

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

**IMPACTS À MOYEN ET LONG TERME DES ÉCLAIRCIES COMMERCIALES  
SUR LE LIÈVRE D'AMÉRIQUE EN FORÊT BORÉALE**

**MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE  
EXTENSIONNÉE DE  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL**

**PAR  
GUYLAINE BOIS**

**MARS 2009**



**Cégep** de l'Abitibi-Témiscamingue  
**Université** du Québec en Abitibi-Témiscamingue

### **Mise en garde**

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

## AVANT-PROPOS

Le présent mémoire contient un article destiné à la revue scientifique « The Journal of Wildlife Management ». L'article n'était pas soumis lors du dépôt du mémoire, mais il le sera lorsque la traduction du texte sera complétée. Le titre retenu pour la version anglaise est « Recovering time of snowshoe hare habitat after commercial thinning ». La décision de rédiger un article et non deux a été justifiée par la complémentarité des résultats (inventaires de pistes et de crottins) qui ne pouvaient être dissociés. Je suis l'auteure principale de cet article et j'ai procédé à toutes les étapes de la collecte, du traitement et de l'analyse des données. Louis Imbeau et Marc J. Mazerolle en sont les co-auteurs.

Je tiens à remercier sincèrement mon directeur, Louis Imbeau, professeur à l'UQAT pour son soutien, sa compréhension et ses judicieux conseils. Je désire également témoigner ma reconnaissance à Marc J. Mazerolle, professionnel de recherche au CEF, pour son aide incommensurable lors de l'analyse de mes résultats. Je remercie également le comité de révision de mon mémoire soit Louis Bélanger, professeur à l'Université Laval et Pierre Drapeau, professeur à l'Université du Québec à Montréal. Leurs commentaires ont permis de bonifier mon travail de façon importante.

Un merci particulier à tous les techniciens qui m'ont accompagné sur le terrain et sans qui les travaux auraient été interminables. Enfin, je tiens à faire part de ma gratitude à mon ancien employeur, le Centre technologique des résidus industriels, pour m'avoir permis d'accomplir ma maîtrise tout en travaillant.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>AVANT-PROPOS</b> .....	<b>II</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>VI</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>VII</b>
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b> .....	<b>1</b>
Les coupes partielles et l'éclaircie commerciale.....	1
Dynamique des populations de lièvre .....	3
Besoin en habitat du lièvre.....	4
Impacts des coupes partielles sur le lièvre .....	6
Objectif de l'étude.....	8
<b>ARTICLE SCIENTIFIQUE : Temps de rétablissement des paramètres critiques d'habitat et de l'abondance du lièvre d'Amérique (<i>Lepus americanus</i>) suite à des éclaircies commerciales dans des pessières noires boréales</b> .....	<b>9</b>
Résumé. ....	10
Introduction.....	11
Aire d'étude .....	13
Méthodes.....	14
Paramètres d'habitat.....	14
Inventaire de pistes .....	15
Inventaire de crottins.....	15
Analyses statistiques .....	16
<b>Résultats</b> .....	<b>19</b>
Paramètres d'habitat.....	19
Effet du traitement .....	19
Effet de l'âge du traitement.....	20

<b>Discussion .....</b>	<b>21</b>
Paramètres affectant la détection des pistes de lièvre .....	21
Paramètres d'habitat affectant l'utilisation par le lièvre .....	21
Effet de l'éclaircie commerciale .....	22
Temps de rétablissement .....	24
<b>Implications en aménagement forestier .....</b>	<b>25</b>
<b>Littérature citée.....</b>	<b>26</b>
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE.....</b>	<b>44</b>
Utilisation des EC par le lièvre .....	44
Évaluation des méthodes utilisées.....	45
Perspectives de recherche .....	46
<b>LISTE DES RÉFÉRENCES .....</b>	<b>47</b>

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.</b> Photos de sites inventoriés au printemps 2007 en Abitibi, Québec A) Éclaircie commerciale effectuée en 1998 et B) Site témoin .....	39
<b>Figure 2.</b> Design expérimental établi dans 12 peuplements témoins et dans 20 éclaircies commerciales en Abitibi, Québec, 2006-2007. A) Design dans les sites de forme carrée, B) Design dans les sites de forme rectangulaire, C) Plan d'inventaire à chacune des placettes. ....	40
<b>Figure 3.</b> Relation entre le couvert latéral et l'âge de 20 éclaircies commerciales traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec.....	41
<b>Figure 4.</b> Relation entre le nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 (A), le nombre de pistes de lièvres dénombrées à l'hiver 2006-2007 (B) et l'âge de 20 éclaircies commerciales traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec. ....	42

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1.</b> Modèles candidats permettant d'expliquer l'abondance de pistes de lièvre durant l'hiver 2006-2007 et l'abondance de crottins de lièvre au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales et 12 sites témoins en Abitibi, Québec. ....	32
<b>Tableau 2.</b> Modèles candidats permettant d'expliquer le nombre de pistes de lièvre durant l'hiver 2006-2007 et le nombre de crottins au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales, traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec. ....	34
<b>Tableau 3.</b> Valeurs des paramètres d'habitat mesurés au printemps 2006 dans 20 sites traités par éclaircie commerciale et 12 sites témoins en Abitibi, Québec.....	35
<b>Tableau 4.</b> Résultat de la comparaison de modèles (en ordre croissant de la valeur d'AIC <sub>c</sub> ) pour le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales et 12 sites témoins en Abitibi, Québec. Chaque modèle est présenté avec le nombre de paramètres (K), le critère d'information d'Akaike de second ordre (AIC <sub>c</sub> ), la distance du modèle le plus parcimonieux ( $\Delta AIC_c$ ) et de leur poids d'Akaike ( $w_i$ ).....	36
<b>Tableau 5.</b> Résultat de la comparaison de modèles (en ordre croissant de la valeur d'AIC <sub>c</sub> ) pour le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales en Abitibi, Québec. ....	37
<b>Tableau 6.</b> Intervalles de confiance (95%) obtenus suite à l'inférence multi-modèles des paramètres retenus dans les modèles expliquant le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales réalisées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec. ....	38

## RÉSUMÉ

Afin de reproduire les perturbations naturelles de la forêt boréale, il devient de plus en plus admis que l'aménagement forestier doive comporter davantage de coupes partielles. Au Québec, l'éclaircie commerciale (EC) est la coupe partielle qui est la plus représentée en forêt résineuse. Bien que l'EC soit considérablement présente dans le paysage forestier québécois, ses impacts sur la faune sont encore méconnus. En forêt boréale, le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) sert régulièrement d'indicateur dans la mesure des impacts des travaux forestiers sur la faune, car cet animal est reconnu pour être une espèce clé des écosystèmes forestiers. Puisqu'elle cause une ouverture de la canopée, l'éclaircie commerciale (EC) entraîne une augmentation de la luminosité au sol, ce qui pourrait avoir comme effet de favoriser la croissance de la régénération qui, serait bénéfique au lièvre. La présente étude vise donc à évaluer l'impact à moyen et à long terme des EC sur l'habitat du lièvre et à valider s'il y a un rétablissement de la qualité d'habitat dans le temps. Pour ce faire, nous avons modélisé les indices de présence (crottins et pistes hivernales) selon des paramètres d'habitat connus pour avoir une influence sur la présence de lièvre (couvert latéral, couvert vertical, densité de tiges feuillues). Les 20 sites éclaircis entre 1989 et 1999 et les 12 sites témoins étaient des peuplements dominés par l'épinette noire et se situaient tous dans un rayon de 100 km d'Amos, en Abitibi-Témiscamingue. Une approche par sélection de modèles nous a permis de constater que le couvert latéral influence de façon prédominante l'utilisation des sites par le lièvre d'Amérique. Cependant, les sites éclaircis ont un couvert latéral moyen inférieur à celui des sites non traités, ce qui fait d'eux des habitats de moindre qualité pour le lièvre. Les analyses ont également permis de démontrer que l'utilisation des EC par le lièvre augmente avec le nombre d'années depuis le traitement. Entre 14 à 20 ans seraient nécessaires pour que les sites éclaircis soient utilisés de façon similaire aux sites témoins non traités. Puisque les EC conventionnelles sont suivies d'une coupe totale en moyenne 15 ans après le traitement, l'utilisation des EC dans un but d'aménagement faune-forêt devrait être reconsidérée.

**Mots clés.** Coupe partielle, éclaircie commerciale, forêt boréale, habitat, *Lepus americanus*, lièvre d'Amérique, Québec, sélection d'habitat

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### **Les coupes partielles et l'éclaircie commerciale**

Il est connu que le feu est la principale perturbation naturelle de la forêt boréale de l'Amérique du Nord (Bergeron 1991, Johnson 1992, Payette 1992). Des recherches ont démontré que cette perturbation a diminué de fréquence depuis le début de l'ère industrielle. En effet, dans l'est du Canada, la fréquence des feux variait entre 69 et 132 ans avant 1850 et a augmenté à plus de 190 ans après 1920 (Bergeron et al. 2001). Le feu a pour effet de créer une forêt de structure équienne. Une augmentation du cycle de feu a donc pour conséquence d'augmenter la proportion de peuplements présentant une structure inéquienne (Bergeron 2000, Bouchard et al. 2008). Toujours dans l'est du Canada, on estime qu'un paysage forestier boréal issu du régime de feu actuel serait composé d'au moins 50 % de forêt de plus de 100 ans (Bergeron et al. 2001, Bergeron et al. 2006). Au Québec, l'aménagement forestier tente de reproduire le patron naturel de la forêt (MRNFP 2003). L'aménagement de la forêt boréale québécoise devrait donc être composé non seulement de coupes totales, mais également d'une proportion importante de coupes partielles et ce, afin de reconstituer une structure d'habitat plus typique de celle rencontrée dans les vieilles forêts inéquiennes (Bergeron and Harvey 1997, Bergeron et al. 2001, Bergeron 2004).

Comme la définition d'une coupe partielle est générale, elle englobe un grand nombre de traitements sylvicoles. En effet, cette dernière se définit comme étant une intervention qui vise la récolte d'une proportion d'un peuplement forestier (SCF 2005). De ce fait, tout traitement qui laisse sur pied une partie du volume du peuplement peut être considéré comme une coupe partielle. Quoique le gradient de récolte d'un peuplement traité par coupe partielle peut varier de près de 0 à 100 %, il se situe généralement entre 30 à 90 % (Franklin et al. 1997). L'intensité de la récolte variera en fonction de plusieurs facteurs comme la structure du peuplement, sa composition ou les objectifs fixés par la prescription sylvicole (Franklin et al. 1997, Smith et al. 1997). Dans la forêt boréale résineuse du Québec, on pratique trois types de coupes partielles : l'éclaircie commerciale (EC), la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et la coupe progressive d'ensemencement (CPE).

L'EC consiste en la récolte des tiges les moins prometteuses d'un peuplement de façon à retirer de 25 à 35 % de la surface terrière. On la réalise dans les peuplements équiens au plus tard 15 ans avant la maturité de ce dernier. L'objectif de ce traitement est d'augmenter le diamètre moyen du peuplement et d'en améliorer la qualité (MRNFP 2003, MRNF 2005a). Bien que la diminution du couvert arborescent causé par l'EC puisse favoriser la croissance de la végétation sous couvert, ce n'est habituellement pas l'objectif recherché par ce traitement (Doucet 1996). La CPPTM, quant à elle, est effectuée dans les peuplements qui présentent une structure irrégulière et où le sous-étage aura la capacité de bénéficier de l'apport de lumière conséquent à l'élimination de l'étage dominant. On y récolte uniquement les arbres ayant un diamètre à hauteur de poitrine (dhp) supérieur à 15 cm (Bédard et al. 2002, MRNFP 2003). La CPE se pratique dans les forêts régulières prêtes à être exploitées et vise la récolte graduelle des arbres dominés. Ceci, afin de favoriser la régénération naturelle produite à partir des semences des arbres dominants et codominants laissés sur pied (MRNF 2005a). La CPPTM et la CPE ont le même objectif, soit de récolter une partie du volume marchand tout en assurant un gain sur l'âge de maturité du peuplement dû à la protection de la régénération (Bédard et al. 2002, Bédard et al. 2003, MRNFP 2003, MRNF 2005a).

Bien que les buts spécifiques de chacun des traitements énumérés diffèrent sur le plan sylvicole, ils ont généralement en commun 1) d'améliorer la qualité du peuplement ou 2) d'assurer la récolte d'une partie du volume du peuplement tout en raccourcissant l'âge de rotation, dû à la protection de la régénération (Bédard et al. 2002, Bédard et al. 2003, MRNFP 2003, MRNF 2005a). La protection de cette régénération laisse un couvert résiduel dont la composition et la densité varieront en fonction des traitements.

La coupe partielle la plus fréquemment utilisée dans la forêt boréale résineuse québécoise est l'éclaircie commerciale (EC). Entre 2000 et 2003, les superficies effectuées en EC ont représenté 55 % des superficies traitées en coupes partielles, ce qui représente toutefois moins de 4 % des superficies traitées au cours de la même période en coupes totales (MRNF 2004). Pour ce qui est de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, les trois traitements ont été effectués sur 12 007 ha comparativement à 173 300 ha pour la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Les superficies traitées en CPPTM et en

CPE correspondent à 40 % de la superficie totale traitée en coupe partielle, ce qui fait de l'EC le type de coupe partielle le plus représenté dans ces deux régions (60 % de la superficie) (MRNF 2004). Malgré l'importance de l'EC et l'objectif d'accroître la proportion de forêt boréale récoltée en coupes partielles, ses conséquences sur la faune et ses habitats demeurent encore méconnues (Bédard et al. 2003).

### **Dynamique des populations de lièvre**

Le lièvre d'Amérique est l'une des espèces la plus répandue au Québec puisqu'on la retrouve sur l'ensemble du territoire forestier québécois et ce, jusqu'à la limite nordique des arbres (Alain 1986, Ferron et al. 1996). Il est également considéré comme une espèce clé en forêt boréale en raison de sa forte présence dans ce biome et de son impact sur les populations de prédateurs (Boutin et al. 1995, Krebs et al. 1995). En effet, les cycles démographiques dont font l'objet les populations de lièvre d'Amérique ont un influence sur l'abondance de ses principaux prédateurs (Boutin et al. 1995, Krebs et al. 2001a) qui sont le lynx (*Lynx canadensis*), le coyote (*Canis latrans*), le pékan (*Martes pennanti*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) et le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) (O'Donoghue et al. 1998, Fuller and Harrison 2000, Ausband and Baty 2005).

Les cycles démographiques du lièvre ont lieu en moyenne sur une période de 10 ans durant laquelle les densités varient considérablement (Wolff 1980, Hodges 1999, Krebs et al. 2001a). Bien que la principale cause de mortalité du lièvre soit la prédation (Krebs et al. 1995, Krebs et al. 2001a, Etcheverry et al. 2005), les cycles du lièvre sont le résultat d'une interaction entre différents facteurs, comme par exemple, la disponibilité de la nourriture, la prédation, l'épaisseur de la neige ou l'état de santé des individus (Krebs et al. 1995, Hodges et al. 1999, Krebs et al. 2001b, Etcheverry et al. 2005).

À l'échelle régionale, l'ensemble des populations croissent et décroissent simultanément (Krebs et al. 2001a) mais au Canada la présence d'un gradient d'amplitude et temporel Est-Ouest centré sur le bassin de l'Athabasca cause un décalage dans les pics de population et une diminution de leur amplitude à mesure que l'on s'éloigne de ce centre (Keith 1990).

L'amplitude et la régularité des cycles diminuent également en fonction de la latitude, puisqu'elles sont plus élevées au nord qu'au sud (Keith 1990). Contrairement au gradient latitudinal, le gradient longitudinal a été observé au Québec (Godbout 1999). En Abitibi-Témiscamingue, le manque de données à long terme ne permet pas de confirmer périodicité du cycle du lièvre (Godbout 1999, Boulanger and Assels 2003). Toutefois, des documents d'archives révèlent que des observateurs ont noté la présence d'un cycle approximatif de 7 ans (Vincent 1995). La Société de la faune et des parcs récolte des données depuis 1998 et ses résultats laissent présager que la population de lièvre d'Amérique en Abitibi-Témiscamingue aurait atteint son haut de cycle lors de la saison 2001-2002 (FAPAQ 2003;2005). À la lumière de ces résultats et si l'on présume la présence d'un cycle de 7 ans, en 2005-2006 et 2006-2007 nous étions probablement dans le bas de ce cycle.

#### **Besoin en habitat du lièvre**

Le principal facteur influençant l'utilisation d'un peuplement par le lièvre est la densité du couvert arbustif (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985a;b, Ferron and Ouellet 1992). Un couvert arbustif dense fournira au lièvre un abri contre les prédateurs et lui permettra de réduire ses dépenses métaboliques en cas de grand froid (Litvaitis et al. 1985b, Ferron and Ouellet 1992, Ferron et al. 1996). Ainsi, on estime qu'un peuplement ayant une obstruction latérale de moins de 40 % ne sera pas utilisé par le lièvre en hiver (Ferron and Ouellet 1992). En Abitibi, les habitats recherchés présentent une obstruction latérale variant entre 69 et 72 % (Ferron et al. 1994). Cependant, ceci ne correspond pas à un habitat optimal qui lui, doit présenter une obstruction supérieure à 85 % (Ferron and Ouellet 1992, De Bellefeuille et al. 2001). L'utilisation d'habitats sous optimaux en Abitibi serait expliquée par l'homogénéité de la forêt résineuse qui offrirait peu d'habitats optimaux (Ferron et al. 1994).

L'été, le lièvre utilisera des milieux plus ouverts qu'en hiver car ces derniers lui permettront d'avoir accès à une plus grande abondance d'herbacées qui constituent son alimentation estivale (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985b). Afin d'être utilisé comme refuge estival par le lièvre, un peuplement devrait avoir un couvert vertical entre 126 et 250 cm supérieur à 40 % (De Bellefeuille et al. 2001). La densité du couvert vertical est importante dans la sélection de l'habitat (Litvaitis 1990, Ferron et al. 1996, Potvin et al. 2001, Brugerolle 2003, Potvin et al.

2005) puisque la fermeture verticale permet aux lièvres de se protéger des prédateurs aériens (Ferron et al. 1996). Toutefois, un couvert vertical très dense causera une diminution de l'utilisation de l'habitat par le lièvre car une canopée très fermée réduit la densité et la diversité de la régénération (Fuller and Harrison 2000).

Un environnement idéal pour le lièvre serait donc constitué d'une mosaïque de peuplements pouvant offrir protection et alimentation en hiver et en été (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985b, Litvaitis 1990, Ferron and Ouellet 1992). Les essences végétales trouvées dans ces habitats auront très peu d'influence sur son utilisation par le lièvre puisque celui-ci est davantage influencé par la structure d'un peuplement que par sa composition (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985b, Litvaitis 1990, Ferron and Ouellet 1992, Ferron et al. 1994, Brugerolle 2003). Cependant, comme l'hiver est la saison limitante pour le lièvre (Ferron and Ouellet 1992) et que les tiges de conifères offrent une protection thermique supérieure aux tiges feuillues, un bon habitat d'hiver devrait être composé d'une proportion importante de résineux (Litvaitis et al. 1985b).

### **Impacts des coupes partielles sur le lièvre**

Très peu d'études ont documenté l'impact des EC sur la biodiversité et les résultats de ces études sont difficilement applicables aux écosystèmes forestiers québécois (Bédard et al. 2003). On peut donc affirmer qu'au Québec, l'utilisation des EC par la faune n'est pas documentée. Cependant, Darveau et al. (1998) ont étudié l'utilisation des bandes riveraines par le lièvre et ont constaté que les bandes ayant fait l'objet d'une éclaircie sont autant utilisées par le lièvre que les non éclaircies. Toutefois, l'éclaircie dans les bandes riveraines est différente de celle effectuée dans les peuplements non-riverains traités en EC. En bordure des cours d'eau, l'éclaircie consiste en la récolte des tiges de plus gros diamètre tandis que l'EC consiste en la récolte des tiges de petit diamètre et ayant peu d'avenir d'un point de vue sylvicole (MRN 2000). Ce type de traitement risque d'avoir un impact plus fort sur la faune que l'éclaircie des bandes riveraines car il modifiera davantage la structure de la forêt. En effet, Bull et al. (2001) croient qu'une éclaircie qui enlève les arbres morts ou moribonds transforme de façon importante la structure de la forêt. Bertrand et Potvin (2002) ont, pour leur part, observé l'absence de lièvre dans les séparateurs de coupes ayant été éclaircis. Ils supposent que la disparition des lièvres à l'intérieur de ces lisières est expliquée par une importante baisse du couvert vertical et latéral suite à l'éclaircie.

Les CPPTM de 1 à 2 ans sont très peu utilisées par le lièvre (Dallaire et al. 2003) tout comme les CPE de 1 à 3 ans (Valois 2005). Cette faible présence dans les deux traitements sylvicoles peut s'expliquer par l'obstruction latérale moyenne et le couvert vertical de 126 à 250 cm qui sont inférieurs à 40 % (Dallaire et al. 2003, Valois 2005). Pour les deux variables, le seuil de 40 % correspond au seuil d'obstruction minimal pour qu'un peuplement soit utilisé par le lièvre (Ferron and Ouellet 1992, De Bellefeuille et al. 2001). Cependant, les CPPTM présentent un couvert latéral et vertical supérieurs à ceux des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), ce qui laisse présager qu'elles deviendront de bons habitats pour le lièvre plus rapidement que les CPRS (Dallaire et al. 2003). Un fait à noter est que Fuller et Harrison (2000) ont observé des densités de lièvre dans les blocs de coupes partielles nettement inférieures à celles des blocs non traités même si ceux-ci présentaient des couverts latéraux similaires.

Les connaissances sur l'utilisation à long terme des coupes par le lièvre se limitent aux CPRS. Dans la sapinière, les CPRS sont encore peu utilisées de 7 à 9 ans après coupe en raison d'un couvert de protection insuffisant (De Bellefeuille et al. 2001). Dans la pessière, le lièvre revient 10 ans après coupe. Cependant les densités de lièvre retrouvées dans les coupes de 10 ans sont deux fois moins élevées que dans les sites témoins. La présence d'un couvert vertical arbustif similaire entre les traitements permet d'expliquer le retour du lièvre. Par contre, bien que le couvert latéral soit suffisamment élevé dans les coupes de 10 ans (55 %) pour que le lièvre les utilisent, il demeure inférieur à celui des peuplements témoins (75 %) (Potvin et al. 2005). Le rétablissement des populations de lièvre dans les peuplements d'épinette noire ayant subi une CPRS se produirait en moyenne entre 13 à 27 ans après la coupe. En effet, à partir de ce moment, la régénération des coupes atteint une hauteur de 4 m et une densité de 6 300 tiges / ha, ce qui représenterait le seuil minimal pour la restauration de l'habitat du lièvre après coupe (Jacqmain et al. 2007).

L'ouverture de la canopée causée par les coupes partielles entraîne une augmentation de la luminosité au sol, ceci ayant généralement pour effet de favoriser la croissance de la régénération (Darveau et al. 1998, Fuller et al. 2004, Hanley 2005). De ce fait, la diminution du couvert latéral, qui est défavorable au lièvre, devrait se rétablir dans les années suivant la coupe partielle. À ce jour, il est impossible de confirmer cette affirmation puisqu'aucune étude n'a encore porté sur l'effet à long terme des coupes partielles sur les mammifères (Thompson et al. 2003). Comme la coupe partielle majoritairement retrouvée dans la forêt résineuse québécoise est l'EC (MRNF 2004), il est important de concentrer les efforts de recherche sur les effets de cette dernière.

### **Objectif de l'étude**

Ce projet s'inscrit dans un projet de recherche plus étendu entrepris par la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable qui vise à faire l'évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle en forêt boréale. Les principaux objectifs de cette étude sont donc de 1) mesurer l'impact à moyen et à long terme des éclaircies commerciales sur l'habitat du lièvre et sur son utilisation du peuplement et 2) déterminer combien d'années sont nécessaires pour que les sites éclaircis redeviennent des habitats comparables à ceux non traités et le temps nécessaire pour qu'un site éclairci présente autant d'indices de présence de lièvre qu'un site non éclairci. Notre hypothèse était que le couvert latéral se rétablirait progressivement suite à la récolte et de ce fait, que les peuplements éclaircis redeviendraient rapidement des habitats de qualité similaire aux peuplements témoins pour le lièvre.

L'article scientifique présenté dans ce document expose la méthode utilisée pour collecter et analyser les données. Il expose également les résultats obtenus ainsi que les raisons qui justifient l'obtention de ces résultats. L'article est suivi de la conclusion du projet de maîtrise dans laquelle des commentaires sur les méthodes utilisées sont prodigués. La conclusion se termine sur des questions de recherche qui demeurent peu documentées suite à cette étude et auxquelles de futures recherches pourraient apporter des réponses.

**ARTICLE SCIENTIFIQUE**

**Temps de rétablissement des paramètres critiques d'habitat et de l'abondance du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) suite à des éclaircies commerciales dans des pessières noires boréales**

**TEMPS DE RÉTABLISSEMENT DES PARAMÈTRES CRITIQUES D'HABITAT  
ET DE L'ABONDANCE DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE (*LEPUS AMERICANUS*)  
SUITE À DES ÉCLAIRCIES COMMERCIALES DANS DES  
PESSIÈRES NOIRES BORÉALES**

***Guylaine Bois***

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Centre d'Amos, 341 Principale Nord,  
Amos, Québec, Canada, J9T 2L8  
*guylaine.bois@uqat.ca*

***Louis Imbeau***

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Centre d'Amos, 341 Principale Nord,  
Amos, Québec, Canada, J9T 2L8  
*louis.imbeau@uqat.ca*

***Marc J. Mazerolle***

Centre d'étude de la forêt, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445,  
boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4  
*marc.mazerolle@uqat.ca*

**Résumé.** Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est une espèce connue pour sélectionner des habitats ayant un couvert arbustif dense. Puisqu'elle cause une ouverture de la canopée, l'éclaircie commerciale (EC) entraîne une augmentation de la luminosité au sol, ce qui pourrait avoir comme effet de favoriser la croissance de la régénération arbustive. La présente étude visait à évaluer l'impact à moyen et à long terme des EC sur l'habitat du lièvre et à valider s'il y a un rétablissement de la qualité d'habitat dans le temps. Pour ce faire, nous avons modélisé les indices de présence (crottins et pistes hivernales) de 20 sites éclaircis entre 1989-1999 et de 12 sites témoins selon différents paramètres d'habitat. Les paramètres sélectionnés, soit le couvert latéral, le couvert vertical et la densité de tiges feuillues, sont connus pour avoir un impact sur l'utilisation d'un peuplement par le lièvre. L'approche par sélection de modèles a permis de constater que le couvert latéral influence de façon prédominante l'utilisation des sites par le lièvre d'Amérique. Les sites éclaircis ont toutefois un couvert latéral moyen plus faible que les sites témoins. Nous avons également observé que l'utilisation des EC augmente avec leur âge. Cependant, 14 à 20 ans sont nécessaires pour atteindre un rétablissement équivalent au niveau des sites témoins. Comme l'EC est suivie d'une coupe totale en moyenne 15 ans après l'intervention, nous considérons que l'EC, telle qu'elle se pratique actuellement, ne devrait pas être utilisée pour maintenir des habitats de qualité pour le lièvre. Le lièvre étant considéré comme une espèce clé de la forêt boréale, une approche d'aménagement faune-forêt centrée sur le maintien d'habitat de qualité pour la faune gibier ne devrait pas privilégier l'utilisation d'EC conventionnelle.

**Mots clés.** Coupe partielle, éclaircie commerciale, forêt boréale, habitat, *Lepus americanus*, lièvre d'Amérique, Québec, sélection d'habitat

## INTRODUCTION

Des recherches ont démontré que le feu, qui est la principale perturbation naturelle de la forêt boréale en Amérique du Nord (Bergeron 1991, Johnson 1992, Payette 1992), a diminué de fréquence depuis le début de l'ère industrielle (Bergeron et al. 2001). Un tel changement a pour conséquence d'augmenter la proportion de peuplements matures et surannés (Bergeron et al. 2001), donc de peuplements présentant une structure inéquienne (Bergeron 2000, Bouchard et al. 2008). Dans l'est du Canada, on estime qu'un paysage forestier boréal serait composé d'au moins 50 % de forêt de plus de 100 ans (Bergeron et al. 2001, Bergeron et al. 2006). De ce fait, un aménagement forestier qui tente de reproduire le patron naturel de la forêt boréale devrait être composé de coupes totales, qui génèrent des peuplements équiens, et d'une proportion importante de coupes partielles (Bergeron and Harvey 1997, Bergeron et al. 2001, Bergeron 2004).

En 2005 au Canada, les superficies en coupes partielles dans la forêt boréale n'ont représenté que 7 % de la superficie totale de coupe. On y effectue principalement de l'éclaircie commerciale (EC) et de la coupe progressive d'ensemencement (CCFM 2007). Dans la forêt boréale résineuse du Québec, la coupe partielle la plus fréquemment utilisée est l'éclaircie commerciale (EC). Entre 2000 et 2003, les superficies effectuées en EC ont représenté 55 % des superficies traitées en coupes partielles, ce qui représente toutefois moins de 4 % des superficies traitées au cours de la même période en coupes totales (MRNF 2004). Malgré l'engouement pour l'EC et l'objectif d'accroître la proportion de forêt boréale récoltée en coupes partielles, ses impacts sur la faune demeurent encore méconnus (Bédard et al. 2003).

Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est présent dans un grand nombre d'habitats de la forêt boréale, car il n'est pas dépendant de la présence d'espèces végétales spécifiques. En effet, le lièvre privilégie les peuplements présentant un couvert latéral dense, peu importe les essences qui le composent (Wolff 1980, Wolfe et al. 1982, Litvaitis et al. 1985b, Litvaitis 1990, Ferron and Ouellet 1992). Le lièvre est également reconnu pour être une espèce clé des écosystèmes forestiers boréaux (Boutin et al. 1995, Krebs et al. 1995) car sa présence a une influence sur la densité d'un grand nombre de prédateurs (Boutin et al. 1995, Mowat et al. 1999, Krebs et al. 2001a, Ausband and Baty 2005, Etcheverry et al. 2005). Un traitement

sylvicole défavorable aux populations de lièvres le sera donc également pour plusieurs autres espèces et ce, notamment pour les mammifères à fourrure activement recherchés lors d'activités de trappe (Etcheverry et al. 2005).

L'ouverture de la canopée causée par les coupes partielles entraîne une augmentation de la luminosité au sol, ceci ayant généralement pour effet de favoriser la croissance de la régénération (Darveau et al. 1998, Fuller et al. 2004, Hanley 2005). De ce fait, la diminution du couvert latéral suite à la récolte, qui est défavorable au lièvre, devrait se rétablir dans les premières années suivant la coupe partielle. À ce jour, il est impossible de confirmer cette affirmation puisqu'aucune étude n'a encore porté sur l'effet à long terme des coupes partielles sur les mammifères (Thompson et al. 2003, Vanderwel et al. 2009).

La présence de couvert résiduel après EC laisse présager que cette dernière aura un faible impact sur l'habitat du lièvre. Des études effectuées dans les forêts mélangées du Maine montrent qu'à court terme les coupes partielles sont utilisées par le lièvre d'Amérique, quoique sa densité soit moins élevée dans les coupes partielles que dans les forêts non traitées (Fuller and Harrison 2000, Fuller and Harrison 2005). Selon des travaux effectués au Québec en forêt résineuse, on constate qu'à court terme le lièvre d'Amérique déserte les parterres de coupes partielles qui retirent entre 40 et 90 % du volume marchand (Dallaire et al. 2003, Valois 2005). Dans ces derniers cas, l'abandon à court terme par le lièvre des secteurs traités par coupes partielles peut s'expliquer par une importante diminution du couvert latéral suite au traitement (Dallaire et al. 2003, Rioux and Bujold 2003, Fuller et al. 2004, Valois 2005).

Afin de valider si les EC sont des habitats de qualité pour le lièvre en pessière noire, nous avons comparé différents paramètres d'habitat entre des sites éclaircis et des sites témoins. Nous avons également évalué s'il y avait une différence dans l'abondance d'indices de présence (crottins et pistes) entre des sites éclaircis et des sites témoins. Finalement, nous avons validé s'il y avait un rétablissement dans le temps de la qualité d'habitat des peuplements éclaircis (couvert latéral, couvert vertical, densité de brout) pour cette espèce.

## AIRE D'ÉTUDE

L'étude a été réalisée en Abitibi-Témiscamingue, au nord-ouest du Québec, Canada (48°34'N, 78°08'W) dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest (Thibault and Hotte 1985). Les peuplements forestiers y sont constitués de sapin baumier (*Abies balsamea*), d'épinette noire (*Picea mariana*), de pin gris (*Pinus banksiana*), de bouleau à papier (*Betula papyfera*), d'épinette blanche (*Picea glauca*) et de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (Grondin 1996). La moyenne annuelle des précipitations de neige est de 300 cm (Environnement Canada 2008).

En forêt boréale, il est reconnu que les cycles démographiques du lièvre ont lieu sur une période moyenne de 10 ans, période durant laquelle les densités varient considérablement (Wolff 1980, Hodges 1999, Krebs et al. 2001a). En Abitibi-Témiscamingue, des documents d'archives révèlent une tendance similaire puisque des observateurs y ont noté la présence d'un cycle d'approximativement 7 ans (Vincent 1995). Depuis 1998, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune y récolte des données selon un inventaire systématique et les résultats révèlent que les populations de lièvre de Abitibi-Témiscamingue auraient atteint leur dernier haut de cycle lors de la saison 2001-2002 (FAPAQ 2003, MRNF 2005b). À la lumière de ces résultats et si l'on présume la présence d'un cycle de 7 à 10 ans, lors de la réalisation de notre étude en 2006-2007, nous étions probablement dans le creux du cycle ou au début de sa phase de rétablissement.

Les sites d'étude étaient des peuplements dominés par l'épinette noire qui ont fait l'objet d'éclaircies commerciales (EC) entre 1989 et 1999 (N=20) (fig. 1A). L'éclaircie commerciale est un traitement qui consiste à enlever de 25 à 35 % de la surface terrière marchande d'un peuplement. On la réalise dans les peuplements équiens au plus tard 15 ans avant la maturité de ce dernier. La surface terrière prélevée dans les sentiers d'abattage et de débardage ne doit pas excéder 15 % de la surface terrière marchande initiale du peuplement (MRNF 2005a). Le secteur d'étude étant situé en forêt publique, les EC ont donc été effectuées par différents industriels forestiers de la région. Les sites témoins, quant à eux, étaient des peuplements forestiers ayant la même appellation cartographique que les peuplements éclaircis, mais dans lesquels aucun traitement forestier n'a eu lieu (N=12) (fig. 1B). Les sites étaient éloignés les

uns des autres de plus de 500 m afin d'éviter qu'un domaine vital de lièvre, dont la superficie moyenne en forêt boréale résineuse est de 17 ha (Ferron et al. 1994), chevauche plus d'un site.

## MÉTHODES

### Paramètres d'habitat

À l'intérieur de chaque site d'échantillonnage, de six à sept placettes permanentes ont été installées aux 25 m (fig.2A et B). Afin de limiter l'effet de bordure, le dispositif a été implanté de façon à ce que chaque placette soit située à plus de 50 m de la bordure entre le peuplement ciblé et le peuplement adjacent. Dans les dispositifs en forme de U (fig. 2A), les deux branches du transect sont distancées de 50 m, ce qui permet d'éviter de compter deux fois la même piste (Ausband and Baty 2005). Dans les éclaircies, les dispositifs ont été installés perpendiculairement aux sentiers de débardage.

À chaque placette permanente, la surface terrière, le couvert latéral de 0-2 m, le couvert vertical arborescent et le nombre de tiges disponibles pour l'alimentation ont été évalués. Ces mesures ont été effectuées au printemps 2006, après la fonte de la neige et avant la reprise de la végétation. Afin de s'assurer de considérer l'ouverture créée par les sentiers de débardage, les couverts latéraux et verticaux ont fait l'objet de quatre mesures pour chaque placette, orientées aux 90° à partir de l'axe du transect (fig. 2C).

La surface terrière a été établie à partir du centre de la parcelle à l'aide d'un prisme de facteur deux. Le couvert latéral a été évalué à 15 m de la placette à l'aide d'une planche à profil de végétation constituée d'un panneau de 2 m de hauteur et de 30 cm de largeur, divisé en quatre sections de 50 cm de hauteur et de couleurs différentes (Nudds 1977). Le pourcentage d'obstruction visuelle a été évalué pour chaque section et comptabilisé par classe de 20 % (Ferron et al. 1996). La moyenne des valeurs des 4 points de mesure a par la suite été transformée en pourcentage. Le couvert vertical arborescent a été évalué par la présence ou l'absence de couvert arborescent (plus de 4 m de hauteur) à intervalle de 3 m jusqu'à une distance de 15 m (Potvin et al. 2001, Bertrand and Potvin 2003). La valeur du couvert a été obtenue en additionnant le nombre de présence sur les 20 points d'observations puis en la transformant en pourcentage.

Le dénombrement par essence des tiges disponibles a été effectué dans une parcelle circulaire d'un mètre de rayon ( $3,14 \text{ m}^2$ ) centrée sur la placette permanente. Une tige a été considérée comme disponible si elle possédait au moins une ramille de plus de 5 cm entre 0 et 2 m (Potvin 1995, Bissonnette et al. 1997, Bertrand and Potvin 2003, Blanchette et al. 2003). Une tige comptant plus de 50 % de ses ramilles broutées a été considérée comme morte, donc non disponible (Potvin 1995). La consommation des tiges résineuses par le lièvre semble varier selon le type d'habitat puisque la littérature est équivoque à ce sujet (Cusson et al. 2001, Blanchette et al. 2003). Afin d'évaluer le type de nourriture préférentiel dans les habitats de notre étude, l'inventaire des tiges broutées a également été effectué.

#### **Inventaire de pistes**

Le relevé des pistes a eu lieu durant l'hiver 2006-2007 dans un transect de 200 m dont le design variait en fonction du type de dispositif (fig.2A et B). Les relevés des pistes ont été effectués au moins 24 heures (1 nuit) et maximum 72 heures (3 nuits) après une chute de neige suffisamment abondante pour couvrir les anciennes pistes, soit des précipitations d'environ 5 cm. Toutes les pistes situées à moins d'un mètre de part et d'autre du transect ont été dénombrées (Potvin et al. 2001). Puisque la température peut affecter les déplacements du lièvre (Theau and Ferron 2000), la température moyenne des nuits sans neige qui ont précédées le pistage (1 à 3 nuits) a été évaluée. Pour ce faire, la moyenne des températures observées à chaque heure entre le coucher et le lever du soleil a été utilisée.

#### **Inventaire de crottins**

Les crottins ont été dénombrés à chaque placette permanente dans une parcelle circulaire d'un mètre de rayon ( $3,14 \text{ m}^2$ ). La placette circulaire a été utilisée, car elle produirait moins d'erreurs que la placette rectangulaire, ce qui est un facteur important lorsque les populations sont basses (Murray et al. 2002), comme c'est le cas dans notre aire d'étude. Le décompte des crottins présents dans les parcelles a été effectué au printemps, du 7 au 16 mai 2007, immédiatement après la fonte de la neige et avant la reprise de la végétation (Ferron and Ouellet 1992). Afin de s'assurer de ne comptabiliser que les crottins produits durant l'hiver, les parcelles ont été nettoyées entre le 23 octobre et le 16 novembre 2006.

Puisque la dégradation du crottin peut se faire à l'intérieur d'une même année (Murray et al. 2002, Prugh and Krebs 2004), le taux de dégradation du crottin dans les deux habitats a été comparé. Pour ce faire, au printemps 2006, nous avons déposé 10 crottins de lièvre frais dans chacun des sites. Les crottins ont été posés dans une cage en broche de 15 cm de diamètre fermée par une moustiquaire. Nous avons déterminé le type de substrat où se trouvait la cage (mousse, lichen, terre) ainsi que la fermeture de la canopée (par classe de 25 %) au-dessus de cette dernière. Les crottins ont été recomptés à l'automne 2006 et au printemps 2007.

### Analyses statistiques

*Paramètres d'habitat* – Nous avons comparé les valeurs moyennes des paramètres d'habitat entre les sites témoins et les sites éclaircis à l'aide de tests t. Nous avons utilisé une régression logistique afin de déterminer la relation entre le traitement et les paramètres d'habitat. Pour évaluer le niveau de corrélation entre les paramètres d'habitat, nous avons réalisé des corrélations de Pearson. Toutes ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS.

*Pistes de lièvre (effet du traitement)* – Puisque chaque site a été visité à trois reprises au cours du même hiver, nous avons utilisé des modèles de N-mélange (N-mixture models) afin de pouvoir intégrer la probabilité de détection dans nos analyses (Royle 2004b, Mazerolle et al. 2007, Royle and Dorazio 2008). Ainsi, tous les modèles évalués estimaient l'abondance des pistes de lièvre ( $\lambda$ ) et leur probabilité de détection ( $p$ ). Pour ce faire, nous avons utilisé le logiciel R pour modéliser le nombre de pistes de lièvre par 10 m, pour lesquels nous avons supposé une distribution de Poisson. La valeur des variables continues a été centrée-réduite avant l'analyse. Nous avons comparé 27 modèles (tableau 1) à l'aide du critère d'information d'Akaike de second ordre ( $AIC_c$ ) et de leur poids d'Akaike ( $w_i$ ). Ces modèles incluaient les paramètres d'habitats associés à l'abondance de pistes ( $\lambda$ ): couvert latéral (CL), couvert vertical (CV), nombre de tiges feuillues disponibles pour le brout (BR) et le traitement (TR). Puisque certaines variables peuvent affecter la détection des pistes, nous avons intégré la température moyenne des nuits précédentes (Temp) et le nombre de nuits depuis la dernière chute de neige (Délai) à certains modèles. La régression logistique a permis de constater que le traitement affecte de façon significative le couvert latéral ( $\chi^2 = 5.83$ ,  $P = 0.013$ ) et le

couvert vertical ( $\chi^2 = 6.21, P = 0.016$ ). En raison de ces relations, aucun modèle n'incluait de façon simultanée le traitement et l'un de ces paramètres. La surface terrière était légèrement corrélée au couvert latéral ( $r = -0.39$ ) et un peu plus fortement au couvert vertical ( $r = 0.59$ ). Bien que la relation entre la surface terrière et les couverts n'étaient pas assez fortes pour exclure la surface terrière des modèles, la surface terrière a tout de même été écartée de notre approche de sélection de modèles puisque son effet sur l'abondance de lièvre n'est pas reconnue et que nous voulions éviter de surparamétriser les modèles. Dans notre cas, les essences résineuses étaient rarement consommées par le lièvre; la proportion de tiges résineuses broutées n'était pas différente de 0 ( $t_{31} = 1.85, P = 0.07$ ). C'est pourquoi nous avons uniquement inclus les tiges feuillues disponibles comme brout dans nos analyses. Lorsque plusieurs modèles étaient vraisemblables ( $\Delta AIC_c < 2$ ), nous avons utilisé l'inférence multi-modèles pour déterminer quels paramètres avaient un effet important (Burnham and Anderson 2002, Mazerolle 2006). Nous avons vérifié l'ajustement des modèles globaux –  $\lambda(\text{CL}+\text{CV}+\text{BR})$  p(Temp),  $\lambda(\text{BR}+\text{TR})$  p(Temp),  $\lambda(\text{CL}+\text{CV}+\text{BR})$  p(Délai),  $\lambda(\text{BR}+\text{TR})$  p(Délai) – à l'aide d'une méthode de bootstrap paramétrique décrite par Royle (2004a) que nous avons réalisée dans le logiciel R.

*Pistes de lièvre (effet de l'âge du traitement)* – Afin de déterminer les facteurs affectant l'utilisation des peuplements traités en éclaircies commerciales, nous avons réalisé une analyse subséquente ciblant uniquement les 20 sites traités en EC. Pour ce faire, 15 modèles de N-mélange ont été comparés (tableau 2). Les mêmes paramètres que pour l'analyse de l'ensemble des sites ont été utilisés, à l'exception du traitement qui a été remplacé par le nombre d'années écoulées depuis la réalisation du traitement ( $\hat{\text{Age}}$ ). Afin d'éviter de surparamétriser les modèles, nous avons utilisé des modèles ayant un seul paramètre associé à l'abondance des pistes. Encore ici, nous avons vérifié l'ajustement des modèles globaux –  $\lambda(\hat{\text{Age}})$  p(Temp),  $\lambda(\hat{\text{Age}})$  p(Délai),  $\lambda(\text{CL})$  p(Temp),  $\lambda(\text{CL})$  p(Délai),  $\lambda(\text{CV})$  p(Temp),  $\lambda(\text{CV})$  p(Délai),  $\lambda(\text{BR})$  p(Temp),  $\lambda(\text{BR})$  p(Délai), – à l'aide du bootstrap paramétrique.

*Crottins (effet du traitement)* – Nous n'avons pas considéré la dégradation du crottin dans nos analyses, car 98% des crottins placés dans les cages ont été retrouvés et ce, dans un excellent état. Afin de tenir compte de la structure hiérarchique des données, c'est-à-dire plusieurs

parcelles de décompte de crottin à l'intérieur d'un même site, nous avons utilisé des modèles mixtes linéaires (Littell et al. 2006). Nous avons modélisé le log du nombre de crottins à l'aide de la procédure PROC MIXED du logiciel SAS. Les paramètres d'habitat (CL, CV, BR, TR) ont été considérés comme effets fixes tandis que les ordonnées à l'origine des régressions de chaque site constituaient les effets aléatoires (Singer 1998). Nous avons utilisé une procédure par maximum de vraisemblance (au lieu du maximum de vraisemblance restreint, REML) afin d'utiliser l'AIC<sub>c</sub> pour comparer neuf modèles. Ces modèles considéraient l'effet du couvert latéral (CL), du couvert vertical (CV), de la disponibilité de tiges feuillues (BR) et du traitement (TR), seul ou en combinaison (Tableau 1). Nous avons vérifié les suppositions des modèles mixtes, notamment l'homoscédasticité, la normalité des résidus et des effets aléatoires (Littell et al. 2006).

*Crottins (effet de l'âge du traitement)* - Afin d'évaluer les facteurs affectant spécifiquement l'utilisation des peuplements traités en éclaircies commerciales, un total de 14 modèles ont été comparés en utilisant le temps depuis l'éclaircie (Âge) plutôt que le traitement (tableau 2). La méthode de comparaison utilisée est la même que celle décrite dans la section précédente. Tel qu'attendu, le couvert latéral était positivement corrélé à l'âge des éclaircies commerciales ( $r = 0.57$ ). Cependant, cette relation n'a pas été jugée suffisamment prononcée (i.e.,  $r < 0.70$ ) pour justifier le fait d'écarter des modèles contenant ces deux paramètres.

*Temps de rétablissement* - Puisque le couvert latéral est une variable importante dans la sélection de l'habitat (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985b;a, Ferron and Ouellet 1992) et qu'il est corrélé à l'âge de l'EC, nous avons déterminé si le couvert dans les EC se rétablissait avec le temps. Pour ce faire, nous avons effectué une régression linéaire du couvert latéral en fonction de l'âge de l'EC. Bien que les âges des EC n'étaient pas distribués uniformément, aucune valeur n'était influente ou n'a été identifiée comme ayant un fort effet de levier (i.e., distance de Cook  $< 1$ ).

Finalement, afin d'évaluer s'il y a un rétablissement de l'utilisation des EC dans le temps, nous avons effectué deux régressions, la première du nombre de pistes en fonction de l'âge des EC et la deuxième, du nombre de crottins en fonction de l'âge des EC. Pour chacune des

régressions, nous avons sélectionné l'ensemble des modèles (décrits plus haut dans leurs sections respectives) qui incluaient le paramètre Âge, puis nous avons calculé les valeurs prédites de chacun de ces modèles de l'âge 7 à 17. Nous avons ensuite effectué une inférence multi-modèles sur les valeurs prédites (Burnham and Anderson 2002, Mazerolle 2006). Le nombre moyen de pistes et le nombre moyen de crottins sur les sites témoins ont également été déterminés à l'aide de l'inférence multi-modèles. Les erreurs types inconditionnelles sur les moyennes pondérées ont été calculées à l'aide de la méthode delta (Williams et al. 2002).

## RÉSULTATS

### Paramètres d'habitat

La surface terrière totale entre les EC et les témoins n'était pas différente ( $t_{14,7} = -0.65$ ,  $P = 0.526$ ) de même que la surface terrière en EPN ( $t_{30} = -1.00$ ,  $P = 0.326$ ), la surface terrière en FIG ( $t_{30} = 0.39$ ,  $P = 0.698$ ) et la surface terrière des autres essences ( $t_{30} = 0.05$ ,  $P = 0.964$ ). Par contre, le couvert latéral était plus élevé dans les témoins ( $t_{30} = -3.58$ ,  $P = 0.0012$ ) ainsi que le couvert vertical arborescent ( $t_{30} = -3.46$ ,  $P = 0.0016$ ). La densité de tiges feuillues et de tiges résineuses, quant à elle, ne différait pas entre les deux types d'habitat ( $t_{29,4} = 1.12$ ,  $P = 0.271$ ;  $t_{30} = -0.45$ ,  $P = 0.2654$  (tableau 3). Dans le cas de la surface terrière totale et de la densité de tiges feuillues, le test t de Welch a dû être utilisé car les variances n'étaient pas homogènes.

### Effet du traitement

*Pistes de lièvre* – D'après les simulations de bootstrap paramétrique, les modèles s'ajustaient adéquatement aux données ( $p=0.71$ ,  $p=0.198$ ,  $p=0.624$  et  $p=0.116$ ). Les modèles qui contenaient le couvert latéral avaient les poids d'Akaike les plus élevés tandis que ceux qui contenaient le traitement avaient tous un poids d'Akaike de 0 (tableau 4). Les quatre modèles ayant les plus bas AIC<sub>c</sub> (modèles 6, 7, 21 et 2) avaient un delta AIC<sub>c</sub> près de 2 et les ratios de preuve (evidence ratio) étaient inférieurs ou près de 2.7 (1.11, 1.97, 2.87), ces quatre modèles pouvaient donc être considérés comme des modèles vraisemblables (Burnham and Anderson 2002, Mazerolle 2006). L'inférence multi-modèles a démontré que le couvert latéral de 0-2 m et le nombre de tiges feuillues avaient un effet positif sur l'abondance de pistes contrairement au couvert vertical arborescent qui n'avait pas d'effet puisque l'intervalle de confiance de ce

paramètre incluait la valeur de 0 (tableau 6). La température et le nombre de nuits depuis la dernière neige n'ont pas influencé la détection des pistes (tableau 6).

*Crottins* – Les deux modèles les plus vraisemblables (modèles 2 et 4) comprenaient le couvert latéral comme paramètre (tableau 4). Les modèles qui incluaient le traitement avaient un poids d'Akaike de 0. Le nombre de tiges feuillues n'influçait pas la quantité de crottins présents dans les parcelles contrairement aux couverts latéral et vertical qui avaient un effet positif. Cependant, l'effet du couvert vertical s'est avéré trois fois moins élevé que celui du couvert latéral (tableau 6).

#### **Effet de l'âge du traitement**

*Pistes de lièvre* - Les simulations de bootstrap paramétrique ont permis de constater que les modèles s'ajustaient adéquatement aux données ( $p=0.282, 0.278, 0.91, 0.828, 0.124, 0.11, 0.23, 0.192$ ). Les modèles qui incluaient l'âge comme paramètre étaient moins vraisemblables (ratio de preuve max = 48,  $\Delta AIC_c$  min=7.683) que les trois modèles qui contenaient le couvert latéral. Ces derniers étaient équivalents (tableau 5). La température et le délai depuis la dernière chute de neige n'avaient pas d'influence sur la détection des pistes. L'effet du couvert latéral sur le nombre de pistes dans les EC était légèrement supérieur à celui obtenu pour l'ensemble des sites (tableau 6).

*Crottins* – Les 4 modèles les plus vraisemblables incluaient le couvert latéral et le modèle qui avait le poids d'Akaike le plus élevé incluait l'âge (tableau 5). Le couvert latéral et l'âge de l'EC avaient un effet positif sur la quantité de crottins trouvés dans une parcelle. Bien que l'intervalle de confiance pour le couvert vertical incluait 0, la valeur de la borne inférieure était près de ce seuil (tableau 6). L'estimé obtenu pour le couvert latéral s'est avéré légèrement supérieur à celui obtenu dans l'analyse incluant l'ensemble des sites (tableau 6).

*Temps de rétablissement* – Le couvert latéral moyen dans les sites témoins se situait à  $84.41 \pm 13.81$  % ( $X \pm SD$ ), tandis que le couvert latéral des EC atteignait une valeur équivalente entre 12 et 24 ans après le traitement (fig. 3). Le nombre de pistes/10 m dans les EC était équivalent à celui des témoins ( $2.35 \pm 0.78$ ) (moyenne pondérée  $\pm$  SE inconditionnelle)

lorsque les EC avaient entre 14 et 17 ans (fig. 4A). Pour ce qui est du nombre de crottins dans les sites témoins, la valeur moyenne était de  $1.73 \pm 0.24$  (moyenne pondérée  $\pm$  SE inconditionnelle). Avant que l'on y retrouve cette valeur, les EC devaient avoir entre 14 et 20 ans (fig. 4B). L'ensemble des résultats obtenus illustre qu'un minimum de 12 ans est nécessaire pour que les EC atteignent les valeurs moyennes des sites témoins.

## DISCUSSION

### Paramètres affectant la détection des pistes de lièvre

La littérature indique que la température influence les déplacements du lièvre (Gray 1993, Theau and Ferron 2000) et de ce fait, devrait affecter la détection des pistes. Toutefois, dans notre étude, l'influence de la température sur la détection des pistes de lièvres n'a pas été observée. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que l'hiver, le lièvre semble modifier ses déplacements uniquement lors de froid extrême (Theau and Ferron 2000) et que nous n'avons observé qu'une seule nuit précédant le pistage de très grand froid ( $-28^{\circ}\text{C}$ ).

Nous présumons également que le nombre de pistes de lièvre augmenterait de façon exponentielle avec le nombre de nuits depuis la dernière chute de neige. C'est pourquoi, à notre avis, le nombre de nuits devait affecter la détection des pistes. Cet effet n'a pu être mis en évidence par nos analyses statistiques. La majorité de nos observations (51 %) a été faite une nuit après une chute de neige tandis que 34 % et 15% ont été faites respectivement après 2 et 3 nuits. Le manque de variation dans les données pourrait expliquer pourquoi aucun effet n'a été noté.

### Paramètres d'habitat affectant l'utilisation par le lièvre

L'inférence multi-modèles a permis de constater que le couvert latéral était le paramètre qui expliquait le mieux l'abondance d'indices de présence de lièvre dans les sites échantillonnés. Son effet était supérieur à celui des autres paramètres retenus (tiges feuillues et couvert vertical) (tableau 6). Ces conclusions sont conformes à celles d'autres études qui mentionnent que le principal facteur influençant l'utilisation d'un peuplement par le lièvre est la densité du couvert arbustif (Wolff 1980, Litvaitis et al. 1985a;b, Ferron and Ouellet 1992). Le couvert vertical est également considéré comme une variable d'habitat importante pour le lièvre

(Litvaitis 1990, Potvin et al. 2005) puisque la fermeture verticale permet aux lièvres de se protéger des prédateurs aériens (Ferron et al. 1996). Nos résultats montrent un effet faible de cette variable (estimé  $\pm$  SE,  $0.008 \pm 0.004$ ) probablement dû au fait qu'un couvert vertical très dense réduit la densité du couvert arbustif (Fuller and Harrison 2000).

Afin d'être intéressants pour le lièvre, les peuplements devraient avoir une densité de tiges feuillues supérieures à 4000 tiges/ha (Guay 1994). Les valeurs observées dans les EC ( $X \pm$  SE,  $5786 \pm 1599$ ) et les témoins ( $3640 \pm 1047$ ) se rapprochaient de cette valeur. Nous ne pouvons démontrer que la densité de tiges feuillues est différente entre les deux habitats ( $t_{29,4} = 1.12$ ,  $P = 0.271$ ), probablement à cause de la très grande variabilité des résultats. Toutefois, nous avons observé que dans les peuplements éclaircis, la régénération feuillue était surtout abondante dans les sentiers de débardage et qu'elle est pratiquement absente entre les sentiers.

Les deux méthodes utilisées pour évaluer l'utilisation hivernale des habitats par le lièvre (pistage et dénombrement des crottins) démontrent que le couvert latéral est le principal paramètre qui influence l'utilisation d'un site par le lièvre. Le couvert vertical ressort comme ayant une influence lorsque l'on utilise les crottins mais non lors de l'utilisation des pistes. À l'opposé, le nombre de tiges feuillues a un effet significatif lorsque l'on modélise le nombre de pistes mais non lorsque l'on modélise le nombre de crottins. Ces différences peuvent s'expliquer par le fait que, bien que les deux types d'indices de présence évaluent l'utilisation hivernale, ils sont mesurés à des échelles différentes. En effet, le pistage évalue principalement l'utilisation de l'habitat à l'échelle du peuplement (transects de 200 m) tandis que le décompte des crottins se concentre sur l'utilisation des microhabitats (parcelles de  $3,14 \text{ m}^2$ ). Malgré cette différence, les deux méthodes arrivent aux mêmes conclusions, c'est-à-dire que le couvert latéral est le paramètre qui explique le mieux l'utilisation d'un peuplement par le lièvre.

#### **Effet de l'éclaircie commerciale**

Les analyses effectuées indiquent que le couvert latéral est un paramètre d'habitat primordial pour expliquer l'abondance du lièvre et que cette variable est plus déterminante qu'une classification binaire entre sites traités et témoins. Toutefois, puisque les sites éclaircis ont un

couvert latéral significativement plus faible que celui des sites témoins (66.14 vs 84.41 %), on peut considérer que les sites ayant subi une éclaircie commerciale sont généralement de qualité inférieure en tant qu'habitats pour le lièvre d'Amérique.

Il existe une très grande variabilité de couvert latéral à l'intérieur des sites d'un même groupe ( $X \pm SD$ , EC =  $66.14 \pm 14.08$ , Témoins =  $84.41 \pm 13.81$ ). La variabilité des sites éclaircis peut s'expliquer par l'âge des éclaircies qui varie de 7 à 17 ans. Les variations à l'intérieur des sites témoins et éclaircis peuvent, quant à elles, s'expliquer par la grande hétérogénéité des peuplements naturels (Bertrand and Potvin 2002, Hanley 2005).

Très peu d'études ont documenté l'impact des EC sur la biodiversité et les résultats de ces études sont difficilement applicables aux écosystèmes forestiers québécois (Bédard et al. 2003). Cependant, Darveau et al. (1998) ont étudié l'utilisation des bandes riveraines par le lièvre et ont constaté que les bandes ayant fait l'objet d'une éclaircie sont autant utilisées par le lièvre que celles qui ne sont pas éclaircies. Toutefois, l'éclaircie dans les bandes riveraines est différente de celle effectuée dans les peuplements non riverains traités en EC. En bordure des cours d'eau, l'éclaircie consiste à récolter des tiges de plus gros diamètre tandis que l'EC consiste à récolter des tiges de petit diamètre et ayant peu d'avenir d'un point de vue sylvicole (MRN 2000). Ce type de traitement risque d'avoir un impact plus important sur la faune que l'éclaircie des bandes riveraines, car il modifiera davantage la structure de la forêt. En effet, Bull et al. (2001) croient qu'une éclaircie qui enlève les arbres morts ou moribonds transforme de façon importante la structure de la forêt. De plus, dans les bandes riveraines, il n'est pas nécessaire de créer des sentiers de débardage pour retirer les arbres abattus, puisqu'elles ont uniquement 20 m de largeur (MRN 2000). Dans les sentiers de débardage, la totalité du couvert arborescent est éliminé et le couvert arbustif est très faible compte tenu des passages répétés de la machinerie. De ce fait, les sentiers de débardage ont un couvert beaucoup plus faible que le reste du peuplement. La présence de sentiers de débardage dans une éclaircie crée donc un environnement hétérogène où le couvert n'est pas continu. La présence de lièvre dans les bandes riveraines éclaircies, où il n'y a pas de sentier de débardage suggère que la réduction du couvert latéral moyen dans les EC, pourrait être

davantage le résultat de la présence des sentiers de débardage que du prélèvement des tiges lors de l'éclaircie.

Comme le lièvre n'utilise des habitats sous-optimaux que lorsque la densité d'individu est élevée (Fuller and Harrison 2005), et que nous considérons la population dans notre aire d'étude au moment de l'échantillonnage comme étant dans un bas de cycle, le fait que les EC soient utilisées indique qu'elles correspondent à des habitats réels et non à des habitats de remplacement. L'utilisation par le lièvre peut s'expliquer par la présence d'un couvert latéral moyen (66.14%) dans les EC supérieur au seuil minimal pour qu'un peuplement soit utilisé l'hiver (40 %) (Wolfe et al. 1982, Ferron and Ouellet 1992).

#### **Temps de rétablissement**

L'inférence multi-modèles a démontré que l'utilisation des EC augmentait avec le nombre d'années depuis le traitement. Cette augmentation de l'utilisation peut s'expliquer par le fait que le couvert latéral augmentait avec l'âge des EC. Le couvert latéral moyen des sites éclaircis deviendrait équivalent à celui des sites témoins lorsque les EC auraient entre 12 et 24 ans (fig. 3). Les valeurs obtenues à l'aide des deux types d'indices de présence convergent vers ces valeurs. En effet, si l'on considère les pistes, le rétablissement se ferait entre 14 et 17 ans après le traitement tandis que si l'on considère les crottins, le rétablissement aurait lieu entre 14 et 20 ans (fig. 4A et B). On peut donc estimer que les EC redeviendraient des habitats aussi utilisés que les témoins en moyenne 17 ans après le traitement. Toutefois, cette conclusion doit être considérée avec prudence en tenant compte du fait que cette étude porte sur l'échantillonnage de sites représentant une chronoséquence après éclaircie, et non sur un suivi des mêmes sites dans le temps.

Nous ne pouvons comparer nos résultats à ceux de la littérature, car aucune étude n'a encore porté sur l'effet à long terme des coupes partielles sur les mammifères (Thompson et al. 2003). Cependant, des inventaires de régénération effectués cinq ans après une coupe partielle à 50 % de prélèvement en forêt mixte démontrent qu'il n'y a pas de croissance significative du couvert arbustif comparé aux témoins (MacDonald and Thompson 2003). Hanley (2005) rapporte les résultats d'une étude effectuée en Alaska où les conclusions sont

que 13 -14 ans après une éclaircie commerciale la biomasse du sous-couvert serait 10 fois plus élevée que celle des témoins. Le temps de rétablissement que nous avons constaté dans les EC est plus long que cette valeur, mais cela pourrait s'expliquer par le fait que le sous-étage des peuplements éclaircis est lent à répondre lors d'une première éclaircie (Hanley 2005).

Les modèles contenant l'âge des EC ont été considérés comme des modèles probables uniquement lorsque l'on modélisait le nombre de crottins. Ceci pourrait s'expliquer par le fort effet du couvert latéral comparativement à l'âge. Comme les modèles associés au nombre de pistes ne contenaient qu'un seul paramètre d'habitat (tableau 2) et que le couvert latéral a un effet très fort, les modèles incluant le couvert latéral avaient un AIC<sub>c</sub> très supérieur à ceux incluant l'âge (tableau 5).

#### **IMPLICATIONS EN AMÉNAGEMENT FORESTIER**

L'éclaircie commerciale telle qu'elle se pratique présentement au Québec ne devrait pas être envisagée comme alternative à la coupe totale dans le but de minimiser les effets de la coupe sur le lièvre. Les EC redeviendraient des habitats de qualité équivalente aux peuplements non traités entre 14 et 20 ans après le traitement. Une coupe totale des tiges marchandes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) a généralement lieu 15 ans après une EC. Dans la pessière, le rétablissement des populations ne se produit qu'entre 13 et 27 ans après celle-ci (Jacqmain et al. 2007). De ce fait, l'EC suivie d'une CPRS serait néfaste pour les populations de lièvre pendant une période estimée de 27 et 42 ans.

Afin de minimiser l'impact de l'EC, elle devrait tout d'abord être effectuée dans des peuplements où il y a déjà une forte régénération et où le couvert latéral est supérieur à 60 % (Potvin et al. 2005). De plus, la CPRS devrait être exécutée au moins 20 ans après l'EC. Il serait ainsi possible de conserver des habitats pouvant soutenir une densité de population similaire à celle présente avant la toute première intervention.

## LITTÉRATURE CITÉE

- Ausband, D. E., and G. R. Baty. 2005. Effects of precommercial thinning on snowshoe hare habitat use during winter in low-elevation montane forests. *Canadian Journal of Forest Research* 35:206-210.
- Bédard, S., L. De Grandpré, L. Duchesne, P. Grondin, J.-P. Jetté, R. Jobidon, J.-M. Lussier, D. Pothier, G. Prigent, and J.-C. Ruel. 2003. Éclaircie commerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM - Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier.
- Bergeron, Y. 1991. The Influence of Island and Mainland Lakeshore Landscapes on Boreal Forest Fire Regimes. *Ecology* 72:1980-1992.
- \_\_\_\_\_. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81:1500-1516.
- \_\_\_\_\_. 2004. Is regulated even-aged management the right strategy for the Canadian boreal forest? *Forestry Chronicle* 80:458-462.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur, and K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* 36:2737-2744.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, and D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31:384-391.
- Bergeron, Y., and B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology And Management* 92:235-242.
- Bertrand, N., and F. Potvin. 2002. Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier et Société de la faune et des parcs du Québec.
- \_\_\_\_\_. 2003. Caractérisation des habitats fauniques: méthodologie et résultats observés en forêt boréale. Ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs.
- Bissonnette, J., L. Belanger, P. Larue, S. Marchand, and J. Huot. 1997. L'inventaire forestier multiressource : les variables critiques de l'habitat faunique. *Forestry Chronicle* 73:241-247.

- Blanchette, P., S. Desjardins, M. Poirier, J. Legris, and P. LaRue. 2003. Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.
- Bouchard, M., D. Pothier, and S. Gauthier. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1621-1633.
- Boutin, S., C. J. Krebs, R. Boonstra, M. R. T. Dale, S. J. Hannon, K. Martin, and A. R. E. Sinclair. 1995. Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada boreal forest. *Oikos* 74:69-80.
- Bull, E. L., K. B. Aubry, and B. C. Wales. 2001. Effects of disturbance on forest carnivores of conservation concern in eastern Oregon and Washington. *Northwest Science* 75:180-184.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach. Second edition edition. Springer-Verlag, New-York, USA.
- CCFM. 2007. Compendium of Canadian Forestry Statistics. Canadian Council of forest Ministers.
- Cusson, M., M.-H. Saint-Laurent, J. Ferron, and A. Caron. 2001. Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt boréale. Université du Québec à Rimouski pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs du Québec.
- Dallaire, S., L. Bélanger, N. Magnan, M. Riopel, and J. Bégin. 2003. La coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) : essais de coupes et impacts à court terme sur l'écosystème forestier Ministère des Ressources naturelles et Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt.
- Darveau, M., J. Huot, and L. Belanger. 1998. Riparian forest strips as habitat for snowshoe hare in a boreal balsam fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1494-1500.
- Environnement Canada. 2008. Canadian Climate Normal 1971-2000, Val-d'Or, Quebec. *in* [http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate\\_normals/results\\_e.html](http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/results_e.html).
- Etcheverry, P., M. Crete, J. P. Ouellet, L. P. Rivest, M. C. Richer, and C. Beaudoin. 2005. Population dynamics of snowshoe hares in relation to furbearer harvest. *Journal Of Wildlife Management* 69:771-781.
- FAPAQ. 2003. L'informateur faunique, Vol. 19, No. 2. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Région de l'Abitibi-Témiscamingue.

- Ferron, J., R. Couture, and Y. Lemay. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec.
- Ferron, J., and J. P. Ouellet. 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 70:2178-2183.
- Ferron, J., F. Potvin, and C. Dussault. 1994. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de la faune terrestre.
- Fuller, A. K., and D. J. Harrison. 2000. Influence of partial timber harvesting on American marten and their primary prey in Northcentral Maine. Maine Cooperative Forestry Research Unit and Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife.
- \_\_\_\_\_. 2005. Influence of partial timber harvesting on American martens in North-Central Maine. *Journal Of Wildlife Management* 69:710-722.
- Fuller, A. K., D. J. Harrison, and H. J. Lachowski. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology And Management* 191:373-386.
- Gray, D. R. 1993. Behavioural adaptations to Arctic winter: shelter seeking by Arctic hare (*Lepus arcticus*). *Arctic* 46:340-353.
- Grondin, P. 1996. Écologie forestière. Pages 133-279 in Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec.
- Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Ministère des ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- Hanley, T. A. 2005. Potential management of young-growth stands for understory vegetation and wildlife habitat in southeastern Alaska. *Landscape and Urban Planning* 72:95-112.
- Hodges, K. E. 1999. Proximate factors affecting snowshoe hare movements during a cyclic population low phase. *Ecoscience* 6:487-496.
- Jacqmain, H., L. Belanger, S. Hilton, and L. Bouthillier. 2007. Bridging native and scientific observations of snowshoe hare habitat restoration after clearcutting to set wildlife habitat management guidelines on Waswanipi Cree land. *Canadian Journal of Forest Research* 37:530-539.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics - studies from the North American boreal forest. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Krebs, C. J., R. Boonstra, S. Boutin, and A. R. E. Sinclair. 2001. What drives the 10-year cycle of snowshoe hares? *Bioscience* 51:25-35.

- Krebs, C. J., S. Boutin, R. Boonstra, A. R. E. Sinclair, J. N. M. Smith, M. R. T. Dale, K. Martin, and R. Turkington. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269:1112-1115.
- Littell, R. C., G. A. Milliken, W. W. Stroup, R. D. Wolfinger, and O. Schabenberger. 2006. SAS for mixed models, 2nd edition. Cary, NC, USA.
- Litvaitis, J. A. 1990. Differential habitat use by sexes of snowshoe hares (*Lepus americanus*). *Journal of Mammalogy* 71:520-523.
- Litvaitis, J. A., J. A. Sherburne, and J. A. Bissonette. 1985a. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal Of Wildlife Management* 49:693-695.
- \_\_\_\_\_. 1985b. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *Journal Of Wildlife Management* 49:866-873.
- MacDonald, G. B., and D. J. Thompson. 2003. Responses of planted conifers and natural hardwood regeneration to harvesting, scalping, and weeding on a boreal mixedwood site. *Forest Ecology And Management* 182:213-230.
- Mazerolle, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27:169-180.
- Mazerolle, M. J., L. L. Bailey, W. L. Kendall, J. A. Royle, S. J. Converse, and J. D. Nichols. 2007. Making great leaps forward: Accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:672-689.
- Mowat, G., K. G. Poole, and M. O'Donoghue. 1999. Ecology of lynx in Northern Canada and Alaska. Lynx Science Report. U.S. Forest Service General Technical Report RMRS - 30:265-306.
- MRN. 2000. Modalités d'intervention dans le milieu forestier - Fondements et applications. Ministère des Ressources naturelles.
- MRNF. 2004. Ressources et industries forestières - Portrait statistique édition 2004. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
- \_\_\_\_\_. 2005a. Instructions relatives à l'application du règlement sur les valeurs des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits (Exercice 2005-2006). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- \_\_\_\_\_. 2005b. L'informateur faunique, Vol. 21, No. 2. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune.

- Murray, D. L., J. D. Roth, E. Ellsworth, A. J. Wirsing, and T. D. Steury. 2002. Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. *Canadian Journal of Zoology* 80:771-781.
- Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.
- Payette, S. 1992. Fire as controlling process in the North American boreal forest. Pages 144-169 in R. L. H.H. Shugart, G.B. Bonan, editor. *A systems analysis of the boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Potvin, F. 1995. L'inventaire du brouit : revue des méthodes et description des deux techniques. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- Potvin, F., N. Bertrand, and J. Ferron. 2001. Relevés de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune. *Société de la faune et des parcs du Québec*, Direction de la recherche sur la faune.
- Potvin, F., L. Breton, and R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35:151-160.
- Prugh, L. R., and C. J. Krebs. 2004. Snowshoe hare pellet-decay rates and aging in different habitats. *Wildlife Society Bulletin* 32:386-393.
- Rioux, J., and F. Bujold. 2003. Effets de la CPPTM et de la CPHRS sur la faune de la pessière de l'Est. Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt.
- Royle, J. A. 2004a. Modeling abundance index data from anuran calling surveys. *Conservation Biology* 18:1378-1385.
- \_\_\_\_\_. 2004b. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108-115.
- Royle, J. A., and R. M. Dorazio. 2008. *Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities*. Academic Press, New York.
- Singer, J. D. 1998. Using SAS PROC MIXED to fit multilevel models, hierarchical models, and individual growth models. *Journal of Educational and Behavioral Statistics* 23:323-355.
- Theau, J., and J. Ferron. 2000. Influence of climatic factors on the behavior of the snowshoe hare (*Lepus americanus*) in a semi-free environment. *Canadian Journal of Zoology* 78:1126-1136.

- Thibault, M., and D. Hotte. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional, Document cartographique. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec.
- Thompson, I. D., J. A. Baker, and M. Ter-Mikaelian. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology And Management* 177:441-469.
- Valois, S. 2005. Influence à court terme de la coupe partielle sur des mammifères de la forêt boréale. Université du Québec à Rimouski, Rimouski.
- Vanderwel, M. C., S. C. Mills, and J. R. Malcom. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. *The Forestry Chronicle* 85:91-104.
- Vincent, O. 1995. Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Volume Collection les régions du Québec. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, New York.
- Wolfe, M. L., N. V. Debyle, C. S. Winchell, and T. R. McCabe. 1982. Snowshoe hare cover relationships in northern Utah. *Journal Of Wildlife Management* 46:662-670.
- Wolff, J. O. 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* 50:111-130.

**Tableau 1.** Modèles candidats permettant d'expliquer l'abondance de pistes de lièvre durant l'hiver 2006-2007 et l'abondance de crottins de lièvre au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales et 12 sites témoins en Abitibi, Québec.

Pistes de lièvre			Crottins	
	Modèles			Modèles
No	$\lambda$	p	No	
1	(.)	(.)	1	CL+CV+BR
2	CL+CV+BR	Temp	2	CL+CV
3	CL+CV+BR	(.)	3	CL+BR
4	CL+CV	Temp	4	CL
5	CL+CV	(.)	5	CV
6	CL+BR	Temp	6	BR
7	CL+BR	(.)	7	BR+TR
8	CL	Temp	8	TR
9	CL	(.)	9	Ordonnée à l'origine
10	CV	Temp		
11	CV	(.)		
12	BR	Temp		
13	BR	(.)		
14	BR+TR	Temp		
15	BR+TR	(.)		
16	TR	Temp		
17	TR	(.)		
18	(.)	Temp		
19	CL+CV+BR	Délai		
20	CL+CV	Délai		
21	CL+BR	Délai		
22	CL	Délai		
23	CV	Délai		
24	BR	Délai		
25	BR+TR	Délai		
26	TR	Délai		
27	(.)	Délai		

Note : CL = Couvert latéral, CV=Couvert vertical, BR=Tiges feuillues disponibles comme  
brout TR=Traitement, Temp=Température moyenne, Délai=Nombre de nuits depuis la  
dernière chute de neige.

**Tableau 2.** Modèles candidats permettant d'expliquer le nombre de pistes de lièvre durant l'hiver 2006-2007 et le nombre de crottins au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales, traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec.

Pistes de lièvre (modèles N-mélange)			Crottins (modèles mixtes)	
No	Modèles		No	Modèles
	$\lambda$	p		
1	(.)	(.)	1	CL+CV+BR+Âge
2	Âge	Temp	2	CL+CV+BR
3	Âge	Délai	3	CL+CV+Âge
4	Âge	(.)	4	CL+CV
5	CL	Temp	5	CL+BR+Âge
6	CL	Délai	6	CL+BR
7	CL	(.)	7	CL+Âge
8	CV	Temp	8	CL
9	CV	Délai	9	CV+Âge
10	CV	(.)	10	CV
11	BR	Temp	11	BR+Âge
12	BR	Délai	12	BR
13	BR	(.)	13	Âge
14	(.)	Temp	14	Ordonnée à l'origine
15	(.)	Délai		

Note : CL = Couvert latéral, CV=Couvert vertical, BR=Tiges feuillues disponibles comme  
 brout TR=Traitement, Temp=Température moyenne, Délai=Nombre de nuits depuis la  
 dernière chute de neige

**Tableau 3.** Valeurs des paramètres d'habitat mesurés au printemps 2006 dans 20 sites traités par éclaircie commerciale et 12 sites témoins en Abitibi, Québec.

Paramètres d'habitat	Éclaircies commerciales		Sites témoins	
	Moyenne	Erreur-type	Moyenne	Erreur-type
Surface terrière totale (m <sup>2</sup> /ha)	31.02	1.61	33.79	3.96
Surface terrière EPN (m <sup>2</sup> /ha)	24.48	1.74	28.03	3.57
Surface terrière PIG (m <sup>2</sup> /ha)	3.96	0.88	3.17	2.18
Surface terrière autres (m <sup>2</sup> /ha)	2.62	0.59	2.57	1.12
Couvert latéral 0-200 cm (%)*	66.14	3.15	84.41	3.99
Couvert vertical 4 m et plus (%)*	47.75	2.52	61.54	2.95
Tiges feuillues disponibles comme brout (tiges/ha)	5786	1599	3640	1047
Tiges résineuses disponibles comme brout (tiges/ha)	28511	4659	31607	4163

Note : EPN : Épinette noire (*Picea mariana*), PIG : Pin gris (*Pinus banksiana*).

\* Différence significative entre les deux types de sites ( $p \leq 0.05$ )

**Tableau 4.** Résultat de la comparaison de modèles (en ordre croissant de la valeur d'AIC<sub>c</sub>) pour le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales et 12 sites témoins en Abitibi, Québec. Chaque modèle est présenté avec le nombre de paramètres (K), le critère d'information d'Akaike de second ordre (AIC<sub>c</sub>), la distance du modèle le plus parcimonieux ( $\Delta AIC_c$ ) et de leur poids d'Akaike ( $w_i$ ).

Pistes de lièvre						
No	Modèle	Log-likelihood	K	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
6	$\lambda(\text{CL}+\text{BR}) p(\text{Temp})$	-67,8379	5	147,963	0	0,264
7	$\lambda(\text{CL}+\text{BR}) p(\cdot)$	-69,3478	4	148,177	0,214	0,238
21	$\lambda(\text{CL}+\text{BR}) p(\text{Délai})$	-68,5076	5	149,323	1,360	0,134
2	$\lambda(\text{CL}+\text{CV}+\text{BR}) p(\text{Temp})$	-67,3616	6	150,083	2,120	0,092
3	$\lambda(\text{CL}+\text{CV}+\text{BR}) p(\cdot)$	-68,9672	5	150,242	2,279	0,085
8	$\lambda(\text{CL}) p(\text{Temp})$	-70,9039	4	151,289	3,326	0,050
14	$\lambda(\text{TR}+\text{BR}) p(\text{Temp})$	-76,5888	5	165,485	17,522	0,000
Crottins						
No	Modèle	Log-likelihood	K	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
2	CL+CV	-270,3062	5	552,920	0	0,575
4	CL	-272,6050	4	554,691	1,771	0,237
1	CL+CV+BR	-270,2742	6	555,908	2,988	0,129
3	CL+BR	-272,5832	5	557,474	4,554	0,059
8	TR	-293,1016	4	595,685	42,765	0,000

Note: À l'exception des modèles contenant la variable Traitement (14 et 8), les modèles ayant un  $w_i < 0.05$  ne sont pas présentés.

**Tableau 5.** Résultat de la comparaison de modèles (en ordre croissant de la valeur d'AIC<sub>c</sub>) pour le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales en Abitibi, Québec.

Pistes de lièvre						
No	Modèle	Log-likelihood	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
7	λ(CL) p(.)	-29,4362	3	66,372	0	0,533
5	λ(CL) p(Temp)	-28,5693	4	67,805	1,433	0,260
6	λ(CL) p(Délai)	-28,9249	4	68,517	2,144	0,182
4	λ(Âge) p(.)	-33,2779	3	74,056	7,683	0,011
Crottins						
No	Modèle	Log-likelihood	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
7	CL+Âge	-169,7277	5	353,741	0	0,367
3	CL+CV+Âge	-168,3144	6	355,090	1,349	0,187
8	CL	-172,2720	4	355,211	1,470	0,176
4	CL+CV	-170,5630	5	355,412	1,671	0,159

Note: À l'exception d'un modèle contenant la variable Âge (4), les modèles ayant un w<sub>i</sub> < 0.05 ne sont pas présentés.

**Tableau 6.** Intervalles de confiance (95%) obtenus suite à l'inférence multi-modèles des paramètres retenus dans les modèles expliquant le nombre de pistes de lièvre inventoriées à l'hiver 2006-2007 et nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 dans 20 éclaircies commerciales réalisées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec.

Pistes de lièvre dans l'ensemble des sites (effet du traitement)					
	Paramètres	Estimé	Erreur-type	Borne inf.	Borne sup.
$\lambda$	CL	1.1743	0.2321	0.7194	1.6293
	BR	0.3775	0.1390	0.1050	0.6500
	CV	0.1714	0.2163	-0.2526	0.5955
p	Temp	-0.3599	0.2341	-0.8188	0.0989
	Délai	0.2044	0.1562	-0.1018	0.5106
Pistes de lièvre dans les sites traités (effet de l'âge du traitement)					
	Paramètres	Estimé	Erreur-type	Borne inf.	Borne sup.
$\lambda$	CL	1.5121	0.3523	0.8215	2.2026
p	Temp	-0.3576	0.2963	-0.9384	0.2231
	Délai	0.2375	0.2405	-0.2339	0.7089
Crottins de lièvre dans l'ensemble des sites (effet du traitement)					
	Paramètres	Estimé	Erreur-type	Borne inf.	Borne sup.
	CL	0.0277	0.0038	0.0202	0.0351
	CV	0.0084	0.0039	0.0008	0.0161
	BR	-0.0033	0.0138	-0.0304	0.0237
Crottins de lièvre dans les sites traités (effet de l'âge du traitement)					
	Paramètres	Estimé	SE	Borne inf.	Borne sup.
	CL	0.0292	0.0047	0.0201	0.0384
	Âge	0.0840	0.0365	0.0125	0.1555
	CV	0.0084	0.0047	-0.0009	0.0176

**Figure 1.** Photos de sites inventoriés au printemps 2007 en Abitibi, Québec A) Éclaircie commerciale effectuée en 1998 et B) Site témoin.

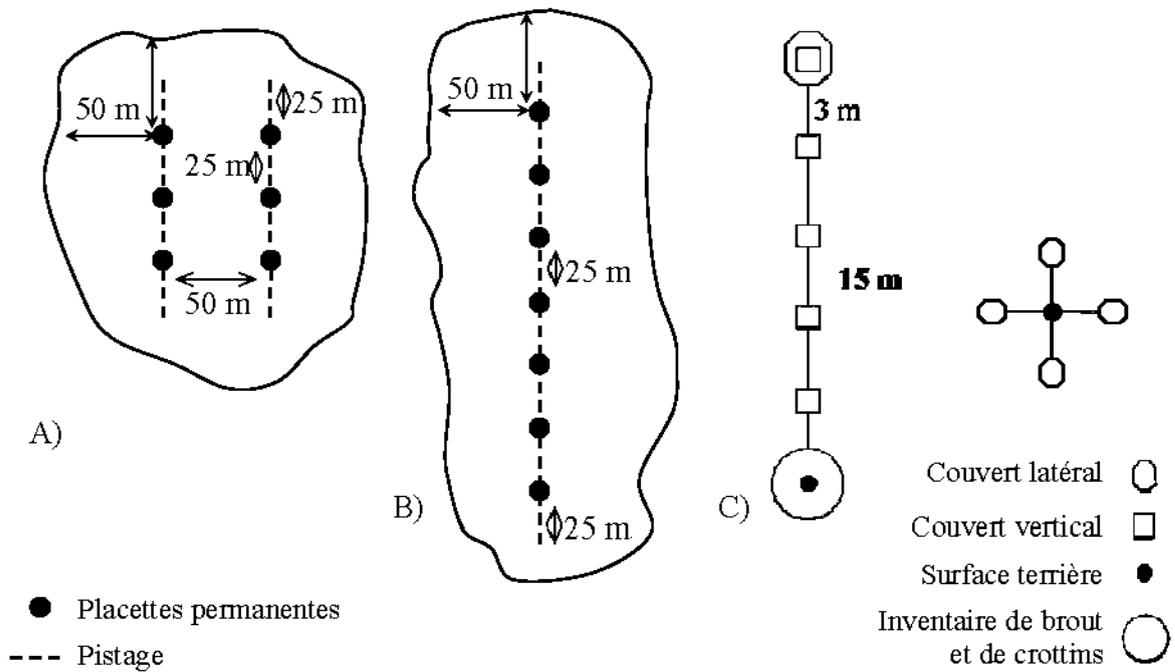
A)



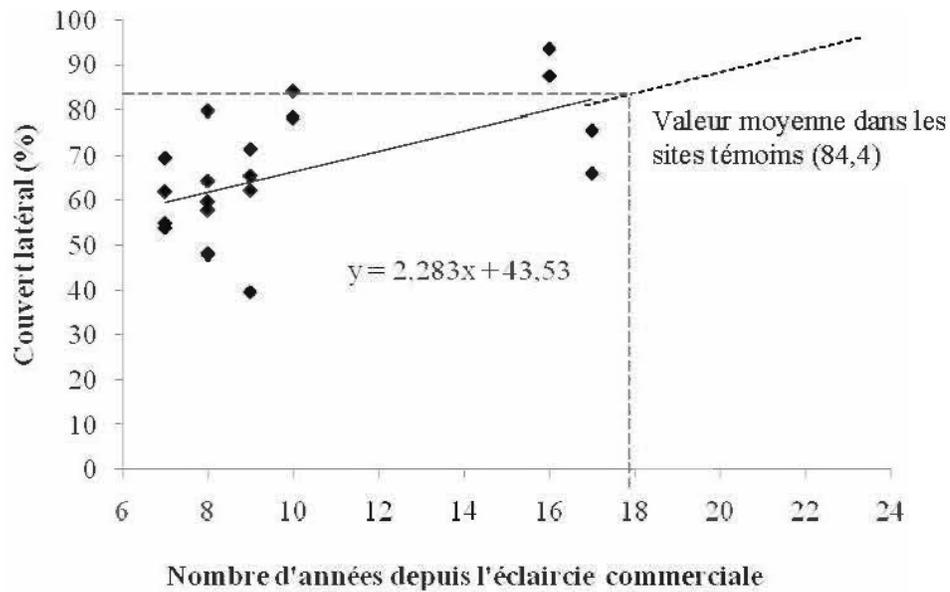
B)



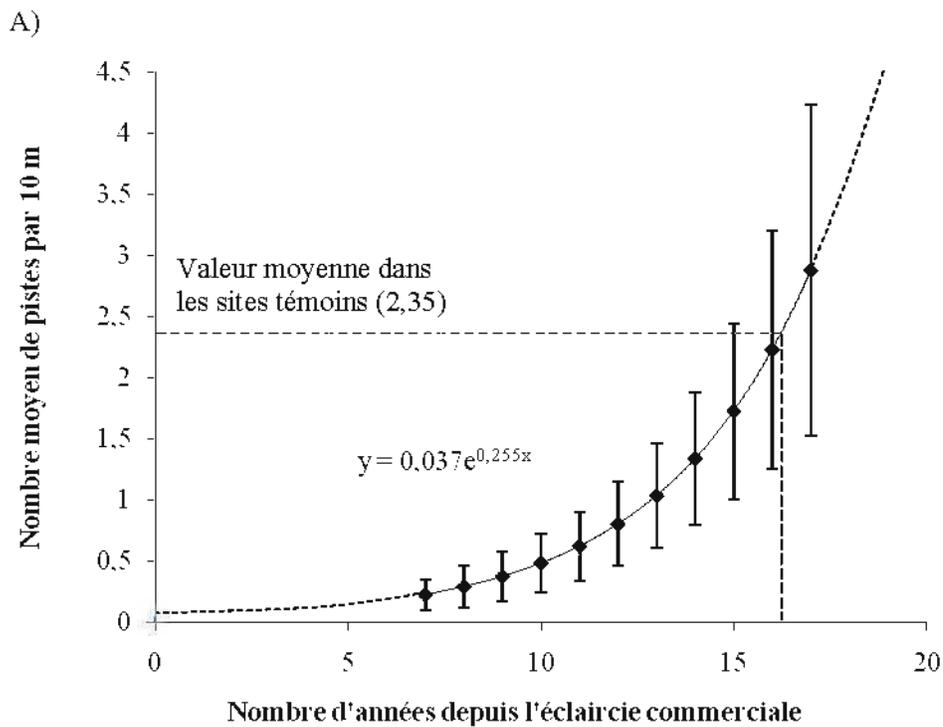
**Figure 2.** Design expérimental établi dans 12 peuplements témoins et dans 20 éclaircies commerciales en Abitibi, Québec, 2006-2007. A) Design dans les sites de forme carrée, B) Design dans les sites de forme rectangulaire, C) Plan d'inventaire à chacune des placettes.



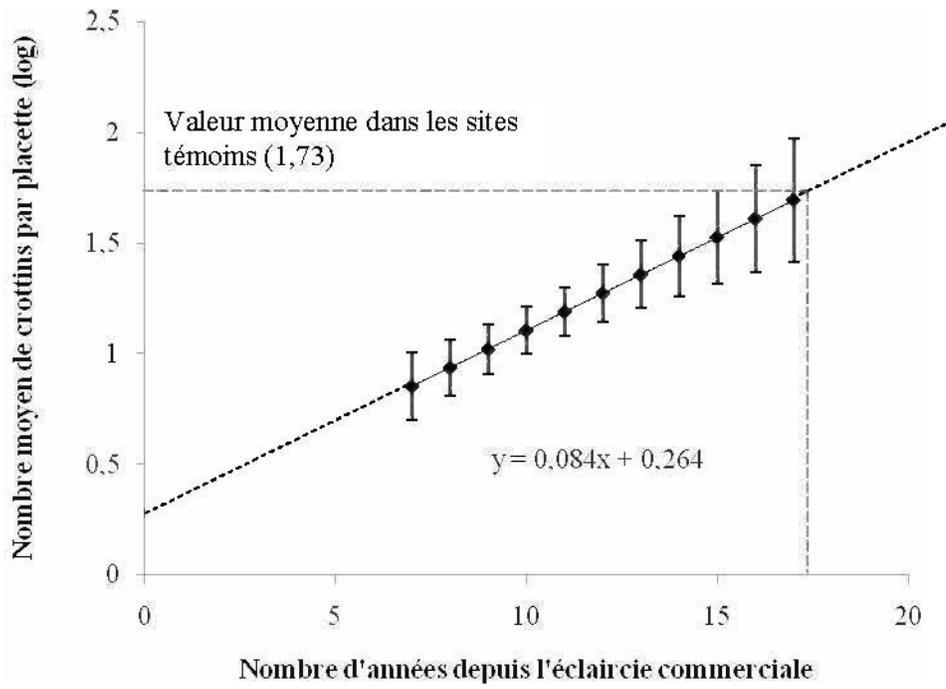
**Figure 3.** Relation entre le couvert latéral et l'âge de 20 éclaircies commerciales traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec.



**Figure 4.** Relation entre le nombre pistes de lièvres dénombrées à l'hiver 2006-2007 (A), le nombre de crottins dénombrés au printemps 2007 (B) et l'âge de 20 éclaircies commerciales traitées entre 1989-1999 en Abitibi, Québec.



B)



## CONCLUSION GÉNÉRALE

### Utilisation des EC par le lièvre

Le projet visait tout d'abord à déterminer l'effet de l'EC sur le lièvre et son habitat, notre hypothèse étant que les sites éclaircis auraient une qualité d'habitat moindre que les sites non traités. L'approche par sélection de modèles lorsque nous modélisons les deux types d'indices de présence (pistes et crottins) a donné les mêmes résultats. Dans les deux cas, le couvert latéral est ressorti comme étant le principal paramètre qui influence l'utilisation d'un site par le lièvre. Toutefois, puisque les sites éclaircis ont un couvert latéral significativement plus faible que celui des sites témoins (66.14 vs 84.41 %,  $p=0.0012$ ), on peut considérer que les sites ayant subi une éclaircie commerciale sont généralement de qualité inférieure en tant qu'habitats pour le lièvre d'Amérique.

Le deuxième objectif du projet était d'évaluer si l'utilisation des peuplements éclaircis se rétablissait avec le nombre d'années depuis le traitement. En effet, l'augmentation de la luminosité au sol causée par l'EC peut avoir comme conséquence d'intensifier la croissance de la végétation arbustive, ce qui serait bénéfique pour le lièvre. Les analyses ont démontré que l'utilisation des EC augmente, en effet, avec l'âge de celles-ci car le couvert latéral augmente. Le couvert latéral moyen des sites éclaircis deviendrait équivalent à celui des sites témoins lorsque les EC ont entre 12 et 24 ans (fig. 3). Les valeurs obtenues à l'aide des deux types d'indices de présence convergent vers ces valeurs. Si l'on considère les pistes et les crottins, le rétablissement de l'utilisation se ferait entre 14 et 20 ans après le traitement (fig. 4A et B).

L'impact des EC est donc similaire à celui des CPRS car dans ces dernières, le rétablissement des populations se produit entre 13 et 27 ans après la coupe (Jacqmain et al. 2007). L'EC, puisqu'elle est suivie d'une CPRS, ne devrait pas être considérée comme un traitement minimisant l'impact des travaux forestier sur le lièvre. En effet, la combinaison des deux types d'intervention pourrait impliquer une diminution de l'utilisation du peuplement pendant 42 ans.

### Évaluation des méthodes utilisées

Le pistage et le dénombrement de crottin sont deux méthodes efficaces. Le pistage évalue principalement l'utilisation de l'habitat à l'échelle du peuplement tandis que le décompte des crottins se concentre sur l'utilisation des microhabitats. Les résultats obtenus à l'aide des deux méthodes ont, dans notre cas, été similaires. Comme le décompte de crottins est une méthode plus rapide et moins coûteuse que le relevé des pistes, une future recherche pourrait n'utiliser que cette méthode. Le fait d'inventorier uniquement les crottins permettrait d'augmenter le nombre de sites échantillonnés et l'accroissement du nombre d'échantillons permettrait d'affiner les analyses. En effet, compte tenu du nombre important de paramètres qui peuvent influencer l'abondance, des modèles plus complexes pourraient être analysés, ce qui nécessiterait un nombre de sites plus élevé.

Un facteur qui serait intéressant d'incorporer au décompte de crottin est la probabilité de détection qui pourrait varier en fonction du type de substrat. En effet, les crottins sont plus difficiles à retrouver dans un sol couvert d'une épaisse couche de mousse que sur un sol où la matière organique est quasi absente. Nous considérons toutefois que ce biais est peu susceptible d'avoir influencé nos conclusions. En effet, nos décomptes ayant été effectués au printemps, le sol était gelé et de ce fait, les crottins ne pouvaient entrer dans la mousse.

L'analyse de la dégradation des crottins a démontré que dans nos sites, la dégradation ne se produit pas à l'intérieur d'une même année. En effet, la grande majorité des crottins (98%) ont été retrouvés et ce, dans un excellent état. Dans le cas où d'autres collectes de données étaient réalisées dans ces sites, il ne serait probablement pas nécessaire de recommencer cette expérience de dégradation. Par contre, si des recherches sont effectuées dans sites présentant une humidité du sol ou des substrats différents (Prugh and Krebs 2004), il serait nécessaire de reproduire cette expérience pour évaluer le biais potentiel lié à une dégradation différentielle des crottins selon le type de substrat.

### Perspectives de recherche

- L'étude que nous avons réalisée est la première effectuée sur l'effet à long terme et le rétablissement de la qualité d'habitat d'une coupe partielle sur la faune en forêt boréale résineuse. Il serait intéressant d'effectuer le même exercice pour les autres types de coupes partielles.
- À l'intérieur d'une EC, il est fréquent de retrouver des îlots qui n'ont pas été traités car les arbres ne se prêtaient pas à ce type d'intervention. L'évaluation de l'effet de ces microhabitats sur l'utilisation d'une EC par le lièvre pourrait être effectuée.
- Une analyse à l'échelle du paysage pourrait être réalisée afin de déterminer l'impact des peuplements adjacents à l'EC sur son utilisation par le lièvre.
- La présence de sentier de débardage dans les EC crée un environnement hétérogène où le couvert n'est pas continu. Une EC sans sentier de débardage pourrait avoir un impact différent que l'EC traditionnel, ce qui serait intéressant à évaluer. Toutefois, ce type d'éclaircie est marginale car le bois est débardé par des chevaux.
- La croissance, suite à une EC, de la végétation arbustive présente avant le traitement est méconnue. Un projet de recherche pourrait se pencher sur la dynamique de croissance de cette végétation.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Alain, G. 1986. Plan tactique : le lièvre d'Amérique. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de la faune.
- Ausband, D. E., and G. R. Baty. 2005. Effects of precommercial thinning on snowshoe hare habitat use during winter in low-elevation montane forests. *Canadian Journal of Forest Research* 35:206-210.
- Bédard, S., J. Bégin, L. De Grandpré, L. Duchesne, P. Grondin, J.-P. Jetté, R. Jobidon, J.-M. Lussier, D. Pothier, G. Prément, and J.-C. Ruel. 2002. Coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) - Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier.
- Bédard, S., L. De Grandpré, L. Duchesne, P. Grondin, J.-P. Jetté, R. Jobidon, J.-M. Lussier, D. Pothier, G. Prément, and J.-C. Ruel. 2003. Éclaircie commerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM - Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier.
- Bergeron, Y. 1991. The Influence of Island and Mainland Lakeshore Landscapes on Boreal Forest Fire Regimes. *Ecology* 72:1980-1992.
- \_\_\_\_\_. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81:1500-1516.
- \_\_\_\_\_. 2004. Is regulated even-aged management the right strategy for the Canadian boreal forest? *Forestry Chronicle* 80:458-462.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur, and K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* 36:2737-2744.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, and D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31:384-391.
- Bergeron, Y., and B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology And Management* 92:235-242.
- Bertrand, N., and F. Potvin. 2002. Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-

- Saint-Jean. Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier et Société de la faune et des parcs du Québec.
- \_\_\_\_\_. 2003. Caractérisation des habitats fauniques: méthodologie et résultats observés en forêt boréale. Ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs.
- Bissonnette, J., L. Belanger, P. Larue, S. Marchand, and J. Huot. 1997. L'inventaire forestier multiressource : les variables critiques de l'habitat faunique. *Forestry Chronicle* 73:241-247.
- Blanchette, P., S. Desjardins, M. Poirier, J. Legris, and P. LaRue. 2003. Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.
- Bouchard, M., D. Pothier, and S. Gauthier. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1621-1633.
- Boulanger, H., and A. Assels. 2003. Suivi de l'abondance du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) dans sept régions du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine.
- Boutin, S., C. J. Krebs, R. Boonstra, M. R. T. Dale, S. J. Hannon, K. Martin, and A. R. E. Sinclair. 1995. Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada boreal forest. *Oikos* 74:69-80.
- Brugerolle, S. 2003. Caractérisation de l'habitat du lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales : une étude en forêt mélangée. Université Laval, Québec.
- Bull, E. L., K. B. Aubry, and B. C. Wales. 2001. Effects of disturbance on forest carnivores of conservation concern in eastern Oregon and Washington. *Northwest Science* 75:180-184.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach. Second edition edition. Springer-Verlag, New-York, USA.
- CCFM. 2007. Compendium of Canadian Forestry Statistics. Canadian Council of forest Ministers.
- Cusson, M., M.-H. Saint-Laurent, J. Ferron, and A. Caron. 2001. Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt boréale. Université du Québec à Rimouski pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs du Québec.

- Dallaire, S., L. Bélanger, N. Mangan, M. Riopel, and J. Bégin. 2003. La coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) : essais de coupes et impacts à court terme sur l'écosystème forestier Ministère des Ressources naturelles et Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt.
- Darveau, M., J. Huot, and L. Belanger. 1998. Riparian forest strips as habitat for snowshoe hare in a boreal balsam fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1494-1500.
- De Bellefeuille, S., L. Belanger, J. Huot, and A. Cimon. 2001. Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Canadian Journal of Forest Research* 31:41-51.
- Doucet, R. 1996. Sylviculture appliquée. Pages 965-1010 in *Manuel de foresterie*. Les Presses de l'Université Laval et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec Québec.
- Environnement Canada. 2008. Canadian Climate Normal 1971-2000, Val-d'Or, Quebec. *au* [http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate\\_normals/results\\_e.html](http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/results_e.html).
- Etcheverry, P., M. Crete, J. P. Ouellet, L. P. Rivest, M. C. Richer, and C. Beaudoin. 2005. Population dynamics of snowshoe hares in relation to furbearer harvest. *Journal Of Wildlife Management* 69:771-781.
- FAPAQ. 2003. L'informateur faunique, Vol. 19, No. 2. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Région de l'Abitibi-Témiscamingue.
- \_\_\_\_\_. 2005. L'informateur faunique, Vol. 21, No. 2. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Région de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Ferron, J., R. Couture, and Y. Lemay. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec.
- Ferron, J., and J. P. Ouellet. 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 70:2178-2183.
- Ferron, J., F. Potvin, and C. Dussault. 1994. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de la faune terrestre.
- Franklin, J. F., D. R. Berg, D. A. Thornburgh, and J. C. Tappeiner. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting : variable retention harvest systems. Pages 111-139 in K. A. Kohm, and J. F. Franklin, editors. *Creating a forestry for the 21st century : The science of ecosystem management*. Island Press.
- Fuller, A. K., and D. J. Harrison. 2000. Influence of partial timber harvesting on American marten and their primary prey in Northcentral Maine. Maine Cooperative Forestry Research Unit and Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife.

- \_\_\_\_\_. 2005. Influence of partial timber harvesting on American martens in North-Central Maine. *Journal Of Wildlife Management* 69:710-722.
- Fuller, A. K., D. J. Harrison, and H. J. Lachowski. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology And Management* 191:373-386.
- Godbout, G. 1999. Détermination de la présence d'un cycle de population du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec et des méthodes de suivi applicables à cette espèce. *Société de la faune et des parcs du Québec*.
- Gray, D. R. 1993. Behavioural adaptations to Arctic winter: shelter seeking by Arctic hare (*Lepus arcticus*). *Arctic* 46:340-353.
- Grondin, P. 1996. Écologie forestière. Pages 133-279 in *Manuel de foresterie*. Les Presses de l'Université Laval et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec.
- Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Ministère des ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- Hanley, T. A. 2005. Potential management of young-growth stands for understory vegetation and wildlife habitat in southeastern Alaska. *Landscape and Urban Planning* 72:95-112.
- Hodges, K. E. 1999. Proximate factors affecting snowshoe hare movements during a cyclic population low phase. *Ecoscience* 6:487-496.
- Hodges, K. E., C. J. Krebs, and A. R. E. Sinclair. 1999. Snowshoe hare demography during a cyclic population low. *Journal of Animal Ecology* 68:581-594.
- Jacqmain, H., L. Belanger, S. Hilton, and L. Bouthillier. 2007. Bridging native and scientific observations of snowshoe hare habitat restoration after clearcutting to set wildlife habitat management guidelines on Waswanipi Cree land. *Canadian Journal of Forest Research* 37:530-539.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics - studies from the North American boreal forest. *Cambridge studies in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Keith, L. B. 1990. Dynamics of snowshoe hare populations. Pages 119-195 in H. H. Genoways, editor. *Current Mammalogy*. Plenum Press.
- Krebs, C. J., R. Boonstra, S. Boutin, and A. R. E. Sinclair. 2001a. What drives the 10-year cycle of snowshoe hares? *Bioscience* 51:25-35.
- \_\_\_\_\_. 2001b. What drives the 10-year cycle of snowshoe hares? *Bioscience* 51:25-35.

- Krebs, C. J., S. Boutin, R. Boonstra, A. R. E. Sinclair, J. N. M. Smith, M. R. T. Dale, K. Martin, and R. Turkington. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269:1112-1115.
- Littell, R. C., G. A. Milliken, W. W. Stroup, R. D. Wolfinger, and O. Schabenberger. 2006. SAS for mixed models, 2nd edition. Cary, NC, USA.
- Litvaitis, J. A. 1990. Differential habitat use by sexes of snowshoe hares (*Lepus americanus*). *Journal of Mammalogy* 71:520-523.
- Litvaitis, J. A., J. A. Sherburne, and J. A. Bissonette. 1985a. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal Of Wildlife Management* 49:693-695.
- \_\_\_\_\_. 1985b. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *Journal Of Wildlife Management* 49:866-873.
- MacDonald, G. B., and D. J. Thompson. 2003. Responses of planted conifers and natural hardwood regeneration to harvesting, scalping, and weeding on a boreal mixedwood site. *Forest Ecology And Management* 182:213-230.
- Mazerolle, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27:169-180.
- Mazerolle, M. J., L. L. Bailey, W. L. Kendall, J. A. Royle, S. J. Converse, and J. D. Nichols. 2007. Making great leaps forward: Accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:672-689.
- Mowat, G., K. G. Poole, and M. O'Donoghue. 1999. Ecology of lynx in Northern Canada and Alaska. Lynx Science Report. U.S. Forest Service General Technical Report RMRS - 30:265-306.
- MRN. 2000. Modalités d'intervention dans le milieu forestier - Fondements et applications. Ministère des Ressources naturelles.
- MRNF. 2004. Ressources et industries forestières - Portrait statistique édition 2004. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
- \_\_\_\_\_. 2005a. Instructions relatives à l'application du règlement sur les valeurs des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits (Exercice 2005-2006). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- \_\_\_\_\_. 2005b. L'informateur faunique, Vol. 21, No. 2. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune.
- MRNFP. 2003. Manuel d'aménagement forestier, 4e édition. Ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs.

- Murray, D. L., J. D. Roth, E. Ellsworth, A. J. Wirsing, and T. D. Steury. 2002. Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. *Canadian Journal of Zoology* 80:771-781.
- Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.
- O'Donoghue, M., S. Boutin, C. J. Krebs, D. L. Murray, and E. J. Hofer. 1998. Behavioural responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* 82:169-183.
- Payette, S. 1992. Fire as controlling process in the North American boreal forest. Pages 144-169 in R. L. H.H. Shugart, G.B. Bonan, editor. *A systems analysis of the boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Potvin, F. 1995. L'inventaire du brouit : revue des méthodes et description des deux techniques. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- Potvin, F., N. Bertrand, and J. Ferron. 2001. Relevés de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.
- Potvin, F., L. Breton, and R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35:151-160.
- Prugh, L. R., and C. J. Krebs. 2004. Snowshoe hare pellet-decay rates and aging in different habitats. *Wildlife Society Bulletin* 32:386-393.
- Rioux, J., and F. Bujold. 2003. Effets de la CPPTM et de la CPHRS sur la faune de la pessière de l'Est. Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt.
- Royle, J. A. 2004a. Modeling abundance index data from anuran calling surveys. *Conservation Biology* 18:1378-1385.
- \_\_\_\_\_. 2004b. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108-115.
- Royle, J. A., and R. M. Dorazio. 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities. Academic Press, New York.
- SCF. 2005. Glossaire de terminologie forestière. in Service canadien des forêts, Site Internet : [http://www.nrcan-rncan.gc.ca/cfs-scf/science/prodserv/glossary\\_f.html](http://www.nrcan-rncan.gc.ca/cfs-scf/science/prodserv/glossary_f.html)

- Singer, J. D. 1998. Using SAS PROC MIXED to fit multilevel models, hierarchical models, and individual growth models. *Journal of Educational and Behavioral Statistics* 23:323-355.
- Smith, D. M., B. C. Larson, M. J. Kelty, and P. M. S. Ashton. 1997. *The practice of silviculture : Applied forest ecology*, ninth edition. John Wiley and Sons Inc.
- Theau, J., and J. Ferron. 2000. Influence of climatic factors on the behavior of the snowshoe hare (*Lepus americanus*) in a semi-free environment. *Canadian Journal of Zoology* 78:1126-1136.
- Thibault, M., and D. Hotte. 1985. *Les régions écologiques du Québec méridional*, Document cartographique. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec.
- Thompson, I. D., J. A. Baker, and M. Ter-Mikaelian. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology And Management* 177:441-469.
- Valois, S. 2005. *Influence à court terme de la coupe partielle sur des mammifères de la forêt boréale*. Université du Québec à Rimouski, Rimouski.
- Vanderwel, M. C., S. C. Mills, and J. R. Malcom. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. *The Forestry Chronicle* 85:91-104.
- Vincent, O. 1995. *Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue*. Volume Collection les régions du Québec. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, New York.
- Wolfe, M. L., N. V. Debyle, C. S. Winchell, and T. R. McCabe. 1982. Snowshoe hare cover relationships in northern Utah. *Journal Of Wildlife Management* 46:662-670.
- Wolff, J. O. 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* 50:111-130.