

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

IMPACT À MOYEN ET LONG TERME DES COUPES DE JARDINAGE SUR L'HABITAT D'HIVER DU
LIÈVRE D'AMÉRIQUE (*LEPUS AMERICANUS*) EN ÉRABLIÈRE À BOULEAU JAUNE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAITRISE EN BIOLOGIE

EXTENSIONNÉE

DE

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR

VÉRONIQUE SIMARD

AOÛT 2016



BIBLIOTHÈQUE

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.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVANT-PROPOS

Conformément aux exigences du programme de maîtrise en biologie, ce mémoire comprend un article destiné à la revue scientifique "Canadian Journal of Forest Research" portant sur les effets à moyen et long terme de la coupe de jardinage sur l'habitat d'hiver du lièvre d'Amérique en forêt tempérée nordique. À l'article s'ajoute une introduction et une conclusion générales. Je suis l'auteur principale de cet article et de ce mémoire et j'ai procédé à toutes les étapes de collecte, de traitement et d'analyse des données. Louis Imbeau et Hugo Asselin en sont les co-auteurs.

Je tiens à remercier sincèrement mon directeur Louis Imbeau, ainsi que mon co-directeur Hugo Asselin, tous deux professeurs à l'UQAT, pour leur soutien, la disponibilité, la confiance et surtout la patience dont ils ont su faire preuve tout au long de mon cheminement. J'ai énormément appris à vos côtés et je vous suis infiniment reconnaissante d'avoir cru en moi. Je souhaite également remercier Jean Lapointe et Nicole Fenton qui ont généreusement accepté de commenter mon mémoire afin de le bonifier. Mes remerciements vont également au personnel de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable et au personnel du Centre d'étude de la forêt. Je suis particulièrement reconnaissante envers Mélanie Desrochers pour son aide plus qu'essentielle avec la géomatique, Jérémie Alluard ainsi que Marc Mazerolle pour leur aide avec les statistiques et Marie-Hélène Longpré pour sa grande générosité. Au cours de mon cheminement, j'ai eu la chance de côtoyer plusieurs professeurs et étudiants qui ont su me partager leur passion et pour ça, je les remercie. Je ne peux passer sous silence l'implication des personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain et sans qui je n'aurais pas été en mesure de prendre l'ensemble de mes données : Benjamin Gagnon, Félix-Antoine Boilard-Dumontier, Jonathan Leclair, Archie Brazeau et Myriam Desbiens. Je tiens également à remercier mes collègues de laboratoire que j'ai eu le bonheur de côtoyer. Finalement, je souhaite remercier ma famille, particulièrement mon

conjoint Maxime, sans qui je n'aurais jamais eu l'occasion de vivre une aussi belle expérience.

TABLES DES MATIERES

AVANT-PROPOS	ii
TABLES DES MATIERES	iv
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	viii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 État des connaissances	2
1.2.1 Coupe de jardinage	2
1.2.2 Le lièvre d'Amérique	4
1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail	8
CHAPITRE II	
IMPACTS À MOYEN ET LONG TERMES DES COUPES DE JARDINAGE SUR L'HABITAT D'HIVER DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE (<i>LEPUS AMERICANUS</i>) EN FORÊT TEMPÉRÉE NORDIQUE	10
2.1 Résumé	11
2.2 Introduction	13
2.3 Matériel et méthode	14
2.3.1 Aire d'étude	14
2.3.2 Sites d'échantillonnage.....	15
2.3.3 Utilisation de l'habitat.....	16
2.3.4 Analyses statistiques.....	17

2.4	Résultats.....	19
2.4.1	Paramètres d'habitat.....	19
2.4.2	Pistes de lièvre.....	20
2.4.3	Crottins de lièvre	20
2.4.4	Effet du temps depuis la coupe de jardinage	21
2.5	Discussion.....	21
2.5.1	Paramètres d'habitat affectant l'utilisation de l'habitat par le lièvre d'Amérique	21
2.5.2	Paramètres affectant la détection des pistes	22
2.5.3	Effet de la coupe de jardinage	22
2.6	Conclusion.....	23
CHAPITRE III		
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		36
BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES		38

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Distribution des coupes de jardinage (n=22), des témoins feuillus (n=15) et des témoins mixtes (n=15) échantillonnés pour déterminer l'utilisation en saison hivernal des sites jardinés par le lièvre d'Amérique (<i>Lepus americanus</i>) au Témiscamingue, Québec, Canada, 2012.....	25
2.2 Dispositif d'échantillonnage . (a) Un transect de 200 m a été tracé à une distance minimale de 30 m des bordures de chacun des peuplements (n = 52). Sept placettes espacées de 25 m se situaient le long de ce transect. (b) Différentes mesures d'inventaire ont été prises à partir de chacune des sept placettes: inventaire de crottins, inventaire de brout, surface terrière, couvert latéral moyen et couvert vertical moyen.....	26
2.3 Distribution des valeurs des paramètres d'habitat inventoriés au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage (CJ), 15 témoins feuillus (TF) et 15 témoins mixtes (TM) au Témiscamingue, Québec. Les paramètres d'habitat sont le couvert vertical (CV), le couvert latéral (CL), le nombre de tiges feuillues disponibles pour le brout (Tiges_F) et la surface terrière total d'arbres vivants (ST).	28
2.4 Abondance prédite de crottins de lièvre par parcelle de 1 m de rayon en fonction du nombre d'années depuis une coupe de jardinage en érablière à bouleau jaune au Témiscamingue, Québec.....	34
2.5 Abondance prédite de pistes de lièvre par transect de 200 m en fonction du nombre d'années depuis une coupe de jardinage en érablière à bouleau jaune au Témiscamingue, Québec.....	35

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
<p>2.1 Modèles candidats expliquant l'abondance de pistes¹ et de crottins (λ) de lièvre dénombrés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec (CL = couvert latéral, CV = couvert vertical, BR = tiges feuillues disponibles pour l'alimentation, TS = type de site).....</p>	27
<p>2.2 Valeurs moyennes des paramètres d'habitat inventoriés au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec. Les paramètres d'habitat sont la surface terrière totale d'arbres vivants, le couvert latéral, le couvert vertical et le nombre de tiges feuillues disponibles pour le brouet. Les lettres a et b identifient les différences significatives ($P < 0,05$) entre les moyennes des différents groupes.....</p>	29
<p>2.3 Résultats de la sélection de modèles expliquant l'abondance de pistes et de crottins de lièvre inventoriés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec. Seuls les modèles avec $\Delta AICc < 2$ sont présentés avec le critère d'information d'Akaike de deuxième ordre (AICc), la distance au meilleur modèle ($\Delta AICc$), et le poids d'Akaike (w_i).....</p>	30
<p>2.4 Intervalle de confiance (95%) obtenu à partir de l'inférence multi-modèle pour les paramètres des modèles expliquant l'abondance des pistes et des crottins de lièvre inventoriés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec.....</p>	32

RÉSUMÉ

La coupe de jardinage est utilisée en forêt tempérée nordique dans les peuplements dont la dynamique de régénération est assurée par les trouées puisqu'elle tend à se rapprocher de ce type de perturbation en créant de petites ouvertures dispersées dans le couvert forestier. Cependant, on connaît peu l'effet de ce type de coupe sur l'habitat du lièvre d'Amérique, une espèce jouant un rôle écologique important puisqu'elle est la proie principale de plusieurs prédateurs. La présente étude avait pour objectif d'évaluer l'impact à moyen et long termes des coupes de jardinage sur l'habitat du lièvre et de déterminer s'il y avait un rétablissement dans le temps de la qualité de l'habitat suite aux coupes. Pour ce faire, 22 sites ayant subi une coupe de jardinage entre 1990 et 2010 ont été comparés à 15 témoins de composition semblable et 15 témoins en peuplements mixtes, pour un total de 30 témoins, dans la portion nordique de la ZEC Kipawa, au Témiscamingue. Les indices de l'utilisation de l'habitat par le lièvre (pistes et crottins) ont été modélisés selon différents paramètres d'habitat inventoriés. Les crottins de même que les pistes de lièvre étaient plus abondants dans les sites jardinés lorsque comparés aux témoins feuillus, mais il étaient tout de même moins abondants que dans les témoins mixtes. De plus, l'abondance de crottins et de pistes de lièvre augmentait avec le nombre d'années écoulées depuis les coupes de jardinage. La sélection de modèles basée sur le critère d'information d'Akaike de second ordre (AIC_c) indique que l'abondance d'indices d'utilisation des sites par le lièvre est principalement influencée par le couvert latéral, qui offre au lièvre une protection contre les prédateurs et une nourriture abondante. Tout comme l'abondance de crottins et de pistes, le couvert latéral était plus élevé dans les sites jardinés que dans les témoins feuillus, mais plus faible que dans les témoins mixtes. La coupe de jardinage semble avoir un effet positif sur l'utilisation des érablières à bouleau jaune comme habitat par le lièvre en augmentant le couvert latéral.

Mots clés : coupe de jardinage, habitat faunique, lièvre d'Amérique, érablière à bouleau jaune

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Alors que l'écologie de la forêt boréale est bien documentée et que des méthodes d'aménagement écosystémique sont proposées pour cet écosystème (Bergeron, 2000; Bergeron *et al.*, 2007; Bergeron et Harvey, 1997), on ne peut en dire autant de la forêt feuillue, qui est pourtant parmi les plus productives au Québec (Grondin, 1996; Archambault *et al.*, 1998; Archambault *et al.*, 2003; Archambault *et al.*, 2006). En effet, peu d'études proposant des approches d'aménagement permettant de concilier l'économie, les valeurs sociales et la biodiversité y ont été réalisées. Cependant, les régimes de perturbations qui régissent ces forêts sont relativement bien connus (Doyon et Sougavinski, 2002; Brisson *et al.*, 2009; Després *et al.*, 2014). On compte notamment les trouées (Nolet *et al.*, 1999; Brisson *et al.*, 2009), les chablis (Roy *et al.*, 2010), les feux (Bouchard *et al.*, 2006; Drever *et al.*, 2006) et les épidémies d'insectes, dont la tordeuse des bourgeons de l'épinette et la livrée des forêts (Nolet *et al.*, 2001). La majorité de ces perturbations résulte en une structure de forêt inéquienne, ce qui pousse l'industrie à sélectionner des coupes irrégulières dans une perspective d'aménagement écosystémique. La coupe de jardinage est une intervention qui s'inspire de la dynamique des trouées de la forêt tempérée nordique et permet la création de sites de régénération grâce aux ouvertures dans le couvert forestier (Nyland, 2002; Prévost *et al.*, 2012).

Dans un contexte d'aménagement forestier durable, les coupes partielles semblent la meilleure option puisqu'elles permettent une récolte de bois tout en laissant un couvert forestier plus ou moins important dépendant du type de coupe partielle (Nyland, 2002; Comité d'expert sur les solutions, 2009). Une étude évaluant l'effet d'une coupe à diamètre limite en peuplement mixte dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune a montré qu'il y a peu de changements

dans la composition et la densité de la régénération à long terme dans les peuplements traités (Archambault *et al.*, 2009). Il a été établi que la coupe de jardinage dans la forêt tempérée feuillue et dans la forêt boréale irrégulière semble être une alternative plus bénéfique pour les espèces d'oiseaux et de petits mammifères étudiés que d'autres coupes généralement appliquées dans ce type d'écosystème (Costello *et al.*, 2000; Le Blanc, 2009; LeBlanc *et al.*, 2011). À l'opposé, les auteurs d'une étude portant sur l'impact à moyen et long termes de l'éclaircie commerciale sur l'habitat du lièvre d'Amérique en forêt boréale sont parvenus à une conclusion différente concernant l'utilisation des éclaircies commerciales en remplacement des coupes totales (Bois *et al.*, 2012). Une autre étude a montré que ce type de coupe partielle avait également un impact négatif sur la sélection d'habitats du tétras du Canada (Lycke *et al.*, 2011). Donc, en fonction du domaine bioclimatique, de l'échelle de temps, du type de coupe partielle et des espèces étudiées, les effets des coupes peuvent différer.

1.2 État des connaissances

1.2.1 Coupe de jardinage

Par définition, une coupe partielle est une intervention visant la récolte d'une proportion d'un peuplement forestier (SCF, 2005). Donc, tout traitement préservant une partie du volume du peuplement peut être considéré comme une coupe partielle, bien que généralement la proportion de la surface terrière qui est récoltée se situe entre 30 et 90 % (Franklin *et al.*, 1997). Cette proportion varie selon le type de coupe, qui est sélectionné en fonction de la structure et de la composition du peuplement (Franklin *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1997).

La coupe de jardinage est une coupe partielle adaptée aux forêts inéquiennes et qui peut se rapprocher des trouées naturellement rencontrées en forêt tempérée nordique (Nyland, 2002; Campbell *et al.*, 2007). Depuis les vingt dernières années, c'est une coupe largement appliquée en forêt feuillue dans l'est de l'Amérique du Nord (Costello *et al.* 2000; Flaspohler *et al.* 2002; Gram *et al.* 2003; Doyon *et al.* 2005; Simons *et al.* 2006; Norris *et al.* 2009; Tozer *et al.* 2010) et elle est recommandée pour traiter les forêts privées (Nolet *et al.*, 1998).

On compte quatre types de coupes de jardinage : la coupe de jardinage, la coupe de pré-jardinage, la coupe de jardinage par pied d'arbre ou groupe d'arbres et la coupe de jardinage par pied d'arbre ou par groupes d'arbres avec assainissement (Info forêt, 2008). De manière générale, ces coupes sont similaires. Cependant, quelques différences existent quant au nombre de tiges récoltées, à la surface terrière résiduelle, à la période de révolution et à la répartition des coupes dans le paysage. Par exemple, pour la coupe de jardinage par pied d'arbre ou groupes d'arbres, les tiges sélectionnées sont en bouquets plutôt que d'être dispersées dans le peuplement. Pour la coupe de jardinage par pied d'arbre ou groupes d'arbres avec assainissement, la qualité initiale des tiges du peuplement est moindre et les tiges malades ou qui ont une plus faible valeur économique sont coupées en priorité (Info forêt, 2008). Lors de la coupe de jardinage, l'intervention cible une récolte dispersée dans le peuplement d'un petit nombre d'arbres et d'une variété d'espèces et de tailles (DHP = 10 à 40 cm) (Desrochers, 2009; MRNF, 2003). En tout, de 25 à 35% de la surface terrière initiale du peuplement est récoltée (MRNF, 2003; Angers *et al.*, 2005).

La coupe de jardinage assure une régénération constante du peuplement en créant des trouées qui bénéficient rapidement à la régénération et augmentent le brouit disponible pour les herbivores (Desrochers, 2009). De plus, elles maintiennent une structure complexe dans les peuplements en permettant aux strates herbacées et arbustives de se développer. Ces coupes ont pour but de favoriser la croissance des tiges d'avenir afin de les récolter après 20 à 25 ans (MRNF, 2003; Angers *et al.*, 2005). Malgré les effets bénéfiques des coupes de jardinage sur les peuplements forestiers, ce type de traitement peut avoir des effets néfastes sur la faune. En effet, les arbres morts ou malades sont récoltés en priorité, ce qui réduit l'apport potentiel de bois mort sur pied et au sol (Thompson *et al.*, 1995; Desrochers, 2009; MRNF, 2003). De plus, puisque les interventions dans un même peuplement ne sont séparées que de 20 ans (MRNF, 2003), les espèces sensibles aux perturbations anthropiques risquent d'abandonner complètement ces peuplements, faute d'avoir le temps de s'y ré-installer avant la prochaine intervention (Angers *et al.*, 2005; Campbell *et al.*, 2007; Holmes *et al.*, 2012). Une étude portant sur la composition des populations d'oiseaux forestiers à moyen et long terme suggère que les oiseaux qu'on retrouve généralement dans les vieilles forêts n'auraient pas le temps de

venir recoloniser les peuplements traités par coupe de jardinage avant la prochaine récolte laissant ainsi la place aux oiseaux qui préfèrent les peuplement en régénération (Holmes *et al.*, 2012). Finalement, les coupes de jardinage diminuent le couvert latéral à court terme (Desrochers 2009), ce qui est défavorable aux espèces subissant un taux de prédation élevé (Guay, 1994; Potvin, 2006).

1.2.2 Le lièvre d'Amérique

1.2.2.1 Dynamique des populations

L'aire de répartition du lièvre d'Amérique s'étend des forêts de l'Alaska jusqu'à Terre-Neuve. On retrouve l'espèce jusqu'au sud des États-Unis, dans les états de la Californie, du Nouveau Mexique et de la Caroline du Nord (Banfield, 1977; Chapman et Feldhamer, 1982). Il est présent au Québec jusqu'à la limite nordique des forêts (Alain, 1986; Ferron *et al.*, 1996). Ce lagomorphe est reconnu pour être une espèce clé des forêts nord-américaines (Ferron *et al.*, 1996) puisque la cyclicité de l'abondance de ses populations affecte un grand nombre de prédateurs, notamment le lynx du Canada (*Lynx canadensis*) (Brand et Keith, 1976; O'Donoghue *et al.*, 1997; Ward et Krebs, 1985), la martre d'Amérique (*Martes americana*), le coyote (*Canis latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) et le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) (Boutin *et al.*, 1995; O'Donoghue *et al.*, 1997; O'Donoghue *et al.*, 1998). Cependant, malgré son importance écologique, le lièvre a longtemps été négligé dans les plans d'aménagement à cause de sa vaste aire de répartition (Potvin *et al.*, 2001). Or, la protection des espèces clés est essentielle à la survie des écosystèmes puisque leurs populations influencent un large spectre d'espèces dépendantes (Blanchette *et al.*, 2003).

La dynamique des populations de lièvre suit un cycle d'environ 10 ans pendant lesquels les densités connaissent de grandes fluctuations (Dodds, 1960; Cary et Keith, 1979; Wolff, 1980;

Vaughan et Keith, 1981). Ces cycles seraient causés par l'interaction de plusieurs facteurs, dont la disponibilité et la qualité de la nourriture, l'épaisseur de neige, la santé des individus et le taux de prédation (Hodges *et al.*, 1999; Krebs *et al.*, 2001; Etcheverry *et al.*, 2005). Au Canada, les cycles de populations de lièvres fluctuent en amplitude et dans le temps selon un gradient longitudinal étant plus important près du centre de l'aire de répartition, mais également selon un gradient latitudinal (Keith, 1990). Bien que le manque de données pour l'Abitibi-Témiscamingue ne permettait pas à Godbout (1999) d'infirmier ou de confirmer la présence d'un cycle pour la région, des fluctuations dans la densité de la population auraient été observées et notées dans des carnets d'arpentage, suggérant qu'il y aurait un cycle de 7 ans (Vincent, 1995). Des données recueillies depuis 1998 par le secteur Faune du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) laissent croire que le lièvre aurait été au sommet de son cycle lors de la saison de piégeage des animaux à fourrure 2001-2002 en Abitibi-Témiscamingue (FAPAQ, 2003; MRNF, 2005). Toujours selon les données recueillies lors suivis du lièvre du MFFP, il semble y avoir eu un sommet en 2006-2007, bien que ce ne soit pas conforme aux cycles de 8 à 10 ans habituels. Ces données ainsi que certains indicateurs comme la proportion de jeunes dans la récolte de lynx, suggèrent que la densité du lièvre était faible à l'hiver 2012.

1.2.2.2 Exigences d'habitat

L'habitat optimal du lièvre d'Amérique étant variable en fonction de la saison et de l'utilisation (alimentation, déplacements, abri, repos) (Godbout *et al.*, 2001), on le retrouve dans différents types d'habitats allant des forêts conifériennes denses aux forêts feuillues. L'été, le lièvre s'aventure dans les milieux ouverts afin de s'alimenter de plantes herbacées qui constituent sa principale source de nourriture (Livaitis *et al.*, 1985; Ferron et Ouellet, 1992; Murray, 2003). En hiver, le lièvre fréquente des sites avec un couvert arbustif dense puisqu'ils fournissent une protection contre les prédateurs et une source de nourriture (Wolff, 1980; Livaitis *et al.*, 1985; Ferron et Ouelette, 1992; Ferron *et al.*, 1996; Blanchette, 2003). Durant cette période, il s'alimente principalement de régénération de moins de 3 mètres (Rogowitz, 1988; Ferron et Ouellet, 1992) et privilégie les ramilles courtes et de faible

diamètre (3 mm), qui offrent un grand apport nutritif (Rogowitz, 1988). La consommation quotidienne de ramilles par le lièvre doit être d'au moins 300 g par jour pour assurer sa survie (Grigal et Moody, 1980). Les principales essences ligneuses consommées sont le bouleau jaune (*Betula allegheniensis*), les saules (*Salix* spp.), les peupliers (*Populus* spp.), les aulnes (*Alnus* spp.), l'érable à épis (*Acer spicatum*), les amélanchiers (*Amelanchier* spp.), les viornes (*Viburnum* spp.), les cornouillers (*Cornus* spp.) et le noisetier (*Corylus cornuta*) (De Bellefeuille *et al.*, 2001; Ferron, Potvin *et al.*, 1998; Guay, 1994; Wolff, 1980). Le sapin et l'épinette, qui sont très peu consommés, ne sont pas considérés comme nourriture adéquate pour le lièvre (Carreker, 1985; Guay, 1994). Lorsque les populations de lièvres sont au sommet de leur cycle, les individus vont se tourner vers des habitats sous-optimaux pour rechercher nourriture et abri (Fuller *et al.*, 2005). Il est donc important d'avoir une connaissance du cycle d'abondance du lièvre et de viser des périodes où la densité de la population est plus faible pour faire des études sur l'utilisation d'un habitat par le lièvre.

La densité du couvert latéral est une des variables importantes afin d'évaluer la qualité de l'habitat, particulièrement en saison hivernale (Brugerolle *et al.*, 2004; Ferron *et al.*, 1996). Pour être utilisé comme abri et lieu d'alimentation en hiver, un peuplement doit présenter un couvert latéral de plus de 40 %, alors qu'un habitat considéré optimal doit avoir un couvert latéral égal ou supérieur à 85% (Carreker, 1985; Ferron et Ouellet, 1992). La densité du couvert vertical revêt également une importance lors de la sélection de l'habitat par le lièvre puisqu'un couvert forestier dense permet de réduire la vulnérabilité face aux prédateurs aériens (Brugerolle, 2003; Ferron *et al.*, 1996; Potvin *et al.*, 2001). Cependant, un couvert vertical trop dense diminue la quantité de lumière disponible pour la régénération, réduisant ainsi la densité et la diversité de la strate arbustive (Fuller et Harrison, 2005).

Bien que l'habitat d'hiver du lièvre dépend davantage de la structure du peuplement plutôt que de sa composition (Wolff 1980, Litvaitis *et al.*, 1985b; Litvaitis, 1990, Ferron et Ouellet, 1992; Ferron *et al.*, 1994; Brugerolle, 2003), il privilégie les peuplements avec un couvert résineux, qui sont plus denses que les peuplements feuillus et offrent une meilleure isolation thermique (Litvaitis *et al.*, 1985a). Cependant, l'alternance entre les peuplements résineux et feuillus permet au lièvre d'avoir un habitat alliant protection et alimentation (Ferron *et al.*,

1996). Ainsi, le lièvre est souvent associé aux milieux en régénération puisque ces derniers permettent de combler ses besoins en terme de protection et d'alimentation (De Bellefeuille *et al.*, 2001; Litvaitis *et al.*, 1985a; Smith *et al.*, 1988; Wolff, 1980).

1.2.2.3 Utilisation des coupes forestières

Les coupes de faibles superficies peuvent représenter des habitats favorables pour le lièvre (Ferron *et al.*, 1994; Ferron et St-Laurent, 2005). En effet, il a été montré que le lièvre d'Amérique utilise les peuplements résiduels de coupes partielles en forêt mixte, bien que la densité y soit moins élevée que dans les forêts non traitées (Fuller et Harrison, 2005; Fuller *et al.*, 2004). Le couvert latéral étant déterminant dans l'utilisation d'un site par le lièvre, sa diminution peut entraîner l'évitement à court terme des peuplement ayant fait l'objet de coupes partielles (Bois *et al.*, 2012; Fuller *et al.*, 2004; Rioux, 2006; Valois, 2005). Le lièvre semble privilégier les peuplements résineux au stade gaulis avec une régénération de 2 à 5 m de hauteur qui lui procure une protection contre les prédateurs et une nourriture abondante (De Bellefeuille *et al.*, 2001) au détriment des aires de coupe récentes avec une régénération de moins de 2 m.

Plusieurs études ont montré l'effet négatif de l'éclaircie précommerciale (EPC), une coupe partielle largement utilisée en forêt boréale, sur l'utilisation de peuplements par le lièvre (David et Baty, 2005; Griffin et Mills, 2007; Homyack, 2007). Toutefois, après une période d'environ cinq ans, alors que le couvert se densifie, l'habitat redevient propice au lièvre (Blanchette, Desjardins, Poirier *et al.*, 2003; Godbout, Poirier et Lafond, 2001), bien que la structure initiale du peuplement ne soit toujours pas rétablie après 8 ans (Parizeau, 2011). Pour l'éclaircie commerciale (EC), le temps de rétablissement de l'utilisation de l'habitat par le lièvre se situe entre 14 et 20 ans après le traitement (Bois *et al.*, 2012) alors que pour les coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) il faut entre 13 et 27 ans (Jacqmain *et al.*, 2007). Puisqu'il évite les peuplements ayant fait l'objet de coupes, le lièvre se réfugie dans les forêts résiduelles (De Bellefeuille *et al.*, 2001; Ferron *et al.*, 1998; Ferron et St-Laurent, 2005; Hodson *et al.*, 2011).

Les coupes de jardinage, en conservant un certain niveau d'obstruction latérale, semblent permettre un rétablissement de l'utilisation du peuplement comme habitat pour le lièvre à court terme. Une étude a montré que seulement 3 ans après avoir été récoltés, il y avait autant de probabilité que les tiges de bouleau blanc d'un peuplement traité soient broutées par le lièvre que celles dans un peuplement non traité (Hodson *et al.*, 2012). Hodson (2011) a observé que la régénération en essences feuillues dans les trouées disponibilise une forte densité de brout pour le lièvre. Toutefois, le lièvre semblait éviter les trouées, ou du moins il les traversait rapidement. Puisque les trouées rendent les lièvres plus vulnérable à la prédation, ils étaient moins susceptibles de brouter des tiges localisées vers le centre des trouées (Hodson *et al.*, 2010). Ils utilisaient tout de même celles-ci pour obtenir la majorité de leur nourriture hivernale (Hodson *et al.*, 2010; Suffice *et al.*, 2015). Les déplacements et l'approvisionnement du lièvre dans les trouées sont liés aux variations de perception du risque de prédation (Hodson *et al.*, 2011).

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail

Ce projet vise (1) à évaluer l'effet à moyen et long termes des coupes de jardinage sur la sélection d'habitat hivernal du lièvre d'Amérique; et (2) à évaluer le temps de rétablissement nécessaire pour que les paramètres d'habitat et l'abondance d'indices de présence de lièvre se comparent à ceux de sites n'ayant pas fait l'objet d'une coupe. Des études récentes ont montré des effets négatifs à court terme pour le lièvre de certains type de coupes partielles effectués en forêt boréale (Fenton *et al.*, 2008) et un rétablissement nécessitant 14 ans, dans le cas de l'éclaircie commerciale (Bois *et al.*, 2012). La forêt tempérée nordique étant différente des forêts à dominance résineuse, il est important de documenter les effets sur la faune des types de coupes partielles qui y sont pratiquées. Selon notre hypothèse, un rétablissement progressif des couverts latéral et vertical dans les années suivant l'intervention sylvicole engendrerait un rétablissement progressif de l'utilisation par le lièvre des sites traités, jusqu'à ce que les paramètres de qualité d'habitat et d'abondance de lièvre soient similaires à ceux des peuplements non traités.

CHAPITRE II

IMPACTS À MOYEN ET LONG TERMES DES COUPES DE JARDINAGE SUR
L'HABITAT D'HIVER DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE (*LEPUS AMERICANUS*) EN
FORÊT TEMPÉRÉE NORDIQUE

**Impacts à moyen et long termes des coupes de jardinage sur l'habitat
d'hiver du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt tempérée
nordique**

Véronique Simard

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Centre d'Amos, 341 Principale Nord,
Amos, Québec, Canada, J9T 2L8
veronique.simard@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

Hugo Asselin

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-
Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4
louis.imbeau@uqat.ca

2.1 Résumé

La coupe de jardinage est utilisée en forêt tempérée nordique dans les peuplements dont la dynamique de régénération est assurée par les trouées. En créant des ouvertures dans le couvert forestier, elle modifie également le couvert arbustif, qui est un critère important dans la sélection de l'habitat hivernal du lièvre d'Amérique, une espèce clé des forêts nord-américaines. L'objectif de cette étude était de déterminer les impacts à moyen et long termes des coupes de jardinage sur l'habitat du lièvre et d'évaluer le rétablissement de la qualité de l'habitat dans le temps. Pour ce faire, des indices de présence du lièvre (crottins et pistes) ont été modélisés selon des paramètres de qualité d'habitat pour 22 peuplements feuillus traités par une coupe de jardinage entre 1990 et 2010, 15 témoins feuillus de composition semblable et 15 témoins en peuplements mixtes, pour un total de 30 témoins. La sélection de modèles basée sur le critère d'information d'Akaike (AIC_c) de second ordre a permis d'identifier le couvert latéral comme le seul paramètre de structure d'habitat ayant un effet positif sur l'abondance de lièvre dans les sites étudiés. Les indices de la présence du lièvre étaient plus abondants dans les sites jardinés que dans les témoins feuillus, mais moins nombreux que dans les témoins mixtes. Nous avons également noté que l'utilisation des sites jardinés

augmentait avec le temps écoulé depuis la coupe. La coupe de jardinage a donc un effet positif sur la fréquentation des peuplements feuillus par le lièvre d'Amérique, ce qui pourrait contribuer à renforcer l'acceptabilité sociale de ce type d'aménagement.

Mots clés : Coupes de jardinage, lièvre d'Amérique, érablière à bouleau jaune

2.2 Introduction

La coupe de jardinage est une coupe partielle adaptée aux forêts inéquiennes et qui est largement utilisée dans les forêts tempérées feuillues en Amérique du Nord (Costello *et al.* 2000; Flaspohler *et al.* 2002; Gram *et al.* 2003; Doyon *et al.* 2005; Simons *et al.* 2006; Norris *et al.* 2009; Tozer *et al.* 2010). En créant de petites ouvertures dispersées dans le couvert forestier, la coupe de jardinage peut se rapprocher de la dynamique de régénération assurée par les trouées naturellement rencontrée en forêt feuillue (Nyland 2002; Després *et al.*, 2014). Les ouvertures dans le couvert forestier générées par la coupe de jardinage sont bénéfiques pour les strates herbacées et arbustives et, par le fait même, pour les herbivores (Prévost *et al.* 2012). Ces coupes ont pour but de favoriser la croissance des tiges d'avenir et différentes espèces et diamètres d'arbres sont récoltés selon une courte période de rotation d'environ 20 ans (MRNF 2003, OMRN 2004). Les arbres morts ou malades sont récoltés prioritairement, ce qui affecte certaines espèces cavicoles et réduit l'abondance de bois mort (MRNF 2003; OMRN 2004; Tozer *et al.* 2010). Finalement, les coupes de jardinage diminuent le couvert latéral moyen à court terme, ce qui défavorise les espèces vulnérables à la prédation (Guay 1994; Potvin 2006). Malgré l'utilisation abondante de ce type de coupe par l'industrie forestière, peu d'études se sont attardées à évaluer ses effets à moyen et long termes sur la faune terrestre.

Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est reconnu pour être une espèce clé des forêts nord-américaines (Boutin *et al.* 1995; Ferron *et al.* 1996). La cyclicité de l'abondance de ses populations affecte un grand nombre de prédateurs (Boutin *et al.* 1995; Krebs *et al.* 2001). Un traitement sylvicole diminuant la qualité de l'habitat du lièvre aura donc un effet négatif sur plusieurs espèces de prédateurs (Etcheverry *et al.* 2005). Puisque l'hiver est une saison limitante en ressources pour le lièvre et qu'il est plus vulnérable à la prédation à cette période de l'année, le lièvre sélectionne des sites avec un couvert arbustif dense fournissant une protection contre les prédateurs et une source de nourriture (Wolff 1980; Livatis *et al.* 1985; Ferron et Ouelette 1992; Ferron *et al.* 1996; Blanchette 2003). Durant cette période, le lièvre s'alimente principalement de régénération de moins de 3 m (Rogowitz 1988; Ferron et

Ouellet 1992) et privilégie les ramilles courtes et de faible diamètre (3 mm), qui offrent un grand apport nutritif (Rogowitz 1988).

En diminuant à court terme les couverts latéral et vertical, la coupe de jardinage pourrait avoir un effet négatif sur l'habitat d'hiver du lièvre. Cependant, puisque la coupe crée des ouvertures dans le couvert forestier, elle permet à la lumière d'atteindre la strate arbustive dont la croissance s'accélérerait et la densité augmenterait, fournissant alors un meilleur habitat pour le lièvre à moyen terme (Darveau *et al.* 1998; Fuller *et al.* 2004; Hanley 2005). Donc, l'effet négatif sur l'habitat pourrait se résorber dans les années suivant l'intervention.

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer si la forêt résiduelle après coupe de jardinage est un habitat hivernal de qualité pour le lièvre. Des paramètres d'habitat ont été comparés entre des sites jardinés et des sites témoins de composition forestière similaire. Les paramètres d'habitat des sites jardinés et des témoins feuillus ont également été comparés à ceux de sites témoins de composition mixte pour évaluer la qualité des peuplements feuillus comme habitat pour le lièvre. Nous émettons l'hypothèse que les coupes de jardinage ont un effet initial négatif sur la qualité d'habitat du lièvre, mais prédisons que les indices d'utilisation de l'habitat se rétablissent avec une augmentation du temps depuis la coupe.

2.3 Matériel et méthode

2.3.1 Aire d'étude

L'étude a été réalisée au Témiscamingue (78°22'24", 47°40'35") dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest (Saucier *et al.* 2003; Saucier *et al.* 2011). Ce sous-domaine est caractérisé par la présence du sapin baumier (*Abies balsamea*), du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), de l'épinette blanche (*Picea glauca*), du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), du bouleau blanc (*Betula papyrifera*), ainsi que de peuplements dispersés d'érable à sucre (*Acer saccharum*) (Saucier *et al.* 2003; Gagnon 2004, Brisson *et al.* 2009). Annuellement, il y tombe en moyenne 290,8 mm de neige (Environnement Canada 2010).

2.3.2 Sites d'échantillonnage

Les sites expérimentaux sélectionnés se trouvaient en forêt publique dans des érablières à bouleau jaune jardinées entre les années 1990 et 2010. En tout, 22 sites expérimentaux ont été retenus selon 4 classes d'âge représentant un gradient quant aux périodes d'intervention, soit de 1990 à 1994 (n=6), de 1995 à 1999 (n=5), de 2000 à 2004 (n=5) et de 2005 à 2009 (n=6). De plus, 15 sites témoins en érablières à bouleau jaune aptes à faire l'objet d'une coupe de jardinage selon les normes d'intervention en vigueur au Québec et 15 sites témoins en sapinières à bouleau blanc non perturbées depuis au moins 30 ans ont été sélectionnés.

Tous les sites étaient à une distance minimale de 500 m les uns des autres (Figure 2.1). Puisque les domaines vitaux du lièvre sont connus pour avoir une superficie de 1,4 à 2,8 ha dans des habitats de composition similaire (Ferron et Ouellet 1992), cet espacement minimal évite que les domaines vitaux du lièvre ne chevauchent plus d'un site. Sur chacun des sites retenus, sept placettes circulaires de 1 m de rayon ont été installées à tous les 25 m le long d'un transect de 200 m. Chaque transect se trouvait à une distance minimale de 30 m de la route pour éviter l'effet de bordure (Figure 2.2a). Dans les sites traités par une coupe de jardinage, les transects étaient positionnés perpendiculairement aux sentiers de débardage afin de représenter le plus fidèlement possible l'ensemble du peuplement. Pour chaque placette, la surface terrière, le couvert vertical (4 m et plus), le couvert latéral (0 à 2 m) et le nombre de tiges disponibles pour le brout par espèce ont été mesurés au printemps 2012 après la fonte des neiges, mais avant le débourrement des bourgeons. La surface terrière a été déterminée avec un prisme de facteur 2 centré au milieu des placettes. L'obstruction visuelle moyenne a été évaluée à l'aide d'une planche à profil de végétation de 2 m de hauteur et de 30 cm de largeur divisée en quatre sections égales de couleurs différentes (Nudds 1977). Le pourcentage de chaque section de la planche recouvert par la végétation a été déterminé selon 5 classes de 20% et la moyenne de ces pourcentages a été utilisée (Ferron *et al.* 1996). Les mesures ont été prises à une distance de 15 m (Ferron *et al.* 1996) de chaque placette à tous les 90° (Figure 2.2b) pour un total de 4 mesures par placette (Bois *et al.* 2012). L'évaluation du couvert vertical a été réalisée en notant la présence d'un couvert arborescent (> 4 m) à tous les 3 m jusqu'à concurrence de 15 m, et ce, à tous les 90° (Figure 2.2b) par rapport à

l'axe du transect (Bois *et al.* 2012). Un pourcentage a été obtenu en additionnant toutes les présences des 20 points d'observation (Bois *et al.* 2012). L'estimation de l'abondance de nourriture disponible pour le lièvre à l'hiver a été réalisée en comptabilisant les tiges vivantes par espèce et leurs ramilles de 5 cm et plus de longueur (Blanchette *et al.* 2003) comprises entre 50 cm et 200 cm au-dessus du sol (Potvin 1995). Le nombre de ramilles broutées par le lièvre sur chaque tige a été noté afin de déterminer l'utilisation du brouet (Blanchette *et al.* 2003).

2.3.3 Utilisation de l'habitat

2.3.3.1 Inventaire de crottins

L'abondance de crottins dans un peuplement est un indicateur de l'utilisation du milieu par le lièvre et de la densité de la population (Ferron *et al.* 1996). L'inventaire de crottins a été réalisé dans toutes les placettes de 1 m de rayon sur chacun des sites (Ferron *et al.* 1996) (Figure 2.2b). Afin de pouvoir quantifier l'utilisation hivernale des peuplements par le lièvre, les crottins ont été dénombrés et retirés de chaque placette entre le 7 et le 17 novembre 2011. Les placettes ont été revisitées au printemps 2012, tout de suite après la fonte des neiges et avant le recouvrement par la végétation (Ferron *et al.* 1996; Godbout 1999).

2.3.3.2 Inventaire de pistes hivernal

L'inventaire de pistes hivernal a été réalisé du 25 janvier au 11 février 2012, le long des transects de 200 m préétablis dans chacun des sites (Figure 2.2a). Toutes les pistes se trouvant à 1 m et moins de chaque côté des transects étaient notées et l'animal était identifié (Potvin *et al.* 2001). Les relevés de pistes ont été réalisés de 24 à 72 h (1 à 3 nuits) après une chute de neige suffisante pour couvrir les pistes précédentes et cette variable a été noté afin de l'intégrer aux analyses statistiques (Bois *et al.* 2012). De même, la moyenne des températures horaires entre le coucher et le lever du soleil (station météo de Belleterre, Environnement Canada, 2012) des nuits (1 à 3) précédant le relevé de pistes a été utilisée

comme variable affectant la détection. En effet, la fréquence des comportements d'alimentation et de déplacement du lièvre augmente lorsque la température diminue (Théau et Ferron, 2000). Cependant, ces comportements sont peu fréquents lors de froids extrêmes pendant lesquels le comportement de repos est priorisé (Théau et Ferron, 2000). Chaque site a été visité trois fois afin d'obtenir un historique de détection (Bois *et al.* 2012).

2.3.4 Analyses statistiques

2.3.4.1 Qualité de l'habitat

Suivant Bois *et al.* (2012), la moyenne de chacun des paramètres mesurés (couvert vertical, couvert latéral, disponibilité de brouet, surface terrière) a été calculée pour obtenir une valeur unique par site. Ces valeurs ont été utilisées pour comparer, par un test de Kruskal-Wallis, les sites traités par coupe de jardinage avec les témoins feuillus, ainsi que les témoins mixtes. Par la suite, un test de Dunn a été utilisé pour identifier quelles étaient les différences entre les types de sites lorsque les tests de Kruskal-Wallis étaient significatifs. Le logiciel R 2.15.1 (R Development Core Team 2012) a été utilisé pour faire ces analyses.

2.3.4.2 Inventaire de pistes hivernal

Puisque les sites ont été visités à trois reprises à l'hiver 2012, les pistes de lièvre ont été analysées avec des modèles N-mixture qui permettent d'estimer l'abondance (λ) en tenant compte de la probabilité de détection (p) selon une distribution de Poisson (Royle 2004; Mazerolle *et al.* 2007). Ces analyses ont été réalisées en utilisant l'ensemble « unmarked » du logiciel R (Fiske *et al.* 2011). Les valeurs continues des paramètres d'habitat ont été centrées et ont été utilisées dans les modèles selon 6 hypothèses expliquant l'abondance de pistes: (1) la qualité générale de l'habitat, (2) la disponibilité de brouet, (3) l'habitat et le brouet, (4) l'effet du type de site, (5) l'effet du type de site et le brouet et (6) un modèle nul (Tableau 2.1). Ces 6 hypothèses ont été modélisées selon quatre scénarios de détection: détection constante, détection variant avec la température, détection variant avec le nombre d'heures depuis la

dernière neige et une combinaison des deux derniers facteurs. Finalement, les 24 modèles résultant ont été comparés à l'aide de l'ensemble « AICcmodavg » sur la base du critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) et de leur poids d'Akaike (w_i) (Mazerolle *et al.* 2007; Mazerolle 2012). Le couvert vertical et le couvert latéral n'ont pas été modélisés en association avec l'effet du type de site puisqu'il y avait une corrélation entre ces variables qui empêchait les modèles de converger. Seules les tiges feuillues ont été considérées comme disponibles pour le brout dans les modèles puisque les tiges résineuses sont rarement utilisées comme source d'alimentation (3%) (Guay 1994). L'inférence multi-modèle a été utilisée pour déterminer l'effet des différents paramètres inclus dans les modèles ayant obtenu un $\Delta AIC < 2$ (Mazerolle 2006). Finalement, l'ajustement des meilleurs modèles a été vérifié avec un bootstrap paramétrique à 1000 répétitions (Royle 2004).

Pour mesurer l'effet du temps écoulé depuis le traitement, la même méthode a été utilisée en tenant compte seulement des 22 sites traités par coupes de jardinage et en utilisant l'effet du nombre d'année depuis la coupe (λ) sur l'abondance de pistes de lièvre pour un total de 8 modèles (Bois *et al.* 2012).

2.3.4.3 Décompte de crottins

Certaines études suggèrent que le taux de dégradation élevé des crottins dans certains sites peut entraîner un biais de détection (Murray *et al.* 2002; Prugh and Krebs 2004), particulièrement en milieu agricole (Roy *et al.* 2008). Cependant, Bois *et al.* (2012) n'ont pas noté ce phénomène en milieu forestier. Étant donné que les sites étudiés étaient similaires les uns aux autres et qu'ils se trouvaient tous en forêt, le biais dû à la dégradation hâtive des crottins a été considéré négligeable. De plus, puisqu'il s'agissait d'un inventaire de crottins d'hiver et qu'ils étaient dénombrés rapidement après la fonte des neiges, le risque que la dégradation des crottins fausse les résultats était plus faible que pour un inventaire annuel de crottins. Puisque les données étaient nichées (7 parcelles de crottins/peuplements), une régression de Poisson a été utilisée pour évaluer le nombre de crottins en fonction des paramètres d'habitat (couvert latéral, couvert vertical, disponibilité en nourriture et effet du type de site) avec un effet aléatoire du peuplement. Les ensembles « lme4 » et

« AICcmodavg » ont été utilisés afin de classer les modèles candidats (Tableau 2.1) selon le critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) et le poids d'Akaike (w_i) (Mazerolle 2006; Bates *et al.* 2011; Mazerolle 2012). Les paramètres contenus dans les meilleurs modèles ont fait l'objet d'inférence multi-modèle afin de déterminer leur effet sur l'abondance de crottins.

Afin de déterminer l'effet du nombre d'années écoulées depuis la coupe de jardinage sur l'abondance de crottins, la même méthode a été utilisée, en tenant compte seulement des 22 sites traités et en utilisant l'effet du nombre d'années depuis la coupe plutôt que l'effet du type de site (Bois *et al.* 2012).

2.3.4.4 Temps de rétablissement

Les pratiques sylvicoles, principalement les coupes, modifient le couvert latéral, qui est un critère essentiel de sélection d'habitat des animaux puisqu'il offre une protection contre les prédateurs (Ferron et Ouellet 1992; Fuller, Harrison *et al.* 2005; Bois *et al.* 2012). Une régression linéaire a été utilisée pour déterminer l'augmentation du couvert latéral avec le temps écoulé depuis la coupe (Bois *et al.* 2012). Afin de vérifier l'hypothèse de l'augmentation de l'utilisation de l'habitat avec une augmentation du nombre d'années depuis la coupe, un nombre de pistes de lièvre selon le nombre d'année depuis la coupe a été estimé avec la fonction « modavg » de l'ensemble « AICcmodavg » à partir des modèles candidats (Burnham and Anderson 2002; Mazerolle 2006). La même méthode a été utilisée pour les crottins de lièvre.

2.4 Résultats

2.4.1 Paramètres d'habitat

Contrairement à ce qui était attendu, la surface terrière totale d'arbres vivants était similaire dans tous les types de sites, la moyenne se situant à 17,5 m²/ha dans les coupes de jardinage et 19,8 m²/ha dans les sites témoins mixtes et feuillus (Figure, 2.3, Tableau 2.2). La densité

de tiges feuillues disponibles pour le lièvre était supérieure dans les coupes de jardinage à celle des témoins feuillus et mixtes (Figure 2.3, Tableau 2.2). Aucun écart distinguait le couvert latéral des sites jardinés et des témoins feuillus ($P = 0,56$), mais il y avait une différence entre les sites traités et les témoins mixtes ($P < 0,001$) de même qu'entre les deux types de témoins ($P < 0,001$). Finalement, le couvert vertical arborescent des sites jardinés était moins dense que celui des témoins feuillus ($P < 0,01$) mais était similaire à celui des témoins mixtes (Figure, 2.3, Tableau 2.2).

2.4.2 Pistes de lièvre

Deux des modèles incluant l'effet du type de site (coupes de jardinage, témoins mixtes et témoins feuillus) ont eu un ΔAIC_c inférieur à 2 et pouvaient être considérés comme plausibles (Burnham and Anderson 2002; Mazerolle 2006), alors que tous les modèles incluant les variables de la structure d'habitat ont obtenu des ΔAIC_c supérieurs à 80 (Tableau 2.3). Les résultats de l'inférence multi-modèles avec intervalle de confiance de 95% indiquent que les sites jardinés et les témoins mixtes ont une plus forte abondance de pistes de lièvre que les témoins feuillus (Tableau 2.4). Tel qu'attendu, la température a un effet négatif tandis que le nombre de nuits depuis la dernière précipitation de neige a un effet marginal positif sur la probabilité de détection de pistes.

2.4.3 Crottins de lièvre

Seuls deux modèles plausibles se sont démarqués avec un ΔAIC_c inférieur à 2, soit le modèle incluant les variables de structure d'habitat et le modèle incluant l'effet du type de site (Tableau 2.3). L'inférence multi-modèle avec un intervalle de confiance de 95% indique que le couvert latéral a un effet positif sur l'abondance de crottins, alors que le couvert vertical et la disponibilité des tiges feuillues pour le brouet n'ont pas d'effet (intervalle de confiance incluant zéro) (Tableau 2.4). Finalement, l'abondance de crottins est aussi affectée par le type de site, les crottins étant plus abondants dans les sites jardinés et les témoins mixtes que dans les témoins feuillus.

2.4.4 Effet du temps depuis la coupe de jardinage

Les valeurs de couvert latéral ne semblaient pas augmenter avec le temps depuis la coupe de jardinage en se basant sur la régression linéaire ($r^2 < 0.05$) et, bien que la moyenne du couvert latéral dans les coupes de jardinage était plus élevée que celle dans les témoins feuillus, la différence n'était pas significative (Tableau 2.2). Le nombre de crottins et de pistes de lièvre prédits à partir des modèles candidats augmentait avec le temps depuis la coupe de jardinage (Figure 2.4, Figure 2.5). En tenant compte de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% autour des valeurs estimées, le nombre de crottins dans les coupes de jardinage surpasserait celui des témoins feuillus 11 ans après la coupe. Malgré cette tendance, l'inférence multi-modèle a révélé qu'il y avait un effet positif du nombre d'années écoulées depuis le traitement uniquement sur l'abondance de pistes (Tableau 2.3). Les valeurs du nombre de pistes de lièvre estimé en fonction du temps depuis la coupe de jardinage étaient supérieures à celles des témoins feuillus dès cinq années après la coupe, et même équivalentes à celles obtenues dans les témoins mixtes 15 années après la coupe (Figure 2.5). Finalement, l'inférence multi-modèle a également révélé un effet positif du nombre de nuits écoulées depuis la dernière chute de neige sur la détection des pistes (Tableau 2.4).

2.5 Discussion

2.5.1 Paramètres d'habitat affectant l'utilisation de l'habitat par le lièvre d'Amérique

Le couvert latéral est le seul paramètre de structure d'habitat ayant eu un effet positif sur l'abondance d'indices d'utilisation de l'habitat par le lièvre selon les analyses de crottins. Ceci est en accord avec les conclusions d'études précédentes où la densité de la strate arbustive avait une importance primordiale dans la sélection d'habitat par le lièvre (Wolff 1980; Litvaitis *et al.* 1985; Ferron et Ouellet 1992; Bois *et al.* 2012; Suffice *et al.* 2015). Bien que d'autres études aient montré l'importance du couvert vertical pour la protection contre les prédateurs (Litvaitis 1990; Potvin *et al.* 2005), cette variable n'avait pas d'effet sur l'abondance de crottins ou de pistes de lièvre dans la présente étude. Cette absence d'effet du

couvert vertical suggère que la protection contre les prédateurs en saison hivernale est principalement assurée par le couvert latéral (Bois *et al.* 2012; Suffice *et al.* 2015). La densité de ramilles disponibles pour le broit n'a pas eu d'effet sur l'abondance d'indices de l'utilisation de l'habitat par le lièvre, ce qui suggère que la protection contre les prédateurs est priorisée (Livaitis *et al.* 1985).

2.5.2 Paramètres affectant la détection des pistes

Contrairement aux résultats obtenus par Bois *et al.* (2012) lors de leur inventaire de piste hivernal, mais en appui à ce qui est retrouvé dans la littérature, nos analyses ont confirmé les effets attendus de la température et du nombre de nuits depuis la dernière précipitation de neige sur l'abondance des pistes de lièvre, ce qui montre l'importance d'inclure ces variables dans les analyses de pistage hivernal. Les comportements d'alimentation et de déplacement du lièvre augmentent avec une diminution de la température (Theau et Ferron 2000) ce qui a pour effet d'augmenter la probabilité de détection des pistes de lièvre, tout comme le nombre de nuits depuis la dernière précipitation de neige qui précèdent l'inventaire de pistes.

2.5.3 Effet de la coupe de jardinage

Selon les résultats des analyses statistiques, et contrairement à notre hypothèse de départ, la coupe de jardinage a eu un effet positif sur l'abondance d'indices (pistes et crottins) d'utilisation de l'habitat par le lièvre (Tableau 2.3, Figure 2.4 et Figure 2.5). La densité du couvert latéral est le paramètre déterminant dans la sélection de l'habitat d'hiver par le lièvre (Wolff 1980; Litvaitis *et al.* 1985b; Ferron et Ouellet 1992; Bois *et al.* 2012; Suffice *et al.* 2015) et, bien qu'il n'était pas significativement différent dans les sites jardinés en comparaison avec les témoins feuillus, il semblerait que la coupe de jardinage, en réduisant à court terme la surface terrière et, par le fait même, le couvert vertical, favoriserait l'augmentation du couvert latéral. En effet, un couvert vertical dense limite la luminosité disponible pour la croissance de la strate arbustive, diminuant ainsi sa densité (Fuller et Harrison 2005). Donc, en augmentant le couvert latéral dans les érablières à bouleau jaune,

les coupes de jardinage rendraient ces sites plus intéressants pour la sélection d'habitat d'hiver par le lièvre d'Amérique.

En comparant les indices fauniques dénombrés dans les coupes de jardinage avec ceux des témoins mixtes, ces derniers semblent représenter un meilleur habitat hivernal. Ceci est probablement lié à la moyenne du couvert latéral qui était de 60% dans ce type de peuplement alors que dans les coupes de jardinage, elle était de 32%. En effet, la valeur moyenne minimale de couvert latéral représentant un bon habitat pour le lièvre est de 40% (Wolff *et al.* 1982; Carreker 1985). Cependant, conformément à notre hypothèse, les valeurs prédites de crottins et de pistes semblent augmenter avec le nombre d'années depuis la coupe de jardinage, pour tendre, dans le cas des pistes, vers la qualité retrouvée dans les témoins mixtes (Figure 2.4, Figure 2.5). Nous reconnaissons toutefois qu'il faut considérer ces résultats avec précaution puisque les paramètres ont été mesurés sur une chronoséquence plutôt qu'avec un suivi à long terme des mêmes sites et que la variabilité entre les différents sites a pu entraîner certains biais.

Lors de fortes périodes de densité de population, les lièvres se tournent vers des habitats considérés comme suboptimaux pour trouver nourriture et abri (Wolff 1980; Fuller *et al.* 2005). Puisqu'il y avait des indices d'une utilisation par le lièvre de tous les sites étudiés et que les données de suivi des populations de lièvres recueillies par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue suggèrent que 2012 n'était pas une année de haute densité de population, aucun de ces peuplements ne peut être considéré comme marginal pour le lièvre et l'effet positif des coupes de jardinage sur l'abondance d'indices (pistes et crottins) de l'utilisation des sites par le lièvre n'était pas dû à la densité élevée de la population poussant certains individus à utiliser des habitats sub-optimaux.

2.6 Conclusion

La coupe de jardinage semble favoriser l'utilisation des peuplements feuillus comme habitat d'hiver pour le lièvre d'Amérique en diminuant le couvert forestier, ce qui permet au couvert

arbustif de se densifier. Ce type de coupe partielle, contrairement à l'éclaircie commerciale qui réduit à court terme la qualité de l'habitat du lièvre d'Amérique (Bois *et al.* 2012) et du tétras du Canada (Lycke *et al.* 2011), semble être un type d'intervention compatible avec le maintien de l'habitat du lièvre en forêt tempérée. Une étude sur une plus longue période et après une deuxième récolte dans les mêmes peuplements permettrait d'obtenir un portrait plus complet de l'utilisation des sites jardinés par le lièvre d'Amérique.

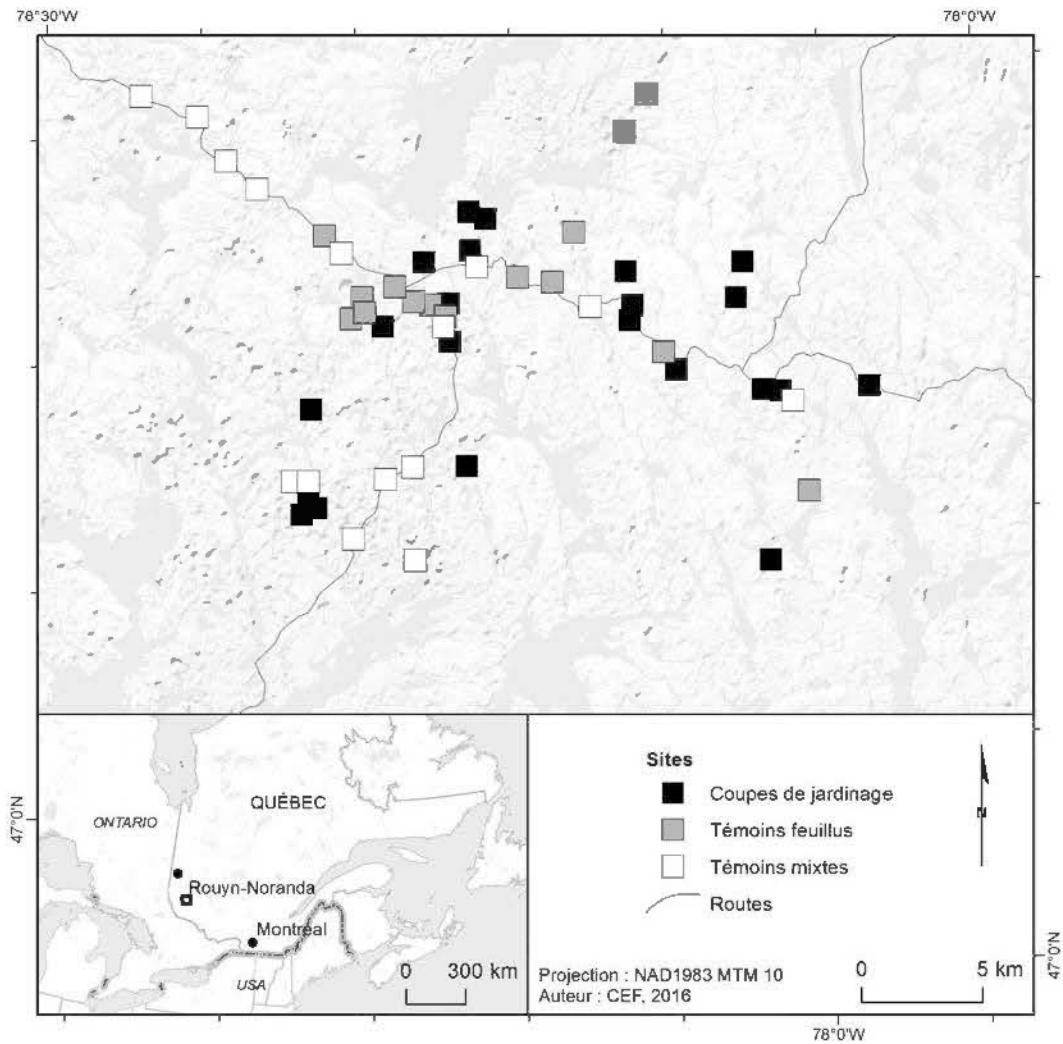


Figure 2.1. Distribution des coupes de jardinage (n=22), des témoins feuillus (n=15) et des témoins mixtes (n=15) échantillonnés pour déterminer l'utilisation en saison hivernale des sites jardinés par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Témiscamingue, Québec, Canada, 2012.

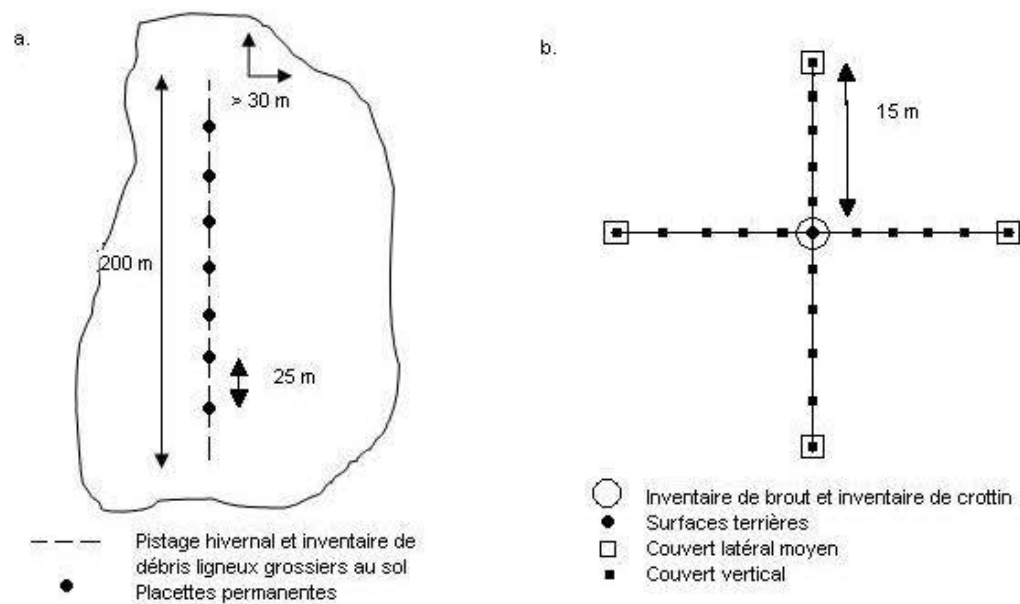


Figure 2.2. Dispositif d'échantillonnage. (a) Un transect de 200 m a été tracé à une distance minimale de 30 m des bordures de chacun des peuplements ($n = 52$). Sept placettes espacées de 25 m se situaient le long de ce transect. (b) Différentes mesures d'inventaire ont été prises à partir de chacune des sept placettes: inventaire de crottins, inventaire de brout, surface terrière, couvert latéral moyen et couvert vertical moyen.

Tableau 2.1. Modèles candidats expliquant l'abondance de pistes¹ et de crottins (λ) de lièvre dénombrés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec (CL = couvert latéral, CV = couvert vertical, BR = tiges feuillues disponibles pour l'alimentation, TS = type de site).

Modèles	Hypothèses expliquant l'utilisation de l'habitat
CL + CV	Structure d'habitat
BR	Disponibilité en nourriture
CL + CV + BR	Structure d'habitat + disponibilité en nourriture
TS	Effet du type de site
BR + TS	Disponibilité en nourriture et effet du traitement
Constante	Modèle nul

¹ Pour les pistes de lièvre, les modèles ont été testés selon quatre scénarios de détection pour un total de 24 modèles (détection constante, détection variant avec la température moyenne, détection variant avec le nombre d'heures depuis la dernière chute de neige suffisante pour couvrir les traces et une combinaison des deux derniers).

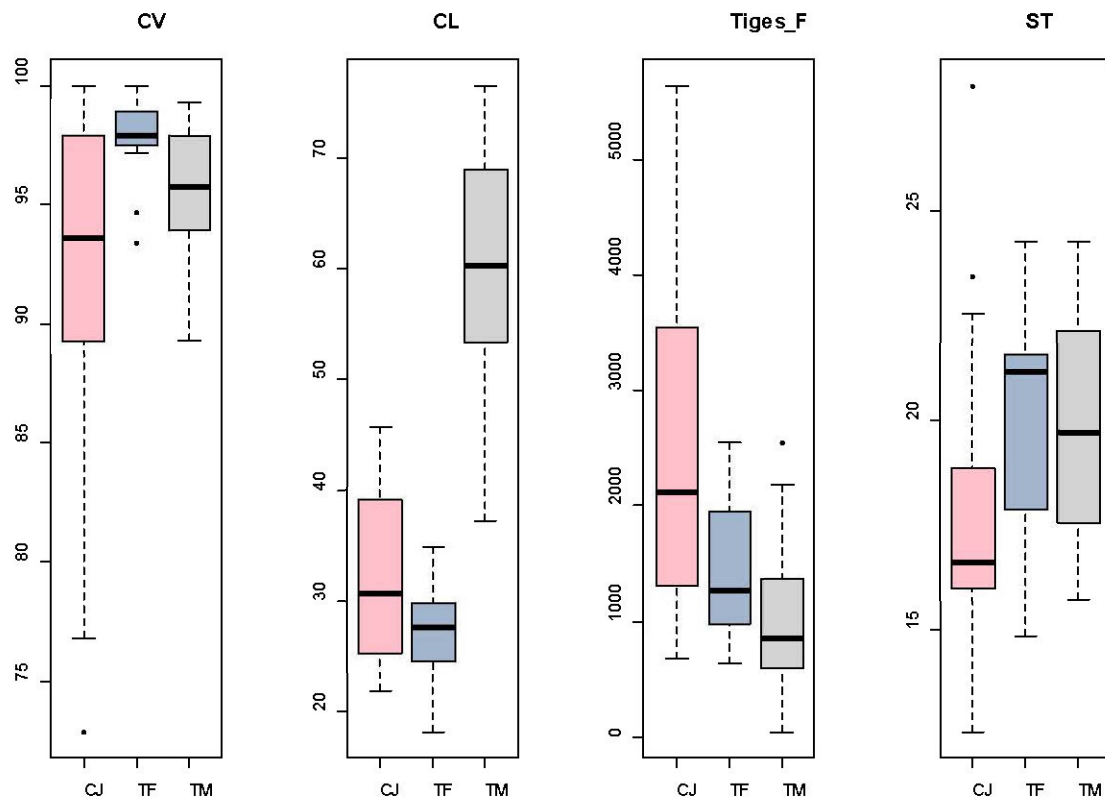


Figure 2.3. Distribution des valeurs des paramètres d'habitat inventoriés au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage (CJ), 15 témoins feuillus (TF) et 15 témoins mixtes (TM) au Témiscamingue, Québec. Les paramètres d'habitat sont le couvert vertical (CV), le couvert latéral (CL), le nombre de tiges feuillues disponibles pour le brouit (Tiges_F) et la surface terrière totale d'arbres vivants (ST).

Tableau 2.2. Valeurs moyennes des paramètres d'habitat inventoriés au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec. Les paramètres d'habitat sont la surface terrière totale d'arbres vivants, le couvert latéral, le couvert vertical et le nombre de tiges feuillues disponibles pour le brouet. Les lettres a et b identifient les différences significatives ($P < 0,05$) entre les moyennes des différents groupes.

Paramètres d'habitat	Coupes de jardinage		Témoins feuillus		Témoins mixtes	
	Moyenne	Erreur type	Moyenne	Erreur type	Moyenne	Erreur type
Surface terrière totale d'arbres vivants (m ² /ha)	17,54 ^a	0,72	19,81 ^a	0,69	19,81 ^a	0,70
Couvert latéral 0-200 cm (%)	31,95 ^a	1,60	26,84 ^a	1,15	60,07 ^b	3,02
Couvert vertical de plus de 4 m (%)	92,00 ^a	1,53	97,82 ^b	0,46	95,48 ^{ab}	0,75
Tiges feuillues disponibles pour le brouet (tiges/ha)	2428,7 ^a	282,5	1425,8 ^b	167,0	997,4 ^b	181,4

Tableau 2.3. Résultats de la sélection de modèles expliquant l'abondance de pistes et de crottins de lièvre inventoriés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec. Seuls les modèles avec $\Delta AIC_c < 2$ sont présentés avec le critère d'information d'Akaike de deuxième ordre (AIC_c), la distance au meilleur modèle (ΔAIC_c), et le poids d'Akaike (w_i).

Pistes de lièvre dans tous les sites				
Modèles	Log vraisemblance	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
$\lambda(TS)p(Temp+Délai)$	-611,08	1236,04	0,00	0,70
$\lambda(TS) p(Temp)$	-613,32	1237,94	1,91	0,27
Pistes de lièvre dans les sites jardinés				
Modèles	Log vraisemblance	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
$\lambda(Années)p(Délai)$	-238,47	487,29	0,00	0,56
$\lambda(Années)p(Temp+Délai)$	-237,03	487,82	0,52	0,43
Crottins de lièvre dans tous les sites				
Modèles	Log vraisemblance	AIC_c	ΔAIC_c	w_i

CL + CV	-810,78	1629,67	0,00	0,43
TS	-810,90	1629,90	0,23	0,38
Crottins de lièvre dans les sites jardinés				
Modèles	Log vraisemblance	AIC _c	Δ AIC _c	w _i
Nul	-457,15	918,38	0,00	0,54
Années	-456,27	918,69	0,31	0,46

Tableau 2.4. Intervalle de confiance (95%) obtenu à partir de l'inférence multi-modèle pour les paramètres des modèles expliquant l'abondance des pistes et des crottins de lièvre inventoriés à l'hiver 2012 et au printemps 2012 dans 22 coupes de jardinage, 15 témoins feuillus et 15 témoins mixtes au Témiscamingue, Québec.

Pistes de lièvre dans tous les sites				
Paramètres	Estimé	Erreur type	IC (95%) inférieur	IC (95%) supérieur
TS1	1,29	0,2	0,9	1,68
TS2	2,55	0,19	2,13	2,88
Temp	-0,03	0,01	-0,05	-0,01
Délai	0,01	0,00	0,00	0,01

Pistes de lièvre dans les sites jardinés				
Paramètres	Estimé	Erreur type	IC (95%) inférieur	IC (95%) supérieur
Années	0,10	0,02	0,06	0,13
Temp	0,04	0,02	-0,01	0,09
Délai	0,03	0,01	0,01	0,05

Crottins de lièvre dans tous les sites				
Paramètres	Estimé	Erreur type	IC (95%) inférieur	IC (95%) supérieur
CL	0,07	0,01	0,04	0,10
CV	0,02	0,04	-0,06	0,09
BR	0,00	0,00	0,00	0,00
TS1	1,40	0,51	0,41	2,39
TS2	2,91	0,53	1,88	3,94

Crottins de lièvre dans les sites jardinés

Paramètres	Estimé	Erreur type	IC (95%) inférieur	IC (95%) supérieur
Années	0,10	0,07	-0,04	0,23

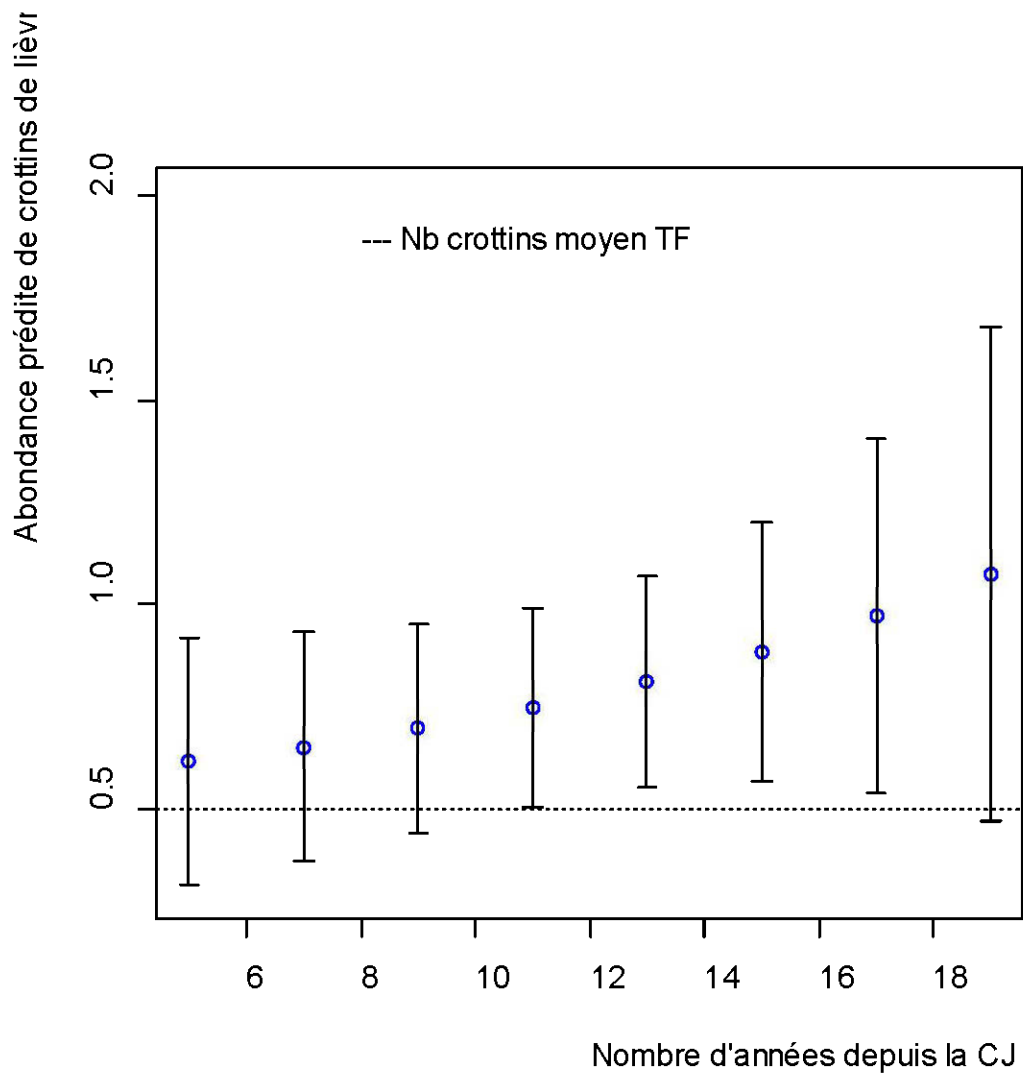


Figure 2.4. Abondance prédite de crottins de lièvre par parcelle de 1 m de rayon en fonction du nombre d'années depuis une coupe de jardinage en érablière à bouleau jaune au Témiscamingue, Québec.

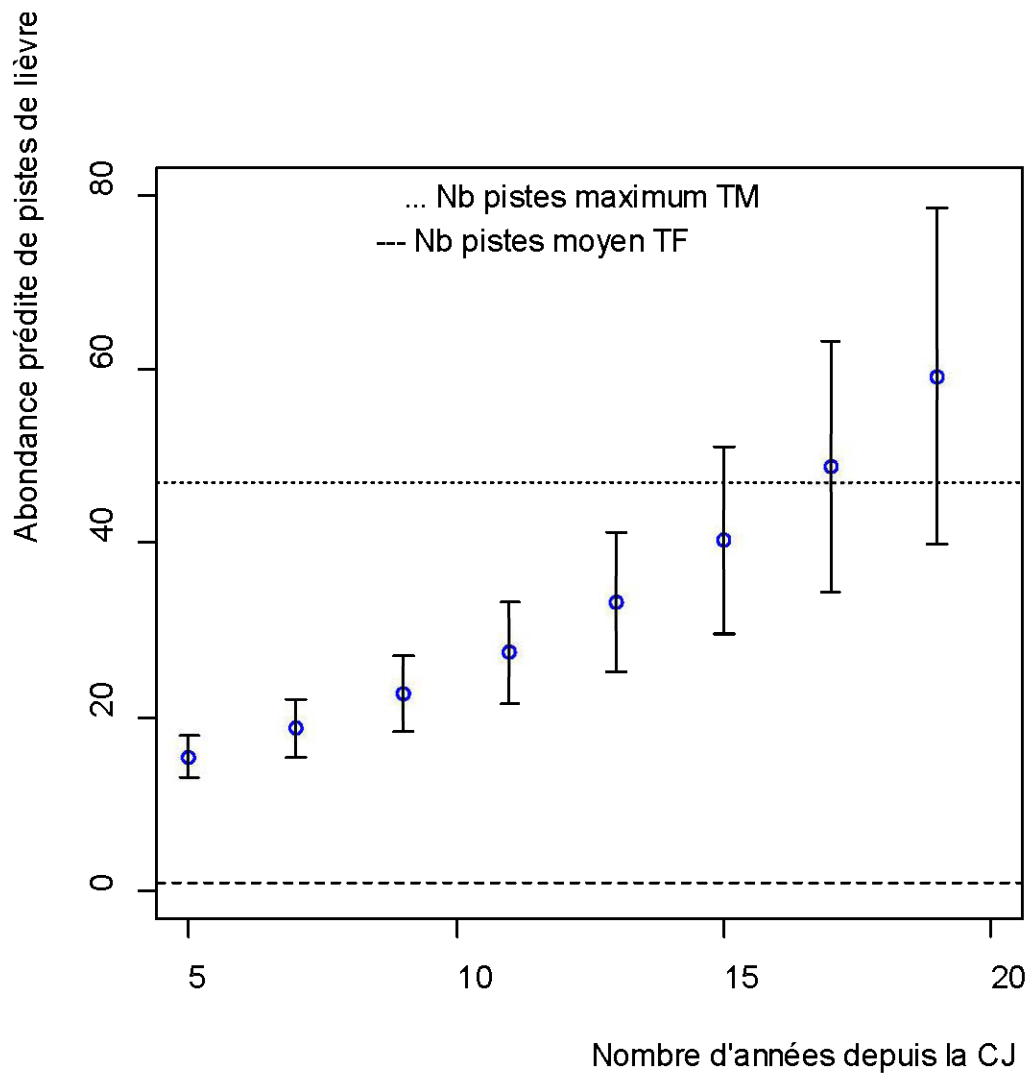


Figure 2.5. Abondance prédite de pistes de lièvre par transect de 200 m en fonction du nombre d'années depuis une coupe de jardinage en érablière à bouleau jaune au Témiscamingue, Québec.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude avait pour objectif de déterminer les effets à moyen et long termes des coupes de jardinage sur l'habitat d'hiver du lièvre d'Amérique en forêt tempérée nordique. Nous avons comparé les paramètres de qualité d'habitat et d'abondance du lièvre inventoriés dans des sites ayant fait l'objet de coupes de jardinage et des sites non traités. La coupe de jardinage semble augmenter la qualité de l'érablière à bouleau jaune comme habitat hivernal pour le lièvre. En effet, les ouvertures créées dans le couvert forestier permettent à la strate arbustive de se densifier, augmentant ainsi le couvert latéral, bien que la tendance observée ne soit pas statistiquement significative. Comme l'abondance des indices de présence du lièvre (crottins et pistes) était positivement influencée par le couvert latéral, l'augmentation de la densité de la strate arbustive générée par la coupe de jardinage semble favoriser l'utilisation des sites par le lièvre. En assurant le maintien d'un habitat adéquat pour le lièvre, les populations des prédateurs qui en dépendent, tant terrestres qu'aériens, sont par le fait-même préservées.

À la lumière de ces résultats, il est probable qu'avec un traitement légèrement plus agressif, comme par exemple la coupe de jardinage par groupes d'arbres, la différence entre les moyennes des couverts latéral et de la surface territoriale des sites jardinés et des témoins feuillus aurait été plus marquée que dans cette étude. En effet, la coupe de jardinage par groupes d'arbres génère des trouées plus importantes rendant accessible une plus grande quantité de lumière pour la régénération, augmentant ainsi le couvert latéral dans ces trouées. Il serait intéressant de comparer l'utilisation comme habitat hivernal par le lièvre des sites traités par coupe de jardinage avec des sites traités par coupe de jardinage par groupes d'arbres.

Ce projet était complémentaire à l'étude de Suffice *et al.* (2015) qui évaluait l'effet des coupes progressives irrégulières sur la régénération du bouleau jaune et sur le lièvre d'Amérique en forêt mixtes à dominance feuillue de l'est du Canada. À court terme, les différents types de coupes progressives irrégulières étudiées semblent également avoir un effet positif sur

l'utilisation des sites par le lièvre d'Amérique pendant la saison hivernale. En effet, les trouées générées par ce type de coupe favorisent la régénération, augmentant ainsi le couvert latéral et la densité de tiges disponibles pour le brout (Suffice *et al.* 2015). Ces travaux permettent de documenter l'effet sur l'habitat du lièvre des coupes partielles utilisées dans les forêts mixtes et feuillues du Témiscamingue, ainsi que dans des peuplements semblables ailleurs au Québec.

Une étude sur une plus longue période dans les mêmes sites permettrait d'évaluer l'effet d'une deuxième récolte sur les paramètres étudiés et d'avoir un portrait plus détaillé de l'utilisation des coupes de jardinage par le lièvre d'Amérique. Une étude évaluant la composition et la structure à long terme des peuplements traités par coupe de jardinage suggère qu'après plusieurs récoltes, la coupe de jardinage pourrait causer une homogénéisation dans la structure et la composition des essences de ces peuplements (Angers *et al.* 2005). Les oiseaux forestiers seraient également sensibles à la fréquence rapprochée des récoltes dans les peuplements traités par coupe de jardinage et on verrait également un changement dans la composition des populations d'oiseaux (Holmes *et al.* 2012). Il serait donc intéressant de voir si le lièvre réagit de la même manière aux courts cycles de rotation des récoltes dans les peuplements traités par coupe de jardinage.

Finalement, il serait également intéressant d'étudier l'utilisation des coupes de jardinage comme habitat d'hiver par le lièvre d'Amérique à plus grande échelle dans différents types de peuplements de différents domaines bioclimatiques pour dresser un portrait éclairé de l'effet des coupes de jardinages sur l'habitat d'hiver du lièvre au Québec.

BIBLIOGRAPHIE

- Angers, V., Messier, C., Beaudet, M. et Leduc, A. (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217 (2-3), 275-293.
- Alain, G. 1986. Plan tactique Le lièvre d'Amérique. Direction de la faune terrestre, Ministère du Loisir de la Chasse et de Pêche, Québec.
- Archambault, L., Bégin, J., Delisle, C. et Fortin, M. (2003). Dynamique forestière après coupe partielle dans la Forêt expérimentale du Lac Édouard, Parc de la Mauricie, Québec. *Forestry Chronicle*, 79 (3), 672-684.
- Archambault, L., Delisle, C. et Larocque, G.R. (2009). Forest regeneration 50 years following partial cutting in mixedwood ecosystems of southern Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 257 (2), 703-711.
- Archambault, L., Delisle, C., Larocque, G. R., Sirois, L. et Belleau, P. (2006). Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir–yellow birch of the Lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 36 (11), 2745-2755.
- Archambault, L., Morissette, J. et Bernier-Cardou, M. (1998). Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir–yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 102 (1), 61-74.
- Banfield, A. W. F. 1977. Les mammifères du Canada. Presses de l'Université Laval. Québec. 406 p.
- Bates, D., Maechler, M. et Bolker, B. (2011). lme4: linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-39. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.

- Bergeron, Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81 (6), 1500-1516.
- Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S. et Lecomte, N. (2007). Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *Forestry Chronicle*, 83 (3), 326-337.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. (1997). Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 92 (1-3), 235-242.
- Blanchette, P., Desjardins, S., Poirier, M., Legris, J. et LaRue, P. (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. 63 p.
- Bois, G., Imbeau, L. et Mazerolle, M. J. (2012). Recovery time of snowshoe hare habitat after commercial thinning in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 42 (1), 123-133.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. (2006). Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, 87 (9), 2319-2329.
- Boutin, S., Krebs, C. J., Boonstra, R., Dale, M. R. T., Hannon, S. J., Martin, K., Sinclair, A. R. E., Smith, J. N. M., Turkington, R., Blower, M., Byrom, A., Doyle, F. I., Doyle, C., Hik, D., Hofer, L., Hubbs, A., Karels, T., Murray, D. L., Nams, V., O'Donoghue, M., Rohner, C., and Schweiger, S. 1995. Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada boreal forest. *Oikos*, 74 (1): 69-80.
- Brand, C. J., Keith, L. B. et Fischer, C. A. 1976. Lynx responses to changing snowshoe hare densities in central Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 40 (3), 416-428.
- Brisson, J., Gautier, S., Gosselin, J., Grondin, P., Lavoie, C., Leduc, A., Morin, H., Morneau, C., Payette, S., Richard, P.J.H., Robitaille, A., Saucier, J.P., Sirois, L. et Thiffault, E. 2009. *Écologie forestière*. Pages 166-315 dans Bérard, J. A.(Dir.), Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval, Québec.

- Brugerolle, S. (2003). *Caractérisation de l'habitat du lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales: une étude en forêt mélangée*. Mémoire de maîtrise, Université Laval.
- Brugerolle, S., Darveau, M. et Huot, J. (2004). *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : Effets des pratiques sylvicoles sur le lièvre d'Amérique. Synthèse des résultats 2001-2003*. Centre de recherche en biologie forestière.
- Burnham, K. P. et Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach*. Second edition. Springer-Verlag, New-York, USA.
- Campbell, S. P., Witham, J. W. et Hunter Jr., M. L. (2007). Long-term effects of group-selection timber harvesting on abundance of forest birds. *Conservation Biology*, 21 (5), 1218–1229
- Carreker, R. G. (1985). *Habitat Suitability Index Models: Snowshoe hare*. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 82 (10.101). 21 p.
- Cary, J. R. et Keith, L. B. (1979). Reproductive change in the 10-year cycle of snowshoe hares. *Canadian Journal of Zoology*, 57 (2), 375-390.
- Chapman, J. A. et Feldhamer, G. A. (1982). *Wild mammals of North America*. Johns Hopkins University Press. 1147 p.
- Comité d'experts sur les solutions. (2009). *Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Fiches techniques. Québec. Québec.
- Costello, C. A., Yanasaki, M., Pekins, P. J., Leak, W. B. et Neefus, C. D. (2000). Songbird response to group selection harvests and clearcuts in a New Hampshire northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 127 (3), 41–54.
- Darveau, M., Huot, J. et Bélanger, L. (1998). Riparian forest strips as habitat for snowshoe hare in a boreal balsam fir forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 (10), 1494-1500.

- David, E. A. et Baty, G. R. (2005). Effects of precommercial thinning on snowshoe hare habitat use during winter in low-elevation montane forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 35 (1), 206-210.
- De Bellefeuille, S., Belanger, L., Huot, J. et Cimon, A. (2001). Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (1), 41-51.
- De Bellefeuille, S., Gagné, N., Bélanger, L., Huot, J., Cimon, A., Déry, S., et Jetté, J.-P. (2001). Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'Amérique. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (8), 1312 -1325.
- Després, T., Asselin, H., Doyon, F. et Bergeron, Y. (2014). Structural and spatial characteristics of old-growth temperate deciduous forests at their northern distribution limit. *Forest Science*, 60 (5), 871-880.
- Desrochers, A. (2009). Aménagement des habitat de la faune. Pages 773-797 dans Bérard, J. A. (Dir.), *Manuel de foresterie*. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Dodds, D. G. (1960). Food competition and range relationships of moose and snowshoe hare in Newfoundland. *Journal of Wildlife Management*, 24 (1), 52-60.
- Doyon, F. et Sougavinski, S. (2002). Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord. Institut québécois de l'aménagement de la forêt feuillue. Direction de l'Environnement forestier, Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec.
- Doyon, F., Gagnon, D. et Giroux, J. F. (2005). Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a southwestern Quebec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 209 (2), 101–115.
- Drever, C. R., Messier, C., Bergeron, Y., and Doyon, F. (2006). Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec. *Forest Ecology and Management*, 231(1-3), 27-37.

- Environment Canada. (2010). Canadian climate normals. Environment Canada, Atmospheric Environment Service, Canadian Climate Program, Ottawa, Ont.
- Environment Canada. (2012). Canadian climate normals. Environment Canada, Atmospheric Environment Service, Canadian Climate Program, Ottawa, Ont.
- Etcheverry, P., Crête, M., Ouellet, J.-P., Rivest, L.P., Richer, M.C. et Beaudoin, C. (2005). Population dynamics of snowshoe hares in relation to furbearer harvest. *Journal of Wildlife Management*, 69 (2), 771-781.
- FAPAQ. (2003). L'informateur faunique. *Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Région de l'Abitibi-Témiscamingue*, 19 (2).
- Fenton, N., Bescond, H., Imbeau, L., Boudreault, C., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2008). Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. Pages 393-416 dans Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., de Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (Dir.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec.
- Ferron, J., Couture, R. et Lemay, Y. (1996). *Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune*: Fondation de la faune. 198 p.
- Ferron, J. et Ouellet, J. P. (1992). Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 70 (11), 2178-2183.
- Ferron, J., Potvin, F. et Dussault, C. (1998). Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 (9), 1335-1343.
- Ferron, J., Potvin, F. et Dusseault, C. (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 du Québec, Service de la faune terrestre. 75 p.
- Ferron, J. et St-Laurent, M.-H. (2005). L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière. *VertigO*, 6(2), 1-8.

- Fiske, I., Chandler, R. B. et Royle, J. A. (2011). Unmarked: models for data from unmarked animals. R package version 0.9-0. <http://CRAN.R-project.org/package=unmarked>
- Flaspohler, D. J., Huckins, C. J. F., Bub, B. R. et Van Dusen, P. J. (2002). Temporal patterns in aquatic and avian communities following selective logging in the Upper Great Lakes region. *Forest Science*, 48 (2), 339–349.
- Fuller, A. K. et Harrison, D. J. (2005). Influence of partial timber harvesting on American martens in North-Central Maine. *Journal of Wildlife Management*, 69 (2), 710-722.
- Fuller, A. K., Harrison, D. J. et Lachowski, H. J. (2004). Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191 (1–3), 373-386.
- Gagnon, D. (2004). *La forêt naturelle du Québec, un survol*. Rapport préparé pour la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. [En ligne] <http://sdeir.uqac.ca/doc_numerique/format/sites/18343262/Gagnon_foret_naturelle_final.pdf> (Consulté le 2 décembre 2011).
- 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. Rapport de recherche de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec
- Godbout, G., Poirier, M. et Lafond, R. (2001). *Méthode de caractérisation du cycle d'abondance du lièvre à l'aide du dénombrement de crottins, à des fins de gestion des animaux à fourrure*. Québec. 51 p.: Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Gram, W. K., Porneluzi, P. A., Clawson, R. L., Faaborg, J. et Richter, S. C. (2003). Effects of experimental forest management on density and nesting success of bird species in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology*, 17 (5), 1324–1337.
- Griffin, P. C. et Mills, L. S. (2007). Precommercial thinning reduces snowshoe hare abundance in the short term. *Journal of Wildlife Management*, 71 (2), 559-564.

- Grigal, D. F. et Moody, N. R. (1980). Estimation of browse by size classes for snowshoe hare. *Journal of Wildlife Management*, 44, 34-40.
- Grondin, P. (1996). Écologie forestière. Pages 133-279 dans: Bérard, J. A. et Côté M. (Dir.), Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.
- Guay, S. (1994). *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) au Québec*. Québec. 59 p.: Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/6.
- Hanley, T. A. (2005). Potential management of young-growth stands for understory vegetation and wildlife habitat in southeastern Alaska. *Landscape and Urban Planning*, 72 (1-3), 95-112.
- Hodges, K. E. (1999). Proximate factors affecting snowshoe hare movements during a cyclic population low phase. *Ecoscience*, 6 (4), 487-496.
- Hodson, J. (2011). *Sélection d'habitat du lièvre d'Amérique en forêt boréale irrégulière aménagée*. Thèse de doctorat, Faculté des sciences et de génie, Université Laval. 195 p.
- Hodson, J., Fortin, D. et Bélanger, L. (2010). Fine-scale disturbances shape space-use patterns of a boreal forest herbivore. *Journal of Mammalogy*, 91 (3), -607-619.
- Hodson, J., Fortin, D. et Bélanger, L. (2011). Changes in relative abundance of snowshoe hares (*Lepus americanus*) across a 265-year gradient of boreal forest succession. *Canadian Journal of Zoology*, 89 (10), 908-920.
- Holmes, S. B., Pitt, D. G., McIlwrick, K. A. et Hoepting, M. K. (2012). Response to bird communities to single-tree selection system harvesting in northern hardwoods: 10-12 years post-harvest. *Forest Ecology and Management*, 271, 132-193.
- Homyack, J. (2007). Effects of precommercial thinning on snowshoe hares in Maine. *The Journal of Wildlife Management*, 71 (1), 4-13.
- Jacqmain, H., Belanger, L., Hilton, S. et Bouthillier, L. (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 (3), 530-539.
- Info forêt. (2008). Coupes jardinatoires (coupes partielles). MRC de la Jacques-Cartier et de Portneuf. [En ligne] <http://www.infoforet.com/cj.html> (Consulté le 9 janvier 2012).
- Krebs, C. J., Boonstra, R., Boutin, S. et Sinclair, A. R. E. (2001). What drives the 10-year cycle of snowshoe hares? *Bioscience*, 51 (1), 25-35.
- Keith, L. B. (1990). Dynamics of snowshoe hare populations. Pages 119-195 dans Genoways H. H. (Dir.), *Current Mammalogy*. Plenum Press, New York.
- Le Blanc, M. L. (2009). Réaction des micromammifères et des oiseaux à différentes intensités de coupe en forêt boréale irrégulière. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Québec.
- Leblanc, J. P., Burke, D. M. et Nol, E. (2011). Ovenbird (*Seiurus aurocapilla*) demography and nest-site selection in response to single-tree selection silviculture in a northern hardwood managed forest landscape. *Ecoscience*, 18 (1), 26-36.
- Litvaitis, J. A., Sherburne, J. A. et Bissonette, J. A. (1985a). A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal of Wildlife Management*, 49 (3), 693-695.
- Litvaitis, J. A., Sherburne, J. A. et Bissonette, J. A. (1985b). Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *Journal of Wildlife Management*, 49 (4), 866-873.
- Litvaitis, J. A. (1990). Differential habitat use by sexes of snowshoe hares (*Lepus americanus*). *Journal of Mammalogy*, 71 (4), 520-523.
- Lycke, A., Imbeau, L. et Drapeau, P. (2011). Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forestry Research*, 41 (3), 501-508.
- 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 (2), 169-180.

- Mazerolle, M. J. (2011). AICcmodavg: model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 1.17. <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>.
- Mazerolle, M. J., Bailey, L. L., Kendall, W. L., Royle, J. A., Converse, S. J. et Nichols, J. D. (2007). Making great leaps forward: Accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology*, 41 (4), 672-689.
- MRN. (2000). *Modalités d'intervention dans le milieu forestier - Fondements et applications*. Ministère des Ressources naturelles, Québec.
- MRNF. (2003). *Manuel d'aménagement forestier*, 4e édition. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Québec.
- MRNF. (2004). *Ressources et industries forestières - Portrait statistique édition 2004*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec.
- MRNF. (2005). *L'informateur faunique*. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, 21 (2).
- Murray, D. L., Roth, J. D., Ellsworth, E., Wirsing, A. J. et Steury, T. D. (2002). Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. *Canadian Journal of Zoology*, 80 (4), 771-781.
- Nolet, P., Forget, E., Bouffard, D., et Doyon, F. (2001). Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de La Lièvre au cours du 20ième siècle. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue. Ripon, Québec. Canada.
- Nolet, P., Sougavinski, S. et Doyon, F. (1999). Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve faunique Papineau-Labelle. Industries James MacLaren et Forêt Québec. Écoforesterie consultants.
- Nolet, P. et Rojas, N. (1998). Effets des coupes de jardinages sur la biodiversité végétale. Rapport. Écoforesterie consultants. Ripon, Québec.
- Norris, J. L., Chamberlain, M. J. et Twedt, D. J. (2009). Effects of wildlife forestry on abundance of breeding birds in bottomland hardwood forest of Louisiana. *Journal of Wildlife Management*, 73 (8), 1368–1379.

- Nudds, T. D. (1977). Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin*, 5 (3), 113-117.
- Nyland, R. D. (2002). *Silviculture. Concepts and applications*. 2e édition. Waveland Press, Long Grove, IL, USA.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs, C.J. et Hofer, E. J. (1997). Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos*, 80 (1), 150-162.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs, C.J., Murray, D.L. et Hofer, E. J. (1998). Behavioural responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos*, 82 (1), 169-183.
- OMNR, (2004). *Ontario tree marking guide, Version 1.1*. Ontario Ministry of Natural Resources, Queen's Printer for Ontario, Toronto, Ontario, Canada.
- Parizeau, L. (2011). *Impacts à moyen terme de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre et les passereaux nicheurs dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*. Mémoire de maîtrise, Université Laval. 42 p.
- Potvin, F. et Bertrand, N. (2004). Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? *Forestry Chronicle*, 80 (1), 44-53.
- Potvin, F., Bertrand, N. et Ferron, J. (2001). *Relevés hivernaux 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. Rapport 8019-01-05. 45 p.
- Potvin, F., Breton, L. et Courtois, R. (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 (1), 151-160.
- Prévost, M. and Raymond, P. (2012). Effect of gap size, aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch-conifer stands, Quebec, Canada *Forest Ecology and Management*, 274, 210-221.
- Prugh, L. R. et Krebs, C. J. (2004). Snowshoe hare pellet-decay rates and aging in different habitats. *Wildlife Society Bulletin*, 32 (2), 386-393.

- R Development Core Team. (2012). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rogowitz, G. L. (1988). Forage quality and use of reforested habitats by snowshoe hares. *Canadian Journal of Zoology*, 66 (9), 2080-2083.
- Roy, C., Imbeau, L., et Mazerolle, M. J. (2010). Transformation of abandoned farm fields into coniferous plantations: Is there enough vegetation structure left to maintain winter habitat of snowshoe hares? *Canadian Journal of Zoology*, 88 (6), 579-588.
- Roy, M.-E., Doyon, F., Nolet, P. et Bouffard, D. (2010). Historique des perturbations et réponse de la végétation forestière dans l'érablière à bouleau jaune de l'ouest au Témiscamingue au cours du 20^{ième} siècle. Rapport technique. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Québec.
- Royle, J. A. (2004a). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60 (1), 108-115.
- Royle, J. A. (2004b). Modeling abundance index data from anuran calling surveys. *Conservation Biology*, 18 (5), 1378-1385.
- Saucier, J.-P., Grondin, P., Robitaille, A. et Bergeron, J.-F. (2003). *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. [En ligne] <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/zone-f.pdf> (Consulté le 2 décembre 2011).
- Saucier, J.-P., Robitaille, A., Grondin, P., Bergeron, J.-F. and Gosselin, J. (2011). *Les régions écologiques du Québec méridional* (4^e version). Carte à l'échelle de 1/1 250 000. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec.
- Simons, T. R., Shriner, S. A. et Farnsworth, G. L. (2006). Comparison of breeding bird and vegetation communities in primary and secondary forests of Great Smoky Mountains National Park. *Biological Conservation*, 129 (3), 302-311.

- Smith, J. N. M., Krebs, C. J., Sinclair, A. R. E. et Boonstra, R. (1988). Population biology of snowshoe hares. II. Interactions with winter food plants. *Journal of Animal Ecology*, 57 (1), 269-286.
- Suffice, P., Joanisse, G., Imbeau, L., Mazerolle, M. J. et Lessard, G. (2015). Short-term effects of irregular shelterwood cutting on yellow birch regeneration and habitat use by snowshoe hare. *Forest Ecology and Management*, 354, 160-169.
- Théau, J. et Ferron, J. (2000). Influence des conditions climatiques sur le comportement du Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en semi-liberté. *Canadian Journal of Zoology*, 78 (7), 1126-1136.
- Thompson III, F. R., Probst, J. R., et Raphael, M. G. (1995). Impacts of silviculture: overview and management recommendations. Pages 201-209 dans Martin, T. E. et Finch D. M. (Eds.), *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*, Oxford University Press, New York, NY.
- Tozer, D. C., Burke, D. M., Nol, E. et Elliott, K. A. (2010). Short-term effects of group-selection harvesting on breeding birds in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 259 (8), 1522–1529.
- Valois, S. (2005). *Influence à court terme de la coupe partielle sur des mammifères de la forêt boréale*. Université du Québec à Rimouski, 93 p.
- Vaughan, M. R. et Keith, L. B. (1981). Demographic response of experimental snowshoe hare populations to overwinter food shortage. *Journal of Wildlife Management*, 45 (2), 354-380.
- Vincent, O. (1995). *Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue*. Volume Collection les régions du Québec. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Ward, R. M. P. et Krebs, C. J. (1985). Behavioural responses to lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology*, 63 (12), 2817-2824.
- Wolfe, M. L., Debyle, N. V., Winchell, C. S. et McCabe, T. R. (1982). Snowshoe hare cover relationships in northern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 46 (3), 662-670.

Wolff, J. O. (1980). The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs*, 50 (1), 111-130.