Bryoria* spp. connaît son pic d'abondance dans les strates les plus hautes des arbres, soit de 5 à 11 m.

#### 4.3.3 Relations entre les lichens dans les arbres et la pluie des lichens

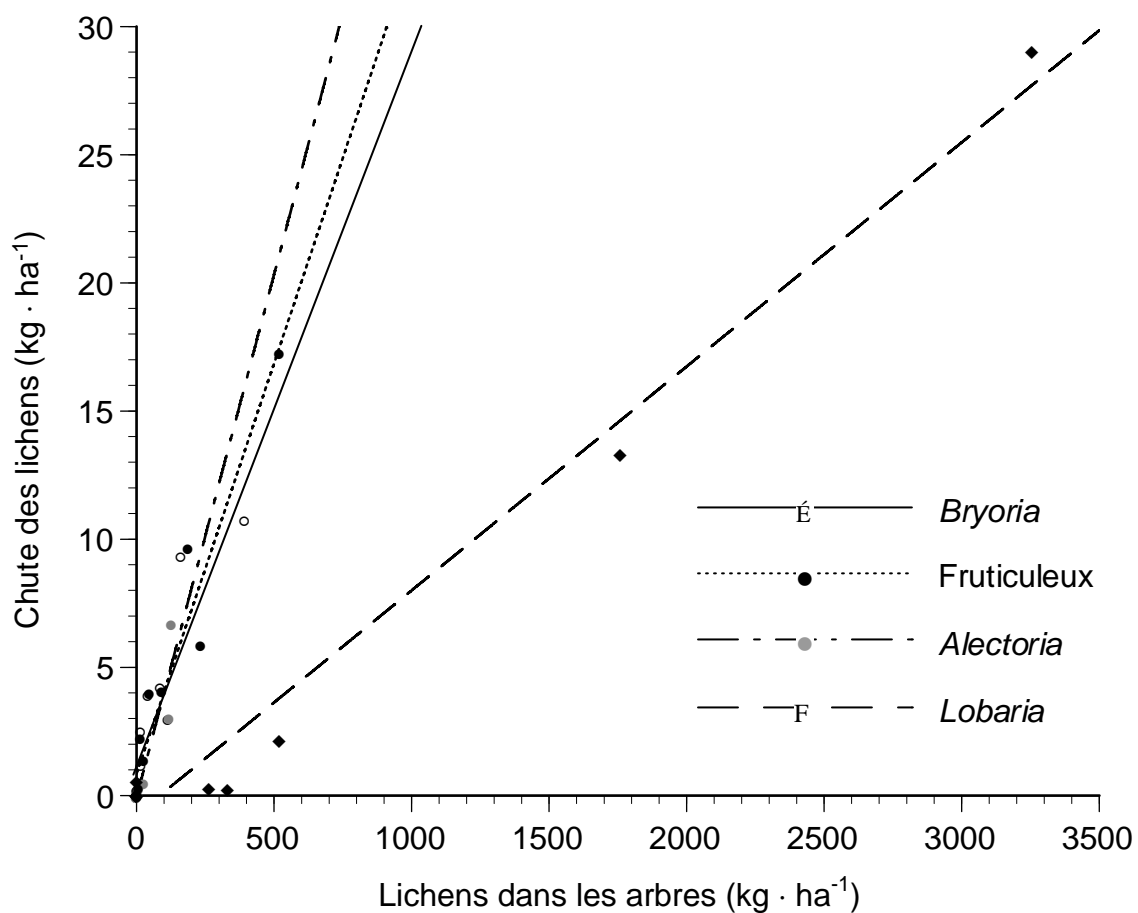
Le rapport de la chute totale des lichens arboricoles et des lichens dans les arbres pour les lichens fruticuleux (total) ( $F_{3,6} = 0,9$  ;  $p = 0,5$ ), ceux des genres *Bryoria* ( $F_{3,5} = 0,8$  ;  $p = 0,6$ ), *Alectoria* ( $F_{3,4} = 3,8$  ;  $p = 0,1$ ), et *Lobaria* ( $F_{2,2} = 1,0$  ;  $p = 0,5$ ) ne varie pas selon le type de peuplement considéré (Tableau 9). Ainsi, la chute des lichens fruticuleux (total), et celles des genres *Bryoria*, *Alectoria* et *Lobaria* représentent respectivement environ 3,2% ( $r^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ), 2,7% ( $r^2 = 0,81$ ;  $p = 0,0004$ ;  $dl = 8$ ), 4,1% ( $r^2 = 0,87$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 8$ ) et 0,9% ( $r^2 = 0,98$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ) de la biomasse dans les arbres (Figure 11).

**Tableau 9 : Rapport entre la chute des lichens ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) et la masse des lichens dans les arbres ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

Types de lichens	Rapport entre la chute des lichens et la masse des lichens dans les arbres			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
Lichens fruticuleux				
<i>Bryoria</i> spp.	0,058 <sup>a</sup>	0,094 <sup>a</sup>	0,056 <sup>a</sup>	0,036 <sup>a</sup>
<i>Alectoria</i> spp.	0,027 <sup>a</sup>	0,027 <sup>a</sup>	0,119 <sup>a</sup>	0,034 <sup>a</sup>
Total	0,053 <sup>a</sup>	0,090 <sup>a</sup>	0,087 <sup>a</sup>	0,037 <sup>a</sup>
Lichens foliacés				
<i>Lobaria</i> spp.	-	0,003 <sup>a</sup>	0,004 <sup>a</sup>	0,009 <sup>a</sup>



**Figure 10 : Distribution des lichens arboricoles par pied d'arbre (g) selon la hauteur dans l'arbre (m) dans les différents types de peuplement.**



**Figure 11 : Biomasse des lichens tombés au sol (kg · ha<sup>-1</sup>) en fonction de la biomasse des lichens dans les arbres (kg · ha<sup>-1</sup>). Fruticuleux :  $y = 0,0320 x + 0,8567$  ( $r^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ); *Bryoria* :  $y = 0,0274 x + 1,1337$  ( $r^2 = 0,81$ ;  $p = 0,0004$ ;  $dl = 8$ ); *Alectoria* :  $y = 0,0408 x - 0,0667$  ( $r^2 = 0,87$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 8$ ) et *Lobaria* :  $y = 0,0098 x - 0,7376$  ( $r^2 = 0,98$ ;  $p < 0,0001$ ;  $dl = 9$ ).**

## 4.4 Structure physique des peuplements

### 4.4.1 Âge, hauteur et fermeture de la canopée

Les âges estimés de nos quatre peuplements forestiers diffèrent tous les uns des autres, et correspondent ainsi à ceux représentés sur la carte écoforestière ( $\chi_3^2 = 10,4$  ;  $p < 0,02$ ) (Tableau 10). De même, les hauteurs de chaque peuplement varient toutes les unes par rapport aux autres ( $\chi_3^2 = 10,0$  ;  $p = 0,02$ ) (Tableau 10). Bien que les sapinières de 90 ans donnent l'impression d'offrir moins de couvert vertical que les pessières blanches, le couvert vertical ne diffère pas selon le type de peuplement ( $F_{3,8} = 1,2$  ;  $p = 0,4$ ) (Tableau 10).

**Tableau 10 : Âge (années), hauteur (m) et couvert vertical (%) des 4 peuplements ± l'écart-type. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$ ).**

Âge, hauteur et couvert vertical	Peuplements			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
Âge (années)	38 ± 5 <sup>a</sup>	48 ± 7 <sup>b</sup>	65 ± 7 <sup>c</sup>	94 ± 18 <sup>d</sup>
Hauteur (m)	10,00 ± 2,00 <sup>a</sup>	12,00 ± 2,00 <sup>b</sup>	14,25 ± 1,50 <sup>c</sup>	15,75 ± 2,25 <sup>d</sup>
Couvert (%)	74 ± 18 <sup>a</sup>	79 ± 18 <sup>a</sup>	77 ± 17 <sup>a</sup>	66 ± 20 <sup>a</sup>

### 4.4.2 Conditions d'enneigement

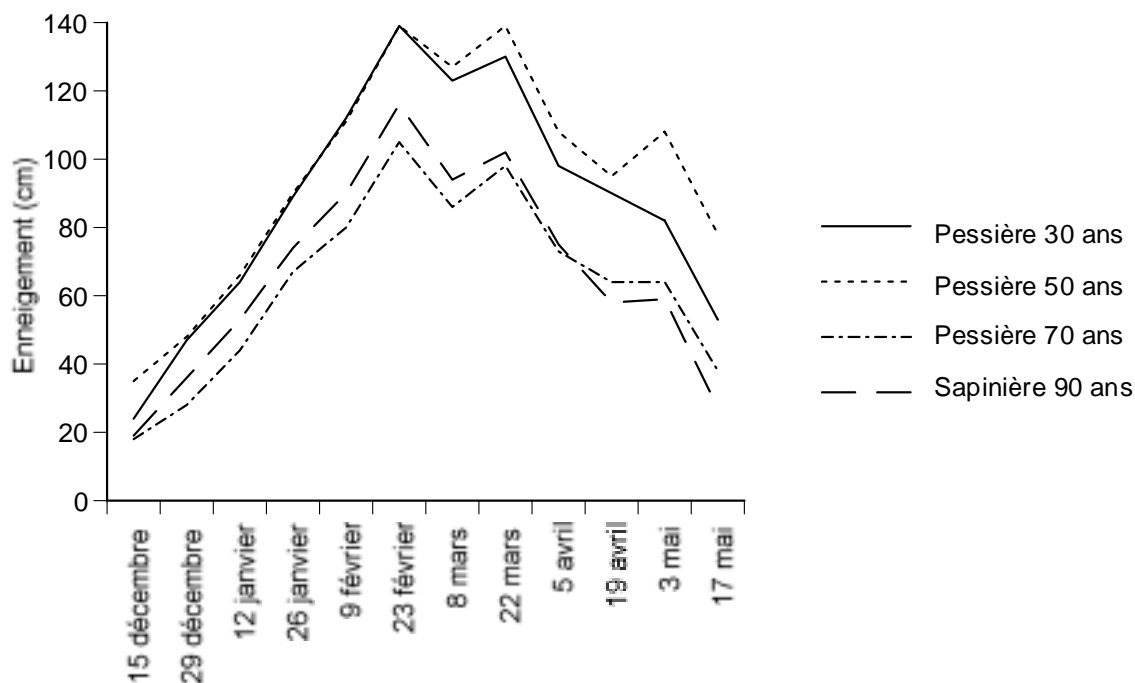
#### 4.4.2.1 Enneigement

Durant l'hiver 1999-2000, la neige s'est accumulée graduellement et a atteint un maximum de 105 à 139 cm selon le type de peuplement considéré à la fin de février (Figure 12). L'enneigement dans les sapinières de 90 ans et les pessières blanches de 70 ans fut en moyenne inférieur de 30% à celui des pessières blanches de 30 et 50 ans. Pour l'ensemble de l'hiver, la présence d'une station de règles à neige depuis 20 ans, dans une sapinière mature, nous a permis de constater que l'enneigement cumulatif fut de 12 119 jours-cm, soit 28% supérieur à la moyenne des 20 derniers hivers (9491 jours-cm).

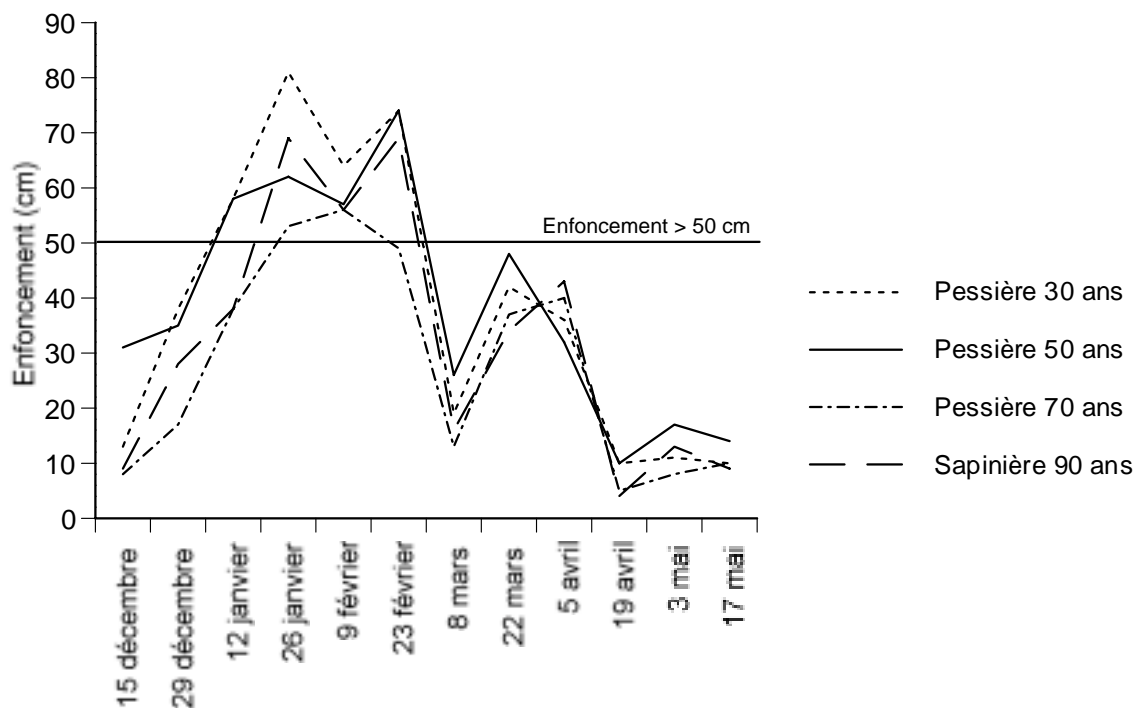
#### 4.4.2.2 *Enfoncement*

Durant l'hiver 1999-2000, l'enfoncement a suivi la même tendance que l'enneigement, mais était décalé dans le temps (Figure 13). En effet, l'enfoncement a atteint un maximum (56 à 81 cm selon le peuplement considéré) un mois plus tôt que l'enneigement, soit à la fin de janvier. Néanmoins, l'enfoncement fut marginal à partir de la mi-avril. La période durant laquelle l'enfoncement dépasse 50 cm est plus courte dans les pessières blanches de 70 ans (28 jours) que dans les sapinières de 90 ans (47 jours) et dans les pessières blanches de 30 et 50 ans (53 jours).

Pour l'ensemble de l'hiver, la présence d'une station de règles à neige depuis 15 ans, dans une sapinière mature, nous a permis de constater que l'enfoncement cumulé fut de 5664 jours-cm, soit 4% inférieur à la moyenne des 20 derniers hivers (5918 jours-cm). En l'absence de formation de croûte, un enfoncement de 4% inférieur à la moyenne avec un enneigement de 28% supérieur à la moyenne peut sans doute s'expliquer par une portance de la neige supérieure à la moyenne. Des facteurs tels que notamment le degré d'humidité, le vent et la température sont capables en effet d'influencer la qualité portante de la neige. Enfin, le nombre de jours où l'enfoncement dépassa 50 cm (47 jours) fut très légèrement inférieur à la moyenne (49 jours).



**Figure 12 : Évolution de l'épaisseur de la neige (cm) selon la progression de l'hiver, pour chaque type de peuplement.**



**Figure 13 : Évolution de l'enfoncement dans la neige (cm) selon la progression de l'hiver, pour chaque type de peuplement.**

#### 4.4.3 Chablis : cas particulier des sapinières

Les trois sapinières sur lesquelles porte notamment notre étude témoignent d'un processus actif d'ouverture par le chablis. En effet, la présence des deux classes de chablis les plus intenses (Classes 2 et 3) est relativement élevée, 73% en moyenne (Tableau 11).

**Tableau 11 : Présence de chablis (%)  $\pm$  l'écart-type dans nos 3 sapinières d'études. Aucun chablis (classe 0), un ou plusieurs arbres isolés à terre (classe 1), un ou plusieurs groupes d'arbres isolés à terre (classe 2), grande surface d'arbres à terre (classe 3).**

Intensité du chablis	Présence de chablis (%)		
	SAB 90-A	SAB 90-B	SAB 90-C
Classe 0	40 $\pm$ 51	0	0
Classe 1	10 $\pm$ 32	30 $\pm$ 48	0
Classe 2	30 $\pm$ 48	50 $\pm$ 53	40 $\pm$ 52
Classe 3	20 $\pm$ 42	20 $\pm$ 42	60 $\pm$ 52

#### 4.4.4 Accessibilité des peuplements

L'indice d'accessibilité des peuplements aux cerfs ne varie pas statistiquement selon le type de peuplement ( $\chi_9^2 = 12,4$  ;  $p = 0,15$ ) (Tableau 12). Cependant, la classe 1 d'accessibilité (très favorable aux déplacements des cerfs) est présente dans 2 des 3 pessières blanches de 70 ans et dans toutes les sapinières de 90 ans, alors qu'elle est absente dans toutes les pessières blanches de 30 et de 50 ans. De même, les classes 3 (très défavorable aux déplacements des cerfs) et 4 (juxtaposition de zones de classes 1 et 3) sont présentes dans 2 des 3 pessières blanches de 30 ans et dans 1 des 3 pessières blanches de 50 ans, alors qu'elles sont absentes dans toutes les pessières blanches de 70 ans et les sapinières de 90 ans. D'un point de vue biologique, les pessières blanches de 30 ans et de 50 ans sembleraient donc moins accessibles ou moins propices aux déplacements des cerfs que ne le seraient les pessières blanches de 70 ans et les sapinières de 90 ans.

**Tableau 12 : Accessibilité (%) selon le type de peuplement. Classe 1 = très favorable aux déplacements des cerfs, classe 2 = plus ou moins favorable, classe 3 = très défavorable, classe 4 = juxtaposition de zone de classe 1 et 3. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de peuplements.**

Classe d'accessibilité	Accessibilité (%)			
	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)	Sapinière 90ans (n = 3)
Classe 1	0	0	66,7 (2)	100,0 (3)
Classe 2	33,3 (1)	66,7 (2)	33,3 (1)	0
Classe 3	33,3 (1)	33,3 (1)	0	0
Classe 4	33,3 (1)	0	0	0

#### 4.4.5 Inventaires dendrométriques

##### 4.4.5.1 Densité arborescente (nombre de tiges · ha<sup>-1</sup>)

La densité de tiges de sapin baumier varie selon le type de peuplement ( $F_{3,8} = 7,1$  ;  $p = 0,01$ ) (Tableau 13). Sans surprise en effet, les sapinières de 90 ans possèdent 16 fois plus de tiges de sapin que les pessières blanches de 30, 50 et 70 ans. Bien que la densité de tiges d'épinette blanche ne varie pas selon le type de peuplement ( $F_{3,8} = 3,1$  ;  $p = 0,09$ ), une très forte tendance nous indique qu'elle serait plus de 2 fois plus grande dans les pessières blanches de 30, 50 et 70 ans que dans les sapinières de 90 ans. Par ailleurs, la densité de tiges de bouleau à papier ne varie pas statistiquement selon le type de peuplement ( $F_{3,8} = 2,4$  ;  $p = 0,1$ ). Quant aux densités de tiges totales, d'épinette noire, de peuplier faux-tremble et de peuplier baumier, elles ne varient pas selon le type de peuplement (tiges totales :  $\chi_3^2 = 3,2$  ;  $p = 0,4$  et épinette noire, peuplier faux-tremble et baumier :  $F_{3,8} > 0,5$  ;  $p > 0,4$ ).

Les sapinières de 90 ans sont des peuplements fortement mélangés avec des épinettes blanches (Tableau 13). En effet, la densité de tiges totales dans les sapinières est composée de 38% de sapins et de 54% d'épinettes blanches. En comparaison, les pessières blanches sont des peuplements purs d'épinettes blanches. Ainsi, la densité de tiges totales dans les pessières blanches est composée presque exclusivement d'épinettes blanches, soit 93%.

#### 4.4.5.2 Surface terrière ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ )

Les surfaces terrières de toutes les espèces confondues, de sapin baumier, d'épinette blanche et de bouleau à papier varient selon le type de peuplement (total :  $\chi_3^2 = 8,7$  ;  $p = 0,03$  et sapin baumier, épinette blanche et bouleau à papier :  $F_{3,8} < 9,2$  ;  $p < 0,008$ ) (Tableau 14). En effet, les sapinières de 90 ans possèdent des surfaces terrières de sapin et de bouleau respectivement 8 et 4 fois plus grandes que celles des pessières blanches de 30, 50 et 70 ans. La surface terrière totale des pessières blanches de 70 ans est supérieure de 25% à celle des pessières blanches de 30 ans, 50 ans et des sapinières de 90 ans. Enfin, les pessières blanches de 70 ans possèdent une surface terrière d'épinette blanche presque 2 fois plus grande que celle des pessières blanches de 30 ans, 50 ans et des sapinières de 90 ans. Les pessières blanches de 50 ans possèdent une surface terrière d'épinette blanche de 30% supérieure à celle des pessières blanches de 30 ans et des sapinières de 90 ans. Quant aux surfaces terrières d'épinette noire, de peuplier faux-tremble et de peuplier baumier, elles ne varient pas selon le type de peuplement ( $F_{3,8} > 0,4$  ;  $p > 0,4$ ).

La surface terrière totale dans les sapinières est composée de sapin à 48% et de l'épinette blanche à 47% (Tableau 14). Néanmoins, la surface terrière totale dans les pessières blanches est composée presque exclusivement d'épinettes blanches, soit 90%.

**Tableau 13 : Densité arborescente (nombre de tiges · ha<sup>-1</sup>) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).**

Espèce ligneuse	Densité arborescente (nombre de tiges · ha <sup>-1</sup> )			
	Sapinière 90ans (n = 3)	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)
Sapin baumier	447,0 ± 267,3 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	71,4 ± 62,2 <sup>b</sup>	11,5 ± 19,9 <sup>b</sup>
Épinette blanche	630,9 ± 476,9 <sup>a</sup>	1457,2 ± 317,6 <sup>a</sup>	1419,8 ± 363,6 <sup>a</sup>	1524,3 ± 482,9 <sup>a</sup>
Épinette noire	82,7 ± 62,4	107,7 ± 103,7	94,9 ± 153,7	20,7 ± 26,4
Bouleau à papier	11,5 ± 4,1 <sup>a</sup>	3,2 ± 2,8 <sup>a</sup>	10,4 ± 11,2 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
Peuplier faux-tremble	0	32,2 ± 55,7	0	0
Peuplier baumier	0	5,1 ± 9,0	0	0
Total	1172,1 ± 153,9	1605,4 ± 248,7	1596,5 ± 362,4	1556,5 ± 496,0

**Tableau 14 : Surface terrière (m<sup>2</sup> · ha<sup>-1</sup>) ± l'écart-type selon le type de peuplement. Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes (p < 0,05).**

Espèce ligneuse	Surface terrière (m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup> )			
	Sapinière 90ans (n = 3)	Pessière 30ans (n = 3)	Pessière 50ans (n = 3)	Pessière 70ans (n = 3)
Sapin baumier	15,8 ± 7,1 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	4,6 ± 4,0 <sup>b</sup>	0,8 ± 1,4 <sup>b</sup>
Épinette blanche	15,7 ± 10,4 <sup>a</sup>	26,9 ± 6,0 <sup>ab</sup>	30,3 ± 1,3 <sup>b</sup>	44,3 ± 4,7 <sup>c</sup>
Épinette noire	1,2 ± 0,9 <sup>a</sup>	1,4 ± 1,1 <sup>a</sup>	2,0 ± 3,3 <sup>a</sup>	0,5 ± 0,6 <sup>a</sup>
Bouleau à papier	0,9 ± 0,3 <sup>a</sup>	0,2 ± 0,1 <sup>b</sup>	0,4 ± 0,3 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>
Peuplier faux-tremble	0 <sup>a</sup>	1,2 ± 1,7 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
Peuplier baumier	0 <sup>a</sup>	0,3 ± 0,3 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
Total	33,6 ± 5,0 <sup>a</sup>	30,0 ± 3,2 <sup>a</sup>	37,3 ± 2,4 <sup>a</sup>	45,6 ± 6,1 <sup>b</sup>

## 5 DISCUSSION

### 5.1 *Fréquentation des sapinières et des pessières blanches*

Durant la saison hivernale, les cerfs tentent d'optimiser leur bilan énergétique en fréquentant les peuplements qui leur procurent le plus d'avantages (Dumont et al. 1998). Les peuplements de conifères très fermés procurent aux cerfs un avantage thermique en les protégeant du vent (Stevens 1972 dans Huot 1982, Boulet 1980). Ce genre d'observation a été faite à maintes reprises par des chercheurs travaillant sur des ongulés sauvages de différentes espèces et régions. Ozaga et Gysel (1972) au Michigan et Drolet (1976) au Nouveau Brunswick, chez le cerf de Virginie ont obtenu une relation négative entre la température et l'utilisation du couvert. Le cerf élaphe d'Écosse fréquente plus les milieux abrités lorsque le refroidissement éolien est grand (Staines 1976), tandis que l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana*) en Alberta sélectionne les micro-habitats où la vitesse du vent est réduite (Bruns 1977). Ce type de comportement permet à l'animal de réduire ses pertes de chaleur par radiation et par convection grâce au couvert arborescent qui possède un effet tampon qui augmente la température minimale et atténue le vent (Moen 1968, Ozaga 1968, Stevens 1972 dans Huot 1982).

En plus des avantages thermiques, le couvert forestier retient la neige et diminue l'épaisseur de neige au sol (Hanley et Rose 1987). Les peuplements de conifères très fermés facilitent ainsi les déplacements des cerfs par leur capacité d'interception de la neige (Potvin 1979, Boulet 1980). L'enneigement est donc reconnu pour être un facteur d'importance pour expliquer la fréquentation des habitats fermés et plus particulièrement des forêts résineuses (Rongstad et Tester 1969 et Wetzal et al. 1975 au Minnesota, Day 1963 au Maine, Hepburn 1959 dans Boulet 1980 en Ontario, Telfer 1970 et Drolet 1976, 1978 au Nouveau Brunswick, Potvin et al. 1981, et Dumont et al. 1998 au Québec). L'antilope d'Amérique réagit en choisissant un habitat où il y a moins de neige (Bruns 1977). D'autres auteurs (Mattfeld 1974 dans Boulet 1980, Potvin et

Breton 1992a) tiennent à préciser que l'enfoncement est une valeur encore plus déterminante du coût de la locomotion que ne peut l'être l'épaisseur de neige au sol.

Certains auteurs comme Hamerstorm et Blake (1939) et Pauley et al. (1993) pensent que l'utilisation de l'habitat des cerfs dans les régions où les hivers sont rigoureux est davantage fonction de la disponibilité d'abri que de celle de source d'alimentation car la disponibilité de brout dans les peuplements résineux est généralement faible (Webb 1948, Ozaga et Gysel 1972, Huot 1972, Hénault 1995). À l'opposé, les peuplements à dominance feuillue présentent souvent une plus forte biomasse de nourriture mais aussi les pires conditions d'enneigement. Huot (1974), Potvin (1979) et Euler et Thurston (1980) ont démontré que les cerfs préfèrent les peuplements résineux matures mais aussi les peuplements où l'entremêlement couvert (résineux) - nourriture (feuillus) est élevé. Huot (1973) définit l'habitat hivernal idéal comme une forêt de conifères ou une forêt mélangée, à maturité ou presque, et partiellement ouverte par des facteurs tels que les épidémies d'insectes, les petits feux de forêts ou les coupes forestières partielles.

La structure de la forêt de l'île d'Anticosti est différente de celle rencontrée par les cerfs ailleurs sur le continent au Québec, au Nouveau Brunswick, en Ontario et dans le nord-est des États-Unis. Elle se compose surtout de peuplements résineux d'épinette blanche, de sapin baumier et d'épinette noire. Les essences feuillues telles que le bouleau à papier et le peuplier faux-tremble ne sont présentes que de façon sporadique. La strate arbustive qui est normalement la plus grande source du brout consommée est pratiquement absente partout à cause du broutement du cerf (Potvin 1992). Les caractéristiques particulières de la forêt de l'île d'Anticosti ne sont pas sans avoir de conséquences sur l'utilisation de l'habitat du cerf. Nous avons observé une fréquentation très élevée des cerfs dans les sapinières de 90 ans. Les sapinières matures procurent un abri de qualité : la fermeture du couvert vertical est de 66%, le processus de chablis est assez marqué, l'accessibilité de ces peuplements est optimale et les conditions d'enneigement (épaisseur et enfoncement) sont plutôt bonnes par rapport aux autres peuplements. Dans les sapinières matures, le sapin baumier est l'aliment le plus utilisé (67% de la biomasse totale ingérée) alors que selon Huot (1982), entre 0,75 m et 2,25 m, la disponibilité en ramilles de sapin (191 ramilles · 10 m<sup>-2</sup>) ne représente que 55% de toutes les ramilles disponibles. En outre, l'épinette blanche y est le deuxième aliment consommé (21%) alors que selon Huot (1982), entre 0,75 m et 2,25 m, la

disponibilité en ramilles d'épinette blanche (158 ramilles · 10 m<sup>2</sup>) représente 45% de toutes les ramilles disponibles. Dans les sapinières matures, les résultats indiquent donc une disparité entre la disponibilité des essences et leur utilisation, le sapin semble préféré alors que l'épinette blanche semble évitée. Enfin, les lichens arboricoles sont le troisième item alimentaire consommé (12% corrigé).

Nous constatons que les pessières blanches exercent un attrait bien moindre voire inexistant selon leur âge. De façon apparemment surprenante, seules les pessières blanches de 50 ans, et dans une moindre mesure celles de 70 ans, sont relativement fréquentées mais toujours bien moins que les sapinières de 90 ans. Les pessières blanches offrent également un abri de qualité : la fermeture du couvert vertical se situe entre 74 et 79%, l'accessibilité de ces peuplements s'améliore proportionnellement à leur âge (30 ans : peu accessible, 50 ans : plus ou moins accessible, 70 ans : optimal) ainsi que les conditions d'enneigement (30 ans et 50 ans : médiocre, 70 ans : bonnes). Dans les pessières blanches, le sapin baumier est l'aliment le plus utilisé (75% de la biomasse totale ingérée) alors que selon Huot (1982), entre 0,75 m et 2,25 m, la disponibilité en ramilles de sapin est nulle ou presque. En outre, l'épinette blanche y est le deuxième aliment consommé (17%) alors que selon Huot (1982), entre 0,75 m et 2,25 m, la disponibilité en ramilles d'épinette blanche (644 à 1429 ramilles · 10 m<sup>2</sup>) représente toutes les ramilles disponibles ou presque. De manière encore plus marquée que dans les sapinières, les résultats des pessières blanches indiquent donc une disparité entre la disponibilité des essences et leur utilisation, le sapin semble préféré alors que l'épinette blanche semble évitée. Enfin, les lichens arboricoles sont le troisième aliment consommé (8% corrigé).

La présence de tiges de sapin dans une pessière explique avant tout sa fréquentation par le cerf. En effet, les deux pessières blanches de 50 ans fréquentées, où d'ailleurs ont été trouvées toutes les fèces de ce type de peuplement, présentent respectivement une densité moyenne de tiges de sapin de 5 et 9%. En outre, la densité moyenne de tiges de sapin est nulle dans l'unique pessière blanche de 70 ans où ont été trouvées la quasi totalité des fèces. Cependant, les fèces de ce peuplement ont été récoltées en dehors du transect où était pourtant présente une quantité appréciable de bouquets de sapins. Notre inventaire dendrométrique n'a pu mesurer cette particularité puisqu'il a seulement eu lieu le long du transect permanent. Les pessières blanches de 30 ans et les autres peuplements d'épinettes blanches de 50 et 70 ans, où aucune fèces n'a pu

être analysée, n'ont pas été fréquentés de tout l'hiver. Ces mêmes peuplements sont quasiment purs en épinettes blanches, aucune tige de sapin n'y est dénombrée. La présence d'un minimum de 10% de tiges de sapin apparaît donc être un élément essentiel pour expliquer l'utilisation hivernale des peuplements forestiers de l'île d'Anticosti par les cerfs de Virginie.

Dumont et al. (1998) ont montré que l'échelle d'aménagement communément appliquée au niveau du peuplement n'est pas toujours la plus appropriée. Étudier l'utilisation de l'habitat hivernal par le cerf à une échelle plus fine que le peuplement, en considérant toujours les composantes majeures de l'habitat hivernal (couvert en conifères et nourriture disponible), peut s'avérer des plus judicieux surtout si les peuplements ne sont pas homogènes. La notion d'entremêlement non seulement au niveau des peuplements entre eux, mais aussi à l'intérieur du peuplement même (micro-habitat) démontre toute sa pertinence puisque les cerfs minimisent alors leurs déplacements. À l'échelle du peuplement, les cerfs utilisent donc fortement les sapinières matures, tandis qu'à une échelle spatiale plus fine les cerfs peuvent utiliser des pessières blanches uniquement dans la mesure où y sont associés des bouquets résiduels dominés par le sapin. Dans la mesure où le couvert vertical des sapinières et des pessières est comparable, c'est l'abondance des tiges de sapin qui expliquerait l'utilisation de l'habitat forestier des cerfs à l'île d'Anticosti. La disponibilité de nourriture semblerait donc déterminer l'utilisation de l'habitat des cerfs en hiver sur l'île d'Anticosti. Nos résultats confirment ceux de Gingras et al. (1993) qui, lors d'inventaires aériens, ont observé la plus forte densité hivernale ( $40 \text{ cerfs} \cdot \text{km}^{-2}$ ) dans la sapinière centre sud de l'île d'Anticosti. Pour sa part, la sapinière ouest supporte  $14 \text{ cerfs} \cdot \text{km}^{-2}$  en 1998 (F. Potvin, données non publiées). En outre, en 1999, Potvin (données non publiées) a noté que la densité dans la vaste zone de la pessière blanche était de  $7 \text{ cerfs} \cdot \text{km}^{-2}$  mais que les plus fortes concentrations locales de cerfs étaient associées aux peuplements résiduels dominés par le sapin.

La nourriture est rare à Anticosti de 0 à 2 m du sol en raison du broutement du cerf, mais abondante passé ce seuil. Pour tenir compte de cette particularité Potvin et al. (1997) ont émis l'hypothèse et démontré qu'un enneigement important qui supporte le cerf lui donne un accès à plus de nourriture au-dessus de 2 m, favorisant ainsi sa survie. Les faibles mortalités sont en effet survenues lors d'hivers avec un nombre élevé de jours-cm de support (la différence entre l'enneigement et l'enfoncement). Au cours de notre étude, nous avons également observé le rôle

important joué par le support. Durant l'hiver 1999-2000, l'enneigement a été maximum de la fin janvier à début mars alors que l'enfoncement l'a été de la mi-janvier à la fin février mais a considérablement chuté au début du mois de mars. Un support optimal est ainsi apparu au début du mois de mars (pessière blanche 30 ans : 104 cm, pessière blanche 50 ans : 101 cm, pessière blanche 70 ans : 73 cm, sapinière 90 ans : 78 cm). L'augmentation de l'activité à la fin de l'hiver expliquée par une période de dégel où la neige est plus portante (Dumont et al. 1998) coïncide avec l'apparition d'un support maximal au début du mois de mars. En pareille situation, les cerfs peuvent sans doute profiter de l'accès aux branches basses des conifères entre 2,0 et 2,5 m de hauteur qui leur étaient jusque là inaccessibles, une source de nourriture appréciable (lichens arboricoles et ramilles de sapin) (Potvin et al. 1997). Durant cette courte période de support optimal, bénéficiant d'une disponibilité de nourriture accrue, les cerfs peuvent également trouver probablement la nourriture nécessaire à moindre coût de locomotion : une économie énergétique appréciable à pareil moment de l'hiver.

## *5.2 Régime alimentaire*

Nos résultats de régime alimentaire confirment globalement ceux obtenus par Boulet (1980) qui a mesuré la prise alimentaire à partir de pistage à rebours et ceux de Huot (1982) qui a analysé les contenus de 53 rumens. Cependant notre estimation du pourcentage d'épinette blanche (19%) est le double de celle effectuée par Huot en 1982 (11%). Une des raisons possibles de cette différence serait que la méthode utilisée par Huot pourrait sous-estimer quelque peu la proportion de l'épinette blanche (J. Huot, communication personnelle). Il se pourrait également que la disponibilité de brout de sapin ait diminué au cours des 30 dernières années. En effet, les sapins approchant de leur maturité (120-150 ans) subissent un processus d'élagage naturel des branches basses, et souvent ne portent que des branches mortes dépourvues de ramilles vertes entre 0 et 2 m. Dans le cas du lichen arboricole, notre estimation de sa proportion dans le régime alimentaire est identique (10%) à celle effectuée par Huot en 1982 à partir de rumen. Bien que la relation entre le pourcentage de lichen dans le rumen et dans les fèces ne soit pas significative (voir figure 3, section 3.3.2.3) de par une grande variabilité, nos résultats comparables à ceux de Huot nous incitent cependant à penser que la correction apportée pour la digestibilité semble plutôt réaliste. Boulet (1980) a trouvé une forte quantité ingérée de lichen par rapport à la proportion estimée par les analyses de rumens. Cependant Boulet pense que la prise alimentaire

de lichens pourrait être surestimée lors des pistages à rebours et que les difficultés pour estimer la prise alimentaire des aliments classifiés « autres » pourraient facilement expliquer la différence observée. La variabilité de la relation entre le pourcentage de lichen dans le rumen et dans les fèces peut être le résultat de plusieurs facteurs. Par exemple, le contenu des fèces traduit ce qui a été consommé il y a 24-48 h ou plus, alors que celui du rumen présente un profil plus récent de la consommation de nourriture. Les 10 cerfs utilisés pour comparer la proportion des lichens dans le rumen et dans les fèces ont été abattus début décembre, alors que la diversité d'items alimentaires est plus grande qu'au mois de janvier, février ou mars. Par conséquent, le régime alimentaire de cerfs récoltés au mois de décembre peut différer d'un jour à l'autre beaucoup plus facilement que pour des cerfs qui seraient abattus au mois de janvier où la nourriture est très peu diversifiée (sapin, épinette, lichens). Ainsi, dans la mesure où les cerfs ont été prélevés en décembre, une taille échantillon plus grande aurait sans doute été nécessaire pour mettre en évidence l'existence d'un facteur de correction pour la digestibilité du lichen.

Quelle que soit la méthode utilisée, toutes les études montrent clairement que la quête alimentaire du cerf de Virginie en hiver à l'île d'Anticosti est dirigée principalement vers le sapin baumier, et secondairement vers l'épinette blanche et les lichens arboricoles. Le sapin semble être sélectionné positivement par les cerfs particulièrement dans les pessières blanches. La section précédente a permis en effet de souligner que la biomasse de brout de sapin disponible dans les pessières blanches entre 0,25 et 2,25 m est très faible, mais compte pour 75% du régime alimentaire. Le sapin est une espèce courante de l'habitat du cerf au nord-est de l'Amérique du Nord et est connu pour occuper une place importante dans le régime alimentaire dans certaines régions (Dahlberg et Guettinger 1956 au Wisconsin, Silver 1968 au New Hampshire, Huot 1973 au Québec. Cependant, de par sa valeur énergétique généralement considérée très faible, le sapin est classé le plus souvent comme une nourriture de « famine » (Banasiak 1961, Ludewig et Bowyer 1985). Ullrey et al. (1968) ont conclu que cette espèce, d'une digestibilité très basse, est très faiblement consommée par les cerfs. Mautz et al. (1976) ont trouvé une faible digestibilité apparente de protéines brutes (11,3%) de sapin, mais une digestibilité apparente de l'énergie plus élevée (49,6%). De même, des tests de digestion ont permis à Jenks et Leslie (1988) de conclure que la digestibilité apparente de la matière sèche est de 46,2% pour le sapin. Ces valeurs de digestibilité de sapin doivent être encore plus faibles à l'île d'Anticosti où les cerfs consomment des ramilles plus grandes que la pousse annuelle (Huot 1982). L'épinette blanche et noire ne sont

généralement pas considérées comme des espèces broutées par le cerf (Crawford 1982, Shively 1989 dans Ditchkoff et Servello 1998). Tout comme pour le sapin, des tests de digestion ont permis à Jenks et Leslie (1988) de conclure que la digestibilité apparente de la matière sèche est de 41,4% pour *Picea* spp. De façon générale, ces deux espèces semblent être évitées par les cerfs, et de manière plus élevée dans les pessières blanches. La section précédente a effectivement mis en évidence que la quasi-totalité du brout disponible dans les pessières blanches est composée d'épinette blanche et noire, alors que ces deux espèces comptent pour seulement 17% du régime alimentaire.

Les lichens arboricoles sont couramment consommés par les caribous (Edwards et al. 1960, Bergerud 1972, Van Daele et Johnson 1983), par le cerf mulot (*Odocoileus hemionus*) (Brooks et al. 1972), par le cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) (Stevenson et Enns 1993) et par le cerf de Virginie (Wetzel et al. 1975, Boulet 1980, Huot 1982, Hodgman et Bowyer 1985). Bien que les lichens ne comptent que pour 10% du régime alimentaire, ils sont pourtant également la seule source alimentaire susceptible d'améliorer la valeur nutritionnelle du régime alimentaire des cerfs en hiver à l'île d'Anticosti. En effet, Robbins (1987) avance qu'avec une digestibilité apparente de la matière sèche de 85,2% pour *Alectoria sarmentosa*, les lichens arboricoles peuvent être une source d'énergie importante pour les cervidés en hiver.

Outre la digestibilité élevée des lichens, les combinaisons de certains aliments peuvent s'avérer également déterminantes pour la survie des cerfs en hiver. Des aliments peuvent contenir des fortes teneurs en protéines ou en glucides qui pourraient améliorer la digestibilité du régime alimentaire au complet. Ainsi l'addition d'amidon de maïs dans des tests de digestion in vitro a augmenté la digestibilité de 5 sources de nourriture d'hiver (McCullough 1979), indiquant un synergisme dans le processus de fermentation. De même, Rochelle (1980) dans Jenks et Leslie (1988) a noté que le lichen fruticuleux, *Alectoria sarmentosa*, a augmenté la digestibilité de la nourriture consommée par des cerfs à queue noire. Des diètes mélangées qui étaient composées de proportions variables de lichen ont en effet augmenté de 5 à 15% la digestibilité apparente de la matière sèche de la diète au complet. Ce résultat suggère que les lichens agiraient comme source de glucide (Scotter 1965) pour rendre plus efficace le recyclage de l'urée (Orskov 1982).

Pour être mené avec succès, le dispositif des stations de nourrissage nécessitait de choisir un emplacement tel que l'on soit sûr que les cerfs entrent en contact avec cette source de nourriture pendant la période de quinze jours. Malheureusement, l'absence de ravage sur l'île d'Anticosti a rendu cette condition très difficile à remplir. En effet, hormis une station de nourrissage qui montre une très forte fréquentation, pour les trois autres stations il n'est pas possible de savoir si les cerfs ont laissé intacts les lichens par sélection négative ou par manque de probabilité de détection. Même si les stations de nourrissage où étaient présents des rameaux de bouleau semblent fournir un début de résultat intéressant, cette technique ne paraît pas vouée à un avenir prometteur à l'île d'Anticosti compte tenu de l'absence de ravage ou d'importants sentiers.

### 5.3 Disponibilité des lichens arboricoles

#### 5.3.1 Pluie de lichens arboricoles

En hiver, alors que la disponibilité et la qualité du brout est réduite, très peu d'études tentent de tenir compte de la disponibilité d'autres sources de nourriture comme la chute de débris ligneux et de lichens arboricoles (litière). Pourtant, Rochelle (1980) dans Ditchkoff et Servello (1998) a montré que la biomasse de litière d'octobre à mars était plus grande que la biomasse de brout dans certains peuplements de l'île de Vancouver où peu de neige s'accumule durant l'hiver. Dans la présente étude, 41% des sources de nourriture disponible (brout et lichens) dans les sapinières sont représentées par la chute des lichens arboricoles fruticuleux de novembre à juin. De la même façon, dans une forêt mature du Maine, Ditchkoff et Servello (1998) ont trouvé que la litière était fortement utilisée par les cerfs de Virginie et qu'elle était responsable de plus de 85% des ressources alimentaires de janvier à mars. Cependant, les lichens arboricoles fruticuleux (*Usnea* spp. et *Evernia* spp.) ne comptaient que pour seulement 6,1% ( $4,13 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) de la biomasse totale de la litière. Cette observation est néanmoins intéressante, puisqu'en terme de digestibilité, la qualité nutritionnelle des lichens est supérieure à celle du brout. En effet Ditchkoff et Servello (1998) ont montré que les lichens comptaient pour 30,6% de l'énergie totale de la litière alors que leur biomasse ne représentait que 6,1%. En Suède, Essen (1985) a montré que la chute des lichens était de  $77 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  pour la période du 15 novembre au 15 juin dans une forêt mature dominée par les épinettes de Norvège (*Picea abies*). Dans cette même étude, la biomasse totale des lichens était dominée à 76% par celle des lichens foliacée ( $59 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ),

tandis que celle des lichens fruticuleux comptait pour 24% ( $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Dans les sapinières matures de l'île d'Anticosti, la biomasse totale de la chute des lichens ( $23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) durant l'hiver est bien inférieure à celle trouvée par Essen (1985). La proportion des lichens foliacés et fruticuleux est également différente puisqu'elle est respectivement de 40 et 60%. Cependant les résultats d'Essen sont difficilement comparables aux nôtres car il a mesuré la biomasse de sept autres genres de lichens dont trois (*Hypogymnia*, *Platismatia* et *Usnea*) comptent pour plus de 80% de la biomasse totale. Toutefois, dans les sapinières de 90 ans de l'île d'Anticosti, la biomasse des lichens fruticuleux ( $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) est à peine plus faible que celle estimée par Essen ( $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), or seul ce type de lichen est reconnu le plus souvent pour être consommé par les cerfs. Les lichens présents sur la neige, principalement *Alectoria sarmentosa* et *Bryoria* spp., ont été récoltés par Edwards et al. (1960), et ont été estimés en moyenne à  $21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  dans une forêt de conifères en Colombie-Britannique. Dans une vieille forêt de Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) en Finlande, Sulvaka et Helle (1975) dans Jenks et Leslie (1988) ont également estimé la masse des lichens présents sur la neige après une tempête. Ils ont estimé la chute des lichens *Alectoria sarmentosa* et de trois espèces de *Bryoria* à  $15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Ces deux derniers résultats ne sont pas si loin de ceux obtenus pour les mêmes espèces dans la présente étude. Dans les pessières blanches de 70 ans de l'île d'Anticosti, la biomasse de la chute des lichens fruticuleux ( $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) durant l'hiver est similaire à celle trouvée dans les sapinières matures. En outre, à l'île d'Anticosti, la biomasse de la chute des lichens augmente selon l'âge croissant des peuplements d'épinette blanche. Nos résultats confirment ceux de Lang et al. (1980) qui ont observé également une augmentation de la chute de lichen avec l'âge des plantations d'épinette de Norvège au New Hampshire.

Essen (1985) a démontré clairement que c'est en hiver que la chute de débris ligneux et de lichens arboricoles est la plus grande. Les thalles des lichens ainsi que les ramilles qui les supportent seraient particulièrement brisés durant l'hiver en raison de l'accumulation de neige ou de glace. Cependant Essen n'a pas mesuré les variations à l'intérieur de l'hiver. Selon une observation réalisée la première semaine de mars, hormis les tempêtes de verglas, seule la courte période de quelques jours située en temps normal à la fin de l'hiver serait susceptible d'être qualifiée de véritable « pluie » de lichens. Au début de l'hiver, la neige disparaît des arbres en grande partie à cause du processus de sublimation. Par contre, la première semaine de mars correspondant au début des températures printanières, la neige accumulée dans les arbres devient

plus humide et plus lourde. Elle fond et entraîne au sol avec elle les lichens en grande quantité ainsi que de nombreuses ramilles supportant les lichens. La pluie de lichens paraîtrait donc être un événement ponctuel qui se produirait à deux ou trois reprises au cours d'un hiver, et ce indépendamment du facteur éolien. Cette hypothèse qui reste encore à vérifier semblerait être appuyée par le fait que nous avons constaté une augmentation significative des lichens dans le régime alimentaire durant cette même période caractérisée par la pluie de lichen. Une augmentation de la disponibilité des lichens arboricoles accompagnée d'une plus grande proportion dans le régime alimentaire nous laisserait penser que c'est la disponibilité des lichens qui pourrait expliquer une si faible consommation par les cerfs malgré une digestibilité si élevée. La chute des lichens peut être une source de nourriture relativement disponible avec une valeur nutritionnelle supérieure à celle du brouet, néanmoins la disponibilité de brouet durant l'hiver est d'avantage prévisible que celle des lichens.

### 5.3.2 Lichens arboricoles dans les arbres

Les lichens épiphytes appartenant aux genres *Alectoria*, *Bryoria* et *Lobaria* nécessitent la présence de forêts matures pour se développer en abondance (McCune 1993, Essen et al. 1996, Holien 1998). Nos résultats montrent également que la biomasse des lichens fruticuleux est beaucoup plus importante dans les sapinières de 90 ans que dans les pessières blanches plus jeunes. Le même constat n'est cependant pas possible pour les lichens foliacés ou pour la masse totale car la variabilité très grande de *Lobaria* ne nous permet pas de déceler des différences significatives avec la taille d'échantillon que nous possédons. Stevenson (1988) avance qu'une faible disponibilité de substrat, un lent taux de croissance, un microclimat défavorable et une dispersion limitée sont les quatre principaux facteurs expliquant la rareté des lichens dans les jeunes peuplements. Les cyanolichens dont fait partie *Lobaria* ne semblent pas être abondants dans la forêt boréale sauf dans les habitats humides de type océanique et sur quelques espèces d'arbres décidus (Kuusinen 1994). Excepté dans les pessières blanches de 30 ans où ne se retrouve pas *Lobaria*, la biomasse de ce dernier compte pour en effet 80% de la biomasse totale des lichens. *Lobaria* ne présente pourtant pas de valeur alimentaire pour les cerfs, car les lichens foliacés ne sont pas reconnus pour être particulièrement consommés par les cerfs ou d'autres grands herbivores. Bien que peu élevées, la moyenne (118 kg · ha<sup>-1</sup>) et l'étendue de la biomasse (13-282 kg · ha<sup>-1</sup>) des lichens fruticuleux sont comprises dans les valeurs rapportées dans la littérature. D'autres études

rapportent en effet les valeurs suivantes de biomasse de lichens fruticuleux dans des écosystèmes forestiers : 838-3288 kg · ha<sup>-1</sup> dans des forêts d'*Abies lasiocarpa* et *Picea engelmannii*, Colombie-Britannique (Edwards et al. 1960); 30-180 kg · ha<sup>-1</sup> dans des forêts de *Pseudotsuga mensziiei*, Oregon/Washington (McCune 1993); 11-1306 kg · ha<sup>-1</sup> dans les forêts gaspésiennes d'*Abies balsamea*, Québec (Arsenault et al. 1997).

Comme Arsenault et al. (1997) l'ont déjà remarqué, dans les sapinières matures, la majeure partie de la biomasse des lichens se trouve dans les strates intermédiaires sur les sapins matures de l'île d'Anticosti. Bien que le sapin baumier soit une espèce tolérante à l'ombre, l'élagage naturel des branches les plus basses (jusqu'à 4 m) est un trait caractéristique des arbres matures. Ce processus ne laisse que peu d'espace pour la colonisation et le développement de nouveaux lichens dans les strates les plus basses de l'arbre (Edwards et al. 1960 et Essen 1981 dans Arsenault et al. 1997). Le broutement des cerfs de 0 à 2 m (Huot 1982, Hodgman et Bowyer 1985) s'ajoute également comme un autre facteur responsable de la rareté des lichens dans les branches les plus basses des sapins. De plus, la colonisation des lichens peut être réduite sur les branches vertes les plus hautes de l'arbre, car elles sont courtes, jeunes et denses (Lang et al. 1980). Au contraire, les branches intermédiaires des grands sapins sont longues (au-delà de 3 m), vieilles (70 ans et plus) et sont souvent défoliées, créant ainsi de bonnes conditions pour la colonisation et le développement des lichens.

En outre, l'augmentation de la biomasse des lichens fruticuleux avec l'âge de la forêt s'accompagne également d'une variation dans la composition générique de cette biomasse. Nos résultats semblent en effet montrer une légère augmentation de la proportion d'*Alectoria* par rapport à *Bryoria* à mesure que la forêt vieillit. La variation dans la composition générique de la biomasse le long de la séquence « pessière blanche 30 ans - 50 ans - 70 ans - sapinière 90 ans » reflète la distribution des lichens le long de l'axe vertical des arbres. En effet, l'abondance d'*Alectoria* diminue de bas en haut de l'arbre alors que *Bryoria* augmente (Arsenault et al. 1997). Ceci confirme l'hypothèse des gradients similaires élaborée par McCune (1993) qui stipule que la distribution verticale des espèces ou groupes d'espèces d'épiphytes dans les forêts matures est similaire à leur distribution le long d'une chronoséquence. L'abondance de *Bryoria* dans les jeunes forêts de même que sur les jeunes branches situées plus haut sur l'axe vertical des arbres de forêts

plus âgées (Arsenault et al. 1997) suggère que les lichens de ce genre possèdent des attributs les rendant davantage aptes à se développer dans des conditions de début de succession (McCune 1993). Cette observation reflète en effet la tolérance à l'ombre d'*Alectoria* que ne possède pas *Bryoria* (Edwards et al. 1960 et Laflamme-Lévesque 1980). Un taux de croissance plus rapide de *Bryoria* par rapport à celui d'*Alectoria* (Arsenault et al. 1998) peut être également responsable de cette observation, surtout dans les 30-40 premières années après la colonisation. La capacité plus faible d'*Alectoria* à se fragmenter pour se disperser (McCune et al. 1996) pourrait être un facteur expliquant son faible taux d'accumulation.

Les gradients d'humidité en fonction de la hauteur dans l'arbre et de l'âge des peuplements sont aussi similaires. L'humidité diminue avec la hauteur dans l'arbre et augmente avec l'âge de la forêt (McCune 1993). *Bryoria* semble donc être mieux adapté qu'*Alectoria* à des conditions de sécheresse ambiante. *Alectoria sarmentosa* est une espèce indicatrice de vieilles forêts (Lesica et al. 1991, Holien 1998) et se retrouve en abondance dans la partie la plus vieille de notre séquence forestière, les sapinières de 90 ans de l'île d'Anticosti.

### 5.3.3 Relation entre la chute des lichens arboricoles et la biomasse dans les arbres

Pour estimer la biomasse des lichens dans les arbres très grands des forêts de la côte nord-ouest du Pacifique, une des alternatives est d'échantillonner la chute des lichens au sol. La chute des lichens est mesurée à la fin de l'été pour éviter les grandes variations observées durant l'hiver (Essen 1985). Ainsi, dans les forêts de l'Oregon et de Washington dominées par des sapins de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) et des pruches occidentales (*Tsuga heterophylla*), la biomasse des lichens dans les arbres est 100 fois plus grande que celle de la chute des lichens ( $r^2 = 0,87$  ;  $n = 18$ ) (McCune 1994). Nos résultats ne peuvent pas véritablement être comparés à ceux de McCune puisque la chute des lichens a été déterminée au cours de l'hiver. Cependant, la biomasse dans les arbres des lichens fruticuleux et foliacés est respectivement 400 ( $r^2 = 0,93$  ;  $n = 10$ ) et 100 fois ( $r^2 = 0,98$  ;  $n = 10$ ) plus grande que celle de la chute des lichens à l'île d'Anticosti. Il se pourrait que la plus forte agrégation du lichen *Lobaria* puisse expliquer le fait que la relation entre la chute des lichens et la biomasse dans les arbres soit 4 fois plus petite pour les lichens foliacés. Notre méthode d'échantillonnage des lichens dans les arbres a également pu surestimer *Lobaria* à cause de son patron de dispersion contagieuse.

## 6 CONCLUSION

Dans la mesure où le couvert vertical des sapinières et des pessières blanches est comparable, nous concluons que c'est la disponibilité de nourriture qui semble déterminer l'utilisation de l'habitat des cerfs en hiver sur l'île d'Anticosti. En l'absence de brout décidé disponible, les sources d'alimentation considérées sont les ramilles de sapin et les lichens arboricoles. La biomasse des lichens sur les arbres entre 0 et 2 m est pour ainsi dire nulle. Durant l'hiver, bien que faible par rapport à la biomasse de brout (excluant *Picea* spp.), la chute des lichens constitue une source alimentaire disponible non négligeable. Une troisième source de lichen, soit les arbres entiers qui tombent par suite de chablis, peut parfois offrir un apport appréciable.

En plus des efforts déjà consentis pour améliorer la régénération des sapinières dans le but de tenter d'éviter une chute de la population de cerfs appréhendée par tous, nous suggérons (1) que les travaux d'aménagement forestier visent à favoriser le maintien de bouquets résiduels de sapin. Cet objectif devrait être compatible avec la méthode de coupe qui préconise la protection de petites tiges de valeur marchande (CPPTM). (2) La récolte des sapinières et des pessières à un âge le plus avancé possible afin de laisser aux lichens le temps de se développer. (3) Orienter les efforts de régénération pour établir un contenu minimum de 20% en nombre de tiges lorsque le peuplement aura atteint sa maturité.

En hiver, avec une proportion du régime alimentaire de 10% (toutes périodes de l'hiver et tous types de peuplement confondus), les lichens arboricoles pourraient être vus comme une source de nourriture alternative marginale. Cependant, le rôle méconnu des lichens est sans doute plus important qu'il n'y paraît. En effet, à l'île d'Anticosti, les lichens sont la seule source alimentaire susceptible d'améliorer la valeur nutritionnelle du régime alimentaire des cerfs en milieu forestier puisqu'en terme de digestibilité, la qualité nutritionnelle des lichens est supérieure à celle du brout. Le fait que la chute des lichens soit vraisemblablement plus importante au début du printemps confère aux lichens un intérêt supplémentaire. En effet, une disponibilité accrue des

lichens interviendrait au moment où les cerfs connaissent une condition physique des plus mauvaises. Dans un contexte de brout peu abondant et de faible qualité nutritive, sapin baumier et épinette blanche, l'apport alimentaire des lichens à la fin de l'hiver pourrait donc jouer un rôle déterminant dans la survie des cerfs. À Anticosti, les cerfs sont en effet à la limite de leur survie à la fin de l'hiver, leurs réserves lipidiques sont presque entièrement épuisées. Dans la mesure où cette hypothèse viendrait à être vérifiée, l'apport alimentaire des lichens à la fin de l'hiver serait encore plus déterminant pour la survie des faons, puisque toutes choses étant égales par ailleurs, ces derniers ont besoin de moins d'énergie qu'un animal adulte pour franchir l'hiver. La présence de lichen dans le régime alimentaire pourrait également s'avérer favorable pour les cerfs puisque la digestibilité du bol alimentaire au complet pourrait être augmentée. Il est en effet suggéré que les lichens posséderaient un effet de synergisme qui améliorerait le rendement du processus de fermentation réalisée par la flore microbienne.

Dans la mesure où la production de lichen à partir de 70 ans est nettement supérieure à celle mesurée à 30 ou 50 ans, il est possible que la situation continue de s'améliorer à 90 ou même 120 ans. Dans de futures recherches, il serait par conséquent judicieux de mesurer la production des lichens dans des pessières de 90 ans ou plus âgées encore.

Afin d'améliorer nos connaissances sur l'écologie alimentaire du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti, il nous apparaîtrait pertinent d'évaluer la nature du rôle des lichens arboricoles dans le régime alimentaire hivernal. Bien que très lourd d'un point de vue logistique, un dispositif d'animaux en enclos soumis à différentes diètes et pour lesquels la condition physique serait également déterminée pourrait être envisagé. Un tel dispositif serait ainsi susceptible d'apporter des éléments de réponse sur le rôle joué par les lichens dans l'alimentation des cerfs et sur l'importance de préconiser des aménagements pour favoriser l'abondance des lichens.

## BIBLIOGRAPHIE

- Allen, E. O. 1968. Range use, foods, condition and productivity of white-tailed deer in Montana. *Journal of Wildlife Management* 32:130-141.
- Alverson, W. S., D. M. Waller, et S. L. Solheim. 1988. Forests too deer : edge effects in northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2:348-358.
- Anthony, R. G., et N. S. Smith. 1974. Comparison of rumen and fecal analysis to describe deer diets. *Journal of Wildlife Management* 38:535-540.
- Arsenault, M.-J., L. Sirois, et J.-P. Ouellet. 1997. Effects of altitude and tree height on the distribution and biomass of fruticose arboreal lichens in an old growth balsam fir forest. *Écoscience* 4:206-213.
- Arsenault, M.-J., J.-P. Ouellet, et L. Sirois. 1998. Fruticose arboreal lichen biomass accumulation in an old growth balsam fir forest. *Canadian Journal of Botany* 76:1669-1676.
- Arsenault, M.-J., J.-P. Ouellet, et L. Sirois. 1999. Biomasse de lichens arboricoles le long d'une chronoséquence forestière et impacts de la coupe partielle sur les lichens dans la sapinière gaspésienne. Rapport du Département de biologie, Université du Québec à Rimouski, Québec. 26 p.
- Banasiak, C. F. 1961. Deer in Maine. Department of Inland Fish and Game, Game Division, Bulletin 6. 159 p.
- Bérard, J. A. 1996. Inventaire forestier. Pages 411-431 *dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec eds. Manuel de Foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec.
- Bergerud, A. T. 1972. Food habits of Newfoundland caribou. *Journal of Wildlife Management* 36:913-932.
- Black, H., J. Scherzinger, et J. W. Thomas. 1976. Relationships of Rocky Mountains elk and Rocky Mountains mule deer habitat to timber management in the Blue Mountains of Oregon and Washington. Pages 11-31 *dans* S. R. Heib, ed. Proceedings of the elk-logging-roads symposium, University of Idaho, Moscow, Idaho.
- Boulet, M. 1980. Bilan énergétique du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti durant l'hiver. Thèse M. Sc., Université Laval, Sainte Foy, Québec. 204 p.
- Brooks, S. A., G. E. Connolly, et W. M. Longhurst. 1972. Fallout <sup>137</sup>Cs accumulation in two adjacent populations of northern California deer. *Health Physics* 22:385-397.

- Bruns, E. H. 1977. Winter behavior of pronghorns in relation to habitat. *Journal of Wildlife Management* 41:560-571.
- Butt, J. P. 1984. Deer and trees on the Allegheny. *Journal of Forestry* 82:468-471.
- Crawford, H. S. 1982. Seasonal food selection and digestibility by tame white-tailed deer in central Maine. *Journal of Wildlife Management* 46:974-982.
- Crawford, H. S. 1984. Habitat management. Pages 629-646 *dans* L. K. Halls, ed. *White-tailed deer ecology and management*. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania.
- Crête, M., L.-P. Rivest, H. Jolicoeur, J.-M. Brassard, et F. Messier. 1986. Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Quebec. *Journal of Applied Ecology* 23:751-761.
- Crook, J. N., J. E. Ellis, et J. D. Goss-Custard. 1976. Mammalian social systems : structure and function. *Animal Behaviour* 24:261-274.
- Cypher, B. L., et E. A. Cypher. 1988. Ecology and management of white-tailed deer in northeastern coastal habitat : a synthesis of the literature pertinent to national wildlife refuges from Maine to Virginia. U. S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. *Biological Report* 88(38). 52 p.
- Dahlberg, B. L., et R. C. Guettinger. 1956. The white-tailed deer in Wisconsin. Wisconsin Conservation Department, Game Management Division, *Technical Wildlife Bulletin* 14. 282 p.
- Day, B. W., Jr. 1963. Winter behavior of white-tailed deer in north-central Maine. M. Sc. Thesis, University of Maine, Orono. 151 p.
- Desloges, C., et J. Edmond. 1974. Les grandes unités naturelles de l'île d'Anticosti. M.T.F. Service de l'Aménagement des terres. Québec. 95 p.
- Ditchkoff, S. S., et F. A. Servello. 1998. Litterfall : an overlooked food source for wintering white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 62:250-255.
- Drolet, C. 1976. Distribution and movements of white-tailed deer in an enclosure in New-Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 90:123-136.
- Drolet, C. 1978. Use of forest clear-cuts by white-tailed deer in southern New-Brunswick and central Nova-Scotia. *Canadian Field-Naturalist* 92:275-282.
- Dumont, A., J.-P. Ouellet, M. Crête, et J. Huot. 1998. Caractéristiques des peuplements forestiers recherchés par le cerf de Virginie en hiver à la limite nord de son aire de répartition. *Canadian Journal of Zoology* 76:1024-1036.

- Edwards, R. Y., J. Soos, et R. W. Ritcey. 1960. Quantitative observations on epidendric lichens used as food by caribou. *Ecology* 41:425-431.
- Essen, P.-A. 1981. Host specificity and ecology of epiphytic macrolichens in some central Swedish spruce forests. *Wahlenbergia* 7:73-80.
- Essen, P.-A. 1985. Litter fall of macrolichens in two old *Picea abies* forests in Sweden. *Canadian Journal of Botany* 63:980-987.
- Essen, P.-A., K. E. Renhorn, et R. B. Pettersson. 1996. Epiphytic lichen biomass un managed and old-growth boreal forests : effects of branch quality. *Ecological Applications* 6:228-238.
- Euler, D., et L. Thurston. 1980. Characteristic of hemlock stands related to deer use in east-central Ontario. *Journal of Applied Ecology* 17:1-6.
- Frelich, L. E., et C. G. Lorimer. 1985. Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forest in Michigan, USA. *Biological Conservation* 34:99-120.
- Gingras, A., F. Potvin, et B. Rochette. 1993. Inventaire aérien du cerf dans trois zones forestières de l'île d'Anticosti, en relation avec une épidémie appréhendée d'arpenreuse de la pruche. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Québec. 31 p.
- Goward, T. 1994. Notes on old growth-dependent epiphytic macrolichens in inland British Columbia, Canada. *Acta Botanica Fennica* 150:31-38.
- Gray, P. B., et F. A. Servello. 1995. Energy intake and relationships for white-tailed deer on winter browse diets. *Journal of Wildlife Management* 59:147-152.
- Grosenbaugh, L. R. 1952. Plotless timber estimates – New, fast, easy. *Journal of Forestry* 50:32-37.
- Hamerstrom, F. N., et J. Blake. 1939. Winter movements and winter foods of white-tailed deer in central Wisconsin. *Journal of Mammalogy* 20:206-215.
- Hanley, T. A., et C. L. Rose. 1987. Influence of overstory on snow depth and density in hemlock-spruce stands : implications for deer management in southeastern Alaska. ESADA Forest Service, PNW-RN-459. 11 p.
- Hansen, B. C. S. 1995. Conifer stomate analysis as a paleoecological tool : an example from the Hudson Bay Lowlands. *Canadian Journal of Botany* 73:244-252.
- Harlow, R. F., J. B. Whelan, H. S. Crawford, et J. E. Skeen. 1975. Deer food habits during years of oak mast abundance and scarcity. *Journal of Wildlife Management* 39:330-336.

- Hénault, M. 1995. Inventaire terrestre du cerf de Virginie dans le ravage du lac David au printemps 1989. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, Québec. Rapport n°06-45.
- Hepburn, R. L. 1959. Effects of snow cover on mobility and local distribution of deer in Algonquin Park. M. Sc. Thesis. University of Toronto, Toronto, Ontario. 55 p.
- Hesselton, W. T., et R. W. Hesselton. 1982. White-tailed deer. Pages 878-901 dans J. A. Chapman and G. A. Feldhamer, eds. Wild mammals of North America: biology, management, and economics. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Hodgman, T. P., et R. T. Bowyer. 1985. Winter use of arboreal lichens, Ascomycetes, by white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, in Maine. Canadian Field-Naturalist 99:313-316.
- Holecheck, J. L., M. Vavra, et R. D. Pieper. 1982. Botanical composition determination of range herbivore diets : a review. Journal of Range Management 35(3):309-315.
- Holien, H. 1998. Lichens in spruce forest stands of different successional stages in central Norway with emphasis on diversity and old growth species. Nova Hedwigia 66:283-324.
- Huot, J. 1972. Winter habitat preferences and management of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus borealis*) in Thirty-one Mile Lake area (Gatineau and Labelle Counties). M. Sc. Thesis, University of Toronto, Toronto, Ontario. 163 p.
- Huot, J. 1973. Le cerf de Virginie au Québec. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune du Québec, Québec. 21 p.
- Huot, J. 1974. Winter habitat of white-tailed deer at the Thirty-one Mile Lake, Québec. Canadian-Field Naturalist 88:293-301.
- Huot, J. 1982. Body condition and food resources of white-tailed deer on Anticosti island, Quebec. Ph. D. Thesis, University of Alaska, Fairbanks, Alaska. 239 p.
- Hyvärinen, M., P. Halonen, et M. Kauppi. 1992. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in the middle-boreal forests of Finland. Lichenologist 24:165-180.
- Jenks, J. A., et D. M. Leslie, Jr. 1988. Effect of lichen in vitro methodology on digestibility of winter deer diets in Maine. Canadian Field-Naturalist 102:216-220.
- Jensen, C. H., et G. W. Scotter. 1977. A comparison of twig-length and browsed-twig methods of determining browse utilization. Journal of Range Management 30(1):64-67.
- Josza, L. 1989. Technique d'échantillonnage des arbres à la tarière pour le prélèvement de carottes de bonne qualité, Corporation Forintek Canada, Ottawa, Publication spéciale n°SP-30. 31 p.

- Joyal, R. 1976. Winter foods of moose in La Verendrye Park, Quebec : an evaluation of two browse survey methods. *Canadian Journal of Zoology* 54:1767-1770.
- Joyal, R., et J.-G. Ricard. 1986. Winter defecation output and bedding frequency of wild, free-ranging moose. *Journal of Wildlife Management* 50: 734-736.
- Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Annales Botanici Fennici* 31:245-260.
- Laflamme-Levesque, M. 1980. Étude des lichens appartenant aux genres *Bryoria*, *Alectoria*, *Ramaldansa* et *Usnea* dans les foyers d'infestation de *Lambdansa fiscellaria fiscellaria* (Guen.) à l'île d'Anticosti, sur la côte nord du Saint-Laurent et en Gaspésie. Thèse M. Sc., Université Laval, Sainte Foy, Québec. 38 p.
- Lang, G. E., W. A. Reiners, et L. H. Pike. 1980. Structure and biomass dynamics of epiphytic lichen communities of balsam fir forests in New Hampshire. *Ecology* 61:541-550.
- Lesica, P., B. McCune, S. V. Cooper, et W. S. Hong. 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany* 69: 1745-1755.
- Ludewig, H. A., et R. T. Bowyer. 1985. Overlap in winter diets of sympatric moose and white-tailed deer in Maine. *Journal of Mammalogy* 66:390-392.
- Maizeret, C., J. M. Boutin, et A. Sempere. 1986. Intérêt de la méthode micrographique d'analyse des fèces pour l'étude du régime alimentaire du chevreuil (*Capreolus capreolus*). *Gibier Faune Sauvage* 3:159-184.
- Marquis, D. A. 1981. Effect of deer browsing on timber production in Allegheny hardwood forest of northeastern Pennsylvania. U.S. Forest Service Research Paper NE-475. 10 p.
- Mattfeld, G. F. 1974. The energetics of winter foraging by white tailed deer, a perspective of winter concentration. Ph. D. Thesis, Syracuse State University, Syracuse, New-York. 306 p.
- Mautz, W. W., H. Silver, J. B. Holter, H. H. Hayes, et W. E. Urban, Jr. 1976. Digestibility and related nutritional data for seven northern deer browse species. *Journal of Wildlife Management* 40:630-638.
- McCaffery, K., J. Tranetzki, et J. Piechura, Jr. 1974. Summer foods of deer in northern Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 38:215-219.
- McCullough, D. R. 1985. Variables influencing food habits of white-tailed deer on the Georges Reserve. *Journal of Mammalogy* 66:682-692.
- McCullough, Y. 1979. Carbohydrate and urea influences on in vitro deer forage digestibility. *Journal of Wildlife Management* 43:650-656.

- McCune, B. 1993. Gradient in epiphyte biomass in three *Pseudotsuga-Tsuga* forests of different ages in western Oregon and Washington. *Bryologist* 96:405-411.
- McCune, B. 1994. Using epiphyte litter to estimate epiphyte biomass. *Bryologist* 97(4):396-401.
- McCune, B., C. C. Derr, P. S. Muir, A. Shirazi, S. C. Sillett, et W. J. Daly. 1996. Lichen pendants for transplant and growth experiments. *Lichenologist* 28:161-169.
- Moen, A. N. 1968. Energy balance of white-tailed deer in winter. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 33:224-237.
- Moen, A. N. 1976. Energy conservation by white-tailed deer in the winter. *Ecology* 57:192-198.
- Nadeau, D. J et P. Beaupré. 1991. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution : a review. *Journal of Wildlife Management* 32:597-614.
- Neff, D. J. 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution : a review. *Journal of Wildlife Management* 32:597-614.
- Neitlich, P. N. 1993. Lichen abundance and biodiversity along a chronosequence from young managed stands to ancient forest. M. Sc. Thesis, University of Vermont, Burlington, Vermont. 239 p.
- Nudds, T. D. 1980. Forage « preference » : theoretical considerations of diet selection by deer. *Journal of Wildlife Management* 44:735-740.
- Orskov, E. R. 1982. Protein nutrition in ruminants. Academic Press, London, United Kingdom.
- Ozaga, J. J. 1968. Variations in microclimate in a conifer swamp deer yard in northern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 32:574-585.
- Ozaga, J. J., et L. W. Gysel. 1972. Response of white-tailed deer to winter weather. *Journal of Wildlife Management* 36:892-896.
- Parent, S., H. Morin, et C. Messier. 2000. Determination of the age of balsam fir regeneration. *Canadian Journal of Forest Research*. 30:513-518.
- Parent, S., H. Morin, et C. Messier. 2001. Balsam fir establishment dynamics during a spruce budworm outbreak : an evaluation of the impact of aging techniques. *Canadian Journal of Forest Research* 31:-.
- Pauley, G. R., J. M. Peek, et P. Zager. 1993. Predicting white-tailed deer habitat use in northern Idaho. *Journal of Wildlife Management* 57:904-913.

- Peck, J. E., et B. McCune. 1997. Remnant trees and canopy lichen communities in western Oregon : a retrospective approach. *Ecological Applications* 7(4):1181-1187.
- Peterson, R. L. 1955. North American moose. University of Toronto Press, Toronto, Ontario.
- Pike, L. H. 1978. The importance of epiphytic lichens in mineral cycling. *Bryologist* 81:247-257.
- Pike, L. H., W. C. Denison, D. M. Tracy, M. A. Sherwood, et F.M. Rhoades. 1975. Floristic survey of epiphytic lichens and bryophytes growing on old-growth conifers in western Oregon. *Bryologist* 78:389-402.
- Potvin, F. 1978. Deer and browse distribution by cover type in the Cherry River wintering area, Québec. *Naturaliste Canadien* 105:437-444.
- Potvin, F. 1979. Capacité de support du ravage de cerf de Hill Head, Québec. Thèse M. Sc., Université Laval, Sainte Foy, Québec. 131 p.
- Potvin, F. 1992. L'habitat du cerf à Anticosti de 1978 à 1988 : un suivi quinquennal . Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Québec. Rapport 1779. 28 p.
- Potvin, F., J. Huot, et F. Duscheneau. 1981. Deer mortality in Pohénégamook wintering area, Québec. *Canadian Field-Naturalist*. 95:81-84.
- Potvin, F., L. Breton, et A. Gingras. 1991. La population de cerf d'Anticosti en 1988-1989. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Québec. 28 p.
- Potvin, F., et L. Breton. 1992a. Impact du cerf sur la succession végétale après coupe à Anticosti : suivi d'un ensemble d'exclos de 1984 à 1989. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Québec. 20 p.
- Potvin, F., et L. Breton. 1992b. Rigueur de l'hiver pour le cerf au Québec : description de l'indicateur prévisionnel NIVA et présentation d'un logiciel approprié. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Québec. 21 p.
- Potvin, F., L. Breton, L.-P. Rivest, et A. Gingras. 1992. Application of a double-count aerial survey technique for white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist* 106:435-442.
- Potvin, F., L. Breton, et A. Gingras. 1997. Déplacements et survie hivernale des biches d'Anticosti de 1986 à 1990. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec, Québec. 43 p.

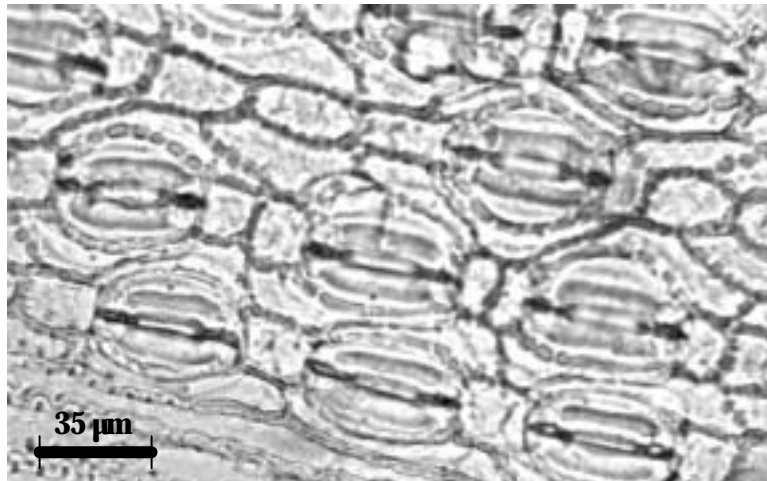
- Potvin, F., P. Beaupré, A. Gingras, et D. Pothier. 2000. Le cerf et les sapinières de l'île d'Anticosti. Société de la faune et des parcs du Québec, Rapport. 35 p.
- Prescott, W. H. 1974. Interrelationships of moose and deer of the genus *Odocoileus*. *Naturaliste Canadien*. 101:493-504.
- Rhoades, F. M. 1995. Non-vascular epiphytes in forest canopies : world-wide distribution, abundance and ecological roles. Pages 353-408 *dans* M. D. Lowman and N. Nadkirmi, eds. *Forest canopies*. Academic Press, New York.
- Richardson, D. H. S., et C. M. Young. 1977. Lichens and vertebrates. Pages 121-144 *dans* M. R. D. Seaward, ed. *Lichen ecology*. Academic Press, London, United Kingdom.
- Rivest, L.-P., H. Crépeau, et M. Crête. 1990. A two-phase sampling plan for the estimation of the size of a moose population. *Biometrics* 46: 163-176.
- Robbins, C. T. 1987. Digestibility of an arboreal lichen by mule deer. *Journal of Range Management* 40:491-492.
- Rochelle, J.A. 1980. Mature forests, litter fall and patterns of forage quality as factors in the nutrition of black-tailed deer on northern Vancouver island. Ph. D. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia. 296 p.
- Rongstad, O. J. et J. R. Tester. 1969. Movements and habitat use of white-tailed deer in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 33:367-379.
- Rounds, R. C. 1981. First approximation of habitat selectivity of ungulates on extensive winter ranges. *Journal of Wildlife Management* 45:187-196.
- Schwan, H. E., et L. Swift. 1941. Forage inventory methods, with special reference to big game range. *Trans North American Wildlife Conference* 6:118-126.
- Scotter, G. W. 1965. Chemical composition of forage lichens from northern Saskatchewan as related to use by barren-ground caribou. *Canadian Journal of plant science* 45:246-250.
- Shissler, B. P., et G. Seidel. 1984. Management plan for the white-tailed deer herd at the Muddy Run Pumped Storage Facility. Philadelphia Electric Co., Holtwood, PA.
- Shively, L. A. 1989. The mechanics of foraging behavior by boreal herbivores. M. Sc. Thesis, University of Maine, Orono, Maine. 96 p.
- Sillet, S. C. 1994. Growth rates of two cyanolichen species at the edge in the interior of a 700-year-old Douglas fir forest in the western Cascades of Oregon. *Bryologist* 97:321-324.
- Silver, H. 1968. Deer nutrition studies. Pages 182-196 *dans* H. R. Siegler, ed. *The white-tailed deer of New-Hampshire*. New-Hampshire Fish and Game Department. Survey Report N°10. 256 p.

- Sokal, R. R., et F. J. Rohlf. 1981. Biometry. W. H. Freeman and Company, New-York.
- Staines, B. W. 1976. The use of natural shelter by red deer in relation to weather in north-east Scotland. *Journal of Zoology* 1980:1-8.
- Stevens, D. S. 1972. Thermal energy exchange and the maintenance of homeothermy in white-tailed deer. Ph. D. Thesis. Cornell University, Ithaca, New-York. 231 p.
- Stevenson, S. K. 1988. Dispersal and colonization of arboreal forage lichens in young forests. Research, B. C. Ministry of Environment and B. C. Ministry of Forests, Victoria, British Columbia. IWIFR-38. 58 p.
- Stevenson, S. K., et J. A. Rochelle. 1984. Lichen litter fall-its availability and utilization by black-tailed deer. Pages 391-396 *dans* W. R. Meehan, T. R. Merrell, Jr., et T. A. Hanley, eds. Fish and wildlife relationships in old-growth forests : proceedings of a symposium. American Institute of Fishery Research Biology, Morehead City, North Carolina.
- Stevenson, S. K., et K. A. Enns. 1993. Quantifying arboreal lichens for habitat management : a review of methods. B. C. Ministry of Forests, Victoria, British Columbia. IWIFR-42. 42 p.
- Stevenson, S. K., A. N. Lance, et H. M. Armleder. 1998. Estimating the abundance of arboreal forage lichens : user's guide. A guide for users of estimating the abundance of arboreal forage lichens, Land Management Handbook Field Guide Insert 7. B. C. Ministry of Forests, British Columbia. Report 43. 34 p
- Stubbs, C. S. 1989. Pattern of distribution and abundance of corticolous lichens and their invertebrate associates on *Quercus rubra* in Maine. *Bryologist* 92:453-460.
- Sulvaka, S., et T. Helle. 1975. Range ecology of the domesticated reindeer in the Finnish coniferous forest area. Biological paper. University of Alaska. Special report. 1:308-315.
- Telfer, E. S. 1970. Winter habitat selection by moose and white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 34:553-559.
- Telfer, E. S., et J. P. Kelsall. 1984. Adaptive of some large North American mammals for survival in snow. *Ecology* 65:1828-1834.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichen as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*. 12:427-450.
- Tremblay, J. 1981. Qualité de la nourriture d'été du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti. Thèse M. Sc., Université Laval, Sainte Foy, Québec. 106 p.
- Ullrey, D. E., W. G. Youatt, H. E. Johnson, P. K. Ku, et L. D. Fay. 1964. Digestibility of cedar and aspen browse for the white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 28:791-797.

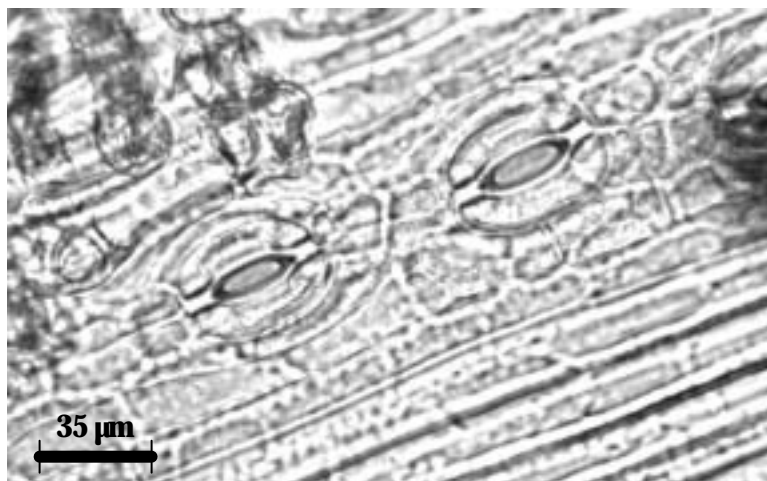
- Ullrey, D. E., W. G. Youatt, L. D. Fay, B. E. Brent, et K. E. Kemp. 1967. Digestibility of cedar and jack pine browse for the white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 31:448-454.
- Ullrey, D. E., W. G. Youatt, H. E. Johnson, L. D. Fay, B. E. Brent, et K. E. Kemp. 1968. Digestibility of cedar and balsam fir browse for the white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 32:162-171.
- Vales, D. J., et F. L. Bunnell. 1988. Comparison of methods for estimating forest overstory cover. 1. Observer effects. *Canadian Journal of Forest Research* 18:606-609.
- Van Daele, L. J., et D. R. Johnson. 1983. Estimation of arboreal lichen biomass available to caribou. *Journal of Wildlife Management* 47:888-890.
- Verme, L. J. 1968. An index of winter weather severity for northern deer. *Journal of Wildlife Management* 32:566-574.
- Verme, L. J., et D. E. Ullrey. 1984. Physiology and nutrition. Pages 91-118 *dans* L. K. Halls, ed. *White-tailed deer ecology and management*. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania.
- Villeneuve, G. O. 1967. *Sommaire climatique du Québec. Volume 1. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Québec. M-24.*
- Webb, W. L. 1948. Environmental analysis of a winter deer range. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 13:442-450.
- Wetzel, J. F., J. R. Wambauch, et J. R. Peek. 1975. Appraisal of white-tailed deer winter habitats in northeastern Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 39:59-66.
- Worden, K. A., et P. J. Pekins. 1995. Seasonal changes in feed intake, body composition, and metabolic rate of white-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology* 73:452-457.
- Young, B. F., et R. L. Ruff. 1982. Population dynamics and movements of black bears in east-central Alberta. *Journal of Wildlife Management* 46:845-860.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New-Jersey.

## **Annexes**

**Annexe A - Stomates de sapin baumier (*Abies balsamea*) et d'épinette blanche (*Picea glauca*).**



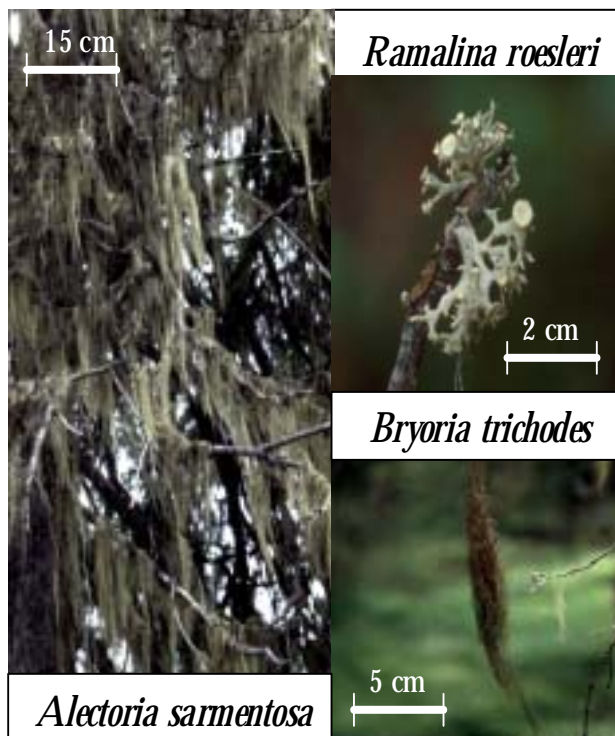
*Abies balsamea*



*Picea glauca*

**Annexe B - Lichens arboricoles de type fruticuleux (*Alectoria sarmentosa*, *Bryoria* spp., *Ramalina roesleri*) et de type foliacés (*Lobaria pulmonaria*).**

## Lichens fruticuleux



## Lichens foliacés



## Annexe C - Légende des codes utilisés dans les annexes D à K.

<b>Code utilisé</b>	<b>Nom français</b>	<b>Nom scientifique</b>
BOP	Bouleau blanc	<i>Betula papyrifera</i>
EPB	Épinette blanche	<i>Picea glauca</i>
EPN	Épinette noire	<i>Picea mariana</i>
PEB	Peuplier baumier	<i>Populus balsamifera</i>
PET	Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>
SAB	Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>

**Annexe D - Densité de tiges (nombre de tiges·ha<sup>-1</sup>)  
± l'écart-type de chaque espèce d'arbre  
rencontrée dans les 3 pessières blanches de 30  
ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de  
poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>	<b>PET</b>	<b>PEB</b>
10	390,6 ± 490,2	59,3 ± 144,7	0	0	0
12	258,5 ± 285,3	17,7 ± 71,2	0	5,8 ± 32,3	0
14	245,9 ± 181,7	8,7 ± 33,0	0	4,2 ± 23,7	0
16	172,5 ± 171,2	3,3 ± 18,2	0	3,3 ± 18,2	0
18	152,1 ± 127,1	10,5 ± 27,2	0	5,2 ± 28,7	2,5 ± 14,3
20	93,4 ± 83,1	6,4 ± 19,4	0	4,2 ± 16,2	0
22	59,6 ± 59,8	1,8 ± 9,6	1,7 ± 9,6	1,8 ± 9,6	0
24	36,8 ± 52,0	0	1,5 ± 8,1	1,5 ± 8,1	1,5 ± 8,1
26	20,1 ± 32,4	0	0	2,5 ± 9,6	0
28	16,2 ± 22,2	0	0	1,1 ± 5,9	1,1 ± 5,9
30	5,7 ± 13,7	0	0	0,9 ± 5,2	0
32	1,7 ± 6,3	0	0	0	0
34	1,5 ± 5,6	0	0	0,7 ± 4,0	0
36	1,0 ± 4,4	0	0	1,0 ± 0,4	0
38	0	0	0	0	0
40	1,6 ± 5,0	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>1457,2 ± 317,6</b>	<b>107,7 ± 103,7</b>	<b>3,2 ± 2,8</b>	<b>32,2 ± 55,7</b>	<b>5,1 ± 9,0</b>

**Annexe E - Densité de tiges (nombre de tiges·ha<sup>-1</sup>)  
± l'écart-type de chaque espèce d'arbre  
rencontrée dans les 3 pessières blanches de 50  
ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de  
poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	0	193,9 ± 252,7	8,8 ± 49,9	0
12	0	236,1 ± 278,2	5,8 ± 34,7	0
14	0	292,8 ± 295,3	23,5 ± 82,3	0
16	0	200,8 ± 147,5	24,2 ± 53,1	4,0 ± 19,5
18	8,9 ± 25,6	171,5 ± 173,6	16,0 ± 40,4	3,2 ± 15,4
20	7,2 ± 37,5	132,2 ± 113,8	8,8 ± 29,5	0
22	5,9 ± 22,7	80,9 ± 87,1	7,1 ± 24,4	0
24	8,3 ± 28,0	51,0 ± 49,5	1,7 ± 8,7	1,9 ± 8,7
26	8,5 ± 24,5	27,5 ± 34,6	0	0
28	8,5 ± 21,7	13,7 ± 20,9	0	0
30	6,5 ± 23,1	9,8 ± 21,1	0	1,3 ± 5,5
32	7,8 ± 15,0	3,1 ± 8,5	0	0
34	4,1 ± 16,5	6,9 ± 10,5	0	0
36	3,7 ± 10,7	0	0	0
38	2,2 ± 6,0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>71,4 ± 62,2</b>	<b>1419,8 ± 363,6</b>	<b>94,9 ± 153,7</b>	<b>10,4 ± 11,2</b>

**Annexe F - Densité de tiges (nombre de tiges·ha<sup>-1</sup>)  
± l'écart-type de chaque espèce d'arbre  
rencontrée dans les 3 pessières blanches de 70  
ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de  
poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	0	108,1 ± 161,5	0	0
12	0	169,5 ± 252,3	6,0 ± 33,4	0
14	0	203,2 ± 233,0	0	0
16	0	212,2 ± 152,5	6,8 ± 26,1	0
18	0	195,5 ± 137,8	0	0
20	0	192,3 ± 119,4	2,0 ± 12,0	0
22	1,8 ± 9,9	156,8 ± 85,9	3,5 ± 13,8	0
24	1,4 ± 8,2	102,7 ± 71,2	0	0
26	0	63,9 ± 55,0	2,4 ± 9,7	0
28	2,1 ± 8,3	56,1 ± 40,4	0	0
30	1,9 ± 7,4	40,4 ± 45,9	0	0
32	1,7 ± 6,5	13,7 ± 17,2	0	0
34	0	6,5 ± 11,9	0	0
36	1,4 ± 7,6	1,5 ± 5,2	0	0
38	0	1,3 ± 4,7	0	0
40	0	0,6 ± 3,0	0	0
42	0	0	0	0
44	0	0	0	0
46	1,2 ± 3,8	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>11,5 ± 19,9</b>	<b>1524,3 ± 482,9</b>	<b>20,7 ± 26,4</b>	<b>0</b>

**Annexe G - Densité de tiges (nombre de tiges·ha<sup>-1</sup>)  
± l'écart-type de chaque espèce d'arbre  
rencontrée dans les 3 sapinières de 90 ans pour  
chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine  
(voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	10,6 ± 52,0	106,1 ± 236,5	0	0
12	44,2 ± 107,5	36,8 ± 90,0	36,8 ± 104,0	0
14	65,0 ± 114,9	119,1 ± 137,7	21,6 ± 62,6	0
16	45,6 ± 82,9	99,6 ± 124,4	12,4 ± 44,6	0
18	55,7 ± 71,4	75,3 ± 130,0	3,3 ± 16,0	0
20	37,1 ± 41,6	55,7 ± 75,8	2,7 ± 13,0	5,3 ± 18,0
22	59,2 ± 82,6	50,4 ± 66,7	2,2 ± 10,7	0
24	22,1 ± 29,2	23,9 ± 29,1	3,7 ± 12,5	0
26	29,8 ± 36,8	22,0 ± 38,3	0	0
28	29,7 ± 31,6	13,5 ± 33,1	0	1,4 ± 6,6
30	17,7 ± 29,9	15,3 ± 26,4	0	0
32	14,5 ± 24,2	1,0 ± 5,1	0	2,1 ± 7,0
34	3,7 ± 10,6	5,5 ± 18,7	0	0
36	9,0 ± 16,4	2,5 ± 6,6	0	0
38	0,7 ± 3,6	2,2 ± 6,0	0	1,5 ± 5,0
40	0,7 ± 3,2	2,0 ± 5,4	0	0
42	0,6 ± 2,9	0	0	1,2 ± 4,1
44	1,1 ± 3,7	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>447,0 ± 267,3</b>	<b>630,9 ± 476,9</b>	<b>82,7 ± 62,4</b>	<b>11,5 ± 4,1</b>

**Annexe H - Surface terrière ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 30 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>	<b>PET</b>	<b>PEB</b>
10	3,1 $\pm$ 3,9	0,4 $\pm$ 1,1	0	0	0
12	2,9 $\pm$ 3,2	0,2 $\pm$ 0,8	0	0,1 $\pm$ 0,4	0
14	3,7 $\pm$ 2,8	0,1 $\pm$ 0,5	0	0,1 $\pm$ 0,4	0
16	3,5 $\pm$ 3,4	0,1 $\pm$ 0,4	0	0,1 $\pm$ 0,4	0
18	3,8 $\pm$ 3,2	0,3 $\pm$ 0,7	0	0,1 $\pm$ 0,7	0,1 $\pm$ 0,4
20	2,9 $\pm$ 2,6	0,2 $\pm$ 0,6	0	0,1 $\pm$ 0,5	0
22	2,3 $\pm$ 2,3	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4	0
24	1,7 $\pm$ 2,4	0	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4
26	1,1 $\pm$ 1,7	0	0	0,1 $\pm$ 0,5	0
28	1,0 $\pm$ 1,4	0	0	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4
30	0,4 $\pm$ 1,0	0	0	0,1 $\pm$ 0,4	0
32	0,1 $\pm$ 0,5	0	0	0	0
34	0,1 $\pm$ 0,5	0	0	0,1 $\pm$ 0,4	0
36	0,1 $\pm$ 0,5	0	0	0,1 $\pm$ 0,5	0
38	0	0	0	0	0
40	0,2 $\pm$ 0,6	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>26,9 <math>\pm</math> 6,0</b>	<b>1,4 <math>\pm</math> 1,1</b>	<b>0,2 <math>\pm</math> 0,1</b>	<b>1,2 <math>\pm</math> 1,7</b>	<b>0,3 <math>\pm</math> 0,3</b>

**Annexe I - Surface terrière ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 50 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	0	1,5 $\pm$ 2,0	0,1 $\pm$ 0,4	0
12	0	2,7 $\pm$ 3,1	0,1 $\pm$ 0,4	0
14	0	4,4 $\pm$ 4,5	0,3 $\pm$ 1,3	0
16	0	4,0 $\pm$ 3,0	0,5 $\pm$ 1,1	0,1 $\pm$ 0,4
18	0,2 $\pm$ 0,7	4,3 $\pm$ 4,4	0,4 $\pm$ 1,0	0,1 $\pm$ 0,4
20	0,2 $\pm$ 1,2	4,1 $\pm$ 3,6	0,3 $\pm$ 1,0	0
22	0,2 $\pm$ 0,9	3,1 $\pm$ 3,3	0,2 $\pm$ 0,9	0
24	0,3 $\pm$ 1,3	2,3 $\pm$ 2,2	0,1 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,4
26	0,5 $\pm$ 1,3	1,5 $\pm$ 1,8	0	0
28	0,4 $\pm$ 1,3	0,8 $\pm$ 1,3	0	0
30	0,5 $\pm$ 1,6	0,7 $\pm$ 1,5	0	0,1 $\pm$ 0,4
32	0,5 $\pm$ 1,2	0,3 $\pm$ 0,7	0	0
34	0,6 $\pm$ 1,6	0,6 $\pm$ 1,0	0	0
36	0,5 $\pm$ 1,2	0	0	0
38	0,7 $\pm$ 2,0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>4,6 <math>\pm</math> 4,0</b>	<b>30,3 <math>\pm</math> 1,3</b>	<b>2,0 <math>\pm</math> 3,3</b>	<b>0,4 <math>\pm</math> 0,3</b>

**Annexe J - Surface terrière ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 pessières blanches de 70 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	0	0,9 $\pm$ 1,3	0	0
12	0	1,9 $\pm$ 2,9	0,1 $\pm$ 0,4	0
14	0	3,1 $\pm$ 3,6	0	0
16	0	4,3 $\pm$ 3,1	0,1 $\pm$ 0,5	0
18	0	5,1 $\pm$ 3,5	0	0
20	0	6,2 $\pm$ 3,8	0,1 $\pm$ 0,4	0
22	0,1 $\pm$ 0,4	6,1 $\pm$ 3,3	0,1 $\pm$ 0,5	0
24	0,1 $\pm$ 0,4	4,8 $\pm$ 3,2	0	0
26	0	3,5 $\pm$ 2,9	0,1 $\pm$ 0,5	0
28	0,1 $\pm$ 0,5	3,5 $\pm$ 2,5	0	0
30	0,1 $\pm$ 0,5	2,9 $\pm$ 3,2	0	0
32	0,1 $\pm$ 0,5	1,1 $\pm$ 1,4	0	0
34	0	0,6 $\pm$ 1,1	0	0
36	0,1 $\pm$ 0,8	0,1 $\pm$ 0,5	0	0
38	0	0,1 $\pm$ 0,5	0	0
40	0	0,1 $\pm$ 0,4	0	0
42	0	0	0	0
44	0	0	0	0
46	0,2 $\pm$ 0,6	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>0,8 <math>\pm</math> 1,4</b>	<b>44,3 <math>\pm</math> 4,7</b>	<b>0,5 <math>\pm</math> 0,6</b>	<b>0</b>

**Annexe K - Surface terrière ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )  $\pm$  l'écart-type de chaque espèce d'arbre rencontrée dans les 3 sapinières de 90 ans pour chaque classe de diamètre à hauteur de poitrine (voir annexe C pour la légende).**

<b>Classe DHP (cm)</b>	<b>SAB</b>	<b>EPB</b>	<b>EPN</b>	<b>BOP</b>
10	0,1 $\pm$ 0,4	0,7 $\pm$ 1,9	0	0
12	0,5 $\pm$ 1,2	0,3 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 1,2	0
14	1,0 $\pm$ 1,8	1,7 $\pm$ 2,1	0,2 $\pm$ 1,0	0
16	0,9 $\pm$ 1,7	1,9 $\pm$ 2,5	0,2 $\pm$ 0,9	0
18	1,4 $\pm$ 1,8	1,8 $\pm$ 3,3	0,1 $\pm$ 0,4	0
20	1,2 $\pm$ 1,3	1,7 $\pm$ 2,4	0,1 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,6
22	2,2 $\pm$ 3,1	1,8 $\pm$ 2,5	0,1 $\pm$ 0,4	0
24	1,0 $\pm$ 1,3	1,0 $\pm$ 1,3	0,2 $\pm$ 0,6	0
26	1,6 $\pm$ 2,0	1,1 $\pm$ 2,0	0	0
28	1,7 $\pm$ 1,9	0,7 $\pm$ 2,0	0	0,1 $\pm$ 0,4
30	1,3 $\pm$ 2,1	1,0 $\pm$ 1,9	0	0
32	1,2 $\pm$ 1,9	0,7 $\pm$ 0,4	0	0,2 $\pm$ 0,6
34	0,3 $\pm$ 1,0	0,4 $\pm$ 1,7	0	0
36	0,9 $\pm$ 1,7	0,3 $\pm$ 0,7	0	0
38	0,1 $\pm$ 0,4	0,3 $\pm$ 0,7	0	0,2 $\pm$ 0,6
40	0,1 $\pm$ 0,4	0,3 $\pm$ 0,7	0	0
42	0,1 $\pm$ 0,4	0	0	0,2 $\pm$ 0,6
44	0,2 $\pm$ 0,6	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>15,8 <math>\pm</math> 7,1</b>	<b>15,7 <math>\pm</math> 10,4</b>	<b>1,2 <math>\pm</math> 0,9</b>	<b>0,9 <math>\pm</math> 0,3</b>

**SVP complétez ce formulaire qui servira au catalogage de votre thèse**

Étudiant-e	Nom :	Lefort
	Prénom :	Sébastien
Directeur ou directrice de recherche	Nom :	Huot
	Prénom :	Jean
Codirecteur ou codirectrice (s'il y a lieu)	Nom :	Potvin
	Prénom :	François
Mots-clés en vocabulaire libre Séparez les mots-clés par des points-virgule	<i>Odocoileus virginianus</i> ; habitat hivernal; régime alimentaire; lichens arboricoles; Anticosti	