

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

EFFETS DES COUPES PROGRESSIVES IRRÉGULIÈRES SUR LA RÉGÉNÉRATION DU BOULEAU
JAUNE ET LE LIÈVRE D'AMÉRIQUE EN PEUPELEMENTS MIXTES À DOMINANCE FEUILLUE DE
L'EST DU CANADA

MÉMOIRE

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

PAR
PAULINE SUFFICE

AOÛT 2014

AVANT-PROPOS

Conformément aux exigences du programme de maîtrise en biologie, ce mémoire comprend un article rédigé en anglais, portant sur une étude visant à déterminer la dynamique forestière en ce qui a trait à la régénération et l'utilisation de l'habitat par le petit gibier suite à des coupes progressives irrégulières en bétulaie jaune à érable à sucre, ainsi qu'une introduction et une conclusion générale. Le choix de rédiger un seul article se justifie par la complémentarité des résultats obtenus concernant à la fois des préoccupations sylvicoles et fauniques qui ne devaient être dissociées. Cet article sera soumis à la revue scientifique « Forest Ecology and Management ».

Je tiens à remercier Louis Imbeau et Gilles Joannis, mes directeurs, pour leur confiance, leur encadrement et leur disponibilité à m'épauler dans ce projet. Louis, je souhaite souligner le plaisir que j'ai eu à rejoindre ton équipe de recherche. Ta persévérance, ton enthousiasme et ton implication personnelle sont des valeurs que je partage et suis fier d'avoir pu développer avec toi. Gilles, ta disponibilité et ta pédagogie m'ont naturellement ouvert l'esprit sur le monde forestier actuel et la réalité professionnelle. Vous m'avez offert les clés pour faire de cette expérience une période importante de ma vie. En permettant à ma passion pour la gestion de la faune et de ses habitats de s'accomplir, vous avez permis à la recherche de donner un tout nouveau sens à mon projet de vie! Je remercie également Guy Lessard pour sa volonté d'encourager les projets fauniques en foresterie appliquée. Je tiens aussi à remercier Brian Harvey et Marc Mazerolle, pour la passion avec laquelle ils ont guidé la réalisation de cette étude et ma formation en écologie forestière. Je tiens à souligner l'enthousiasme et la socialité de Marie-Hélène Longpré, Nicole Fenton et Osvaldo Valeria qui apportent une touche plus humaine à nos recherches. Je remercie les membres de la Chaire industrielle en aménagement forestier durable et le Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy qui par leur accueil ont donné du sens à l'esprit d'équipe avec lequel j'ai tant plaisir à travailler. Un grand merci à Océane Thusy pour son efficacité et sa jovialité sans

faillie sur le terrain qui nous auront permis de partager des aventures inoubliables. Merci à Myriam Desbiens, Juliette Duranleau, Michaël Paquin et Cédric Pépin pour leur contribution au bon déroulement des inventaires sur le terrain. Merci aussi à Pierre Drapeau et Patricia Raymond qui ont accepté d'être membres de mon comité d'évaluation et ont pris le temps d'évaluer le mémoire lors du dépôt initial. Merci à William F.J. Parsons pour sa révision linguistique de ce mémoire. Et enfin, merci aux institutions qui ont soutenu financièrement ce projet et qui permettent à la recherche de survivre : le Fond de recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et le Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy Inc. (CERFO).

Ce mémoire est particulièrement dédié à ma famille et à mes proches qui sont d'un soutien moral permanent. Pour votre patience, votre compréhension, la force et la liberté que vous m'offrez au quotidien : merci. Vous m'avez permis d'accomplir mes projets d'expatriée passionnée, et c'est toujours plus épanouie que je vous reviens!

TABLES DES MATIERES

AVANT-PROPOS.....	ii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ.....	x
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 État des connaissances.....	3
1.2.1 La régénération du bouleau jaune	3
1.2.2 Le lièvre d'Amérique	6
1.2.3 La coupe progressive irrégulière.....	13
1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail	18
CHAPITRE II	
SHORT-TERM EFFECTS OF IRREGULAR SHELTERWOOD CUTTING ON YELLOW BIRCH REGENERATION AND HABITAT USE BY SNOWSHOE HARE	20
2.1 Abstract	22
2.2 Résumé	23
2.3 Introduction	24
2.4 Methods.....	26
2.4.1 Study area and experimental design.....	26
2.4.2 Regeneration and browsing.....	28
2.4.3 Habitat use by snowshoe hare	30
2.4.4 Statistical analyses.....	31
2.5 Results.....	36

2.5.1	Regeneration	36
2.5.2	Browse	49
2.5.3	Habitat use by snowshoe hare	51
2.6	Discussion.....	55
2.6.1	Yellow birch regeneration in irregular shelterwood.....	55
2.6.2	Potential inter-specific competition.....	56
2.6.3	Short-term browse pressure	59
2.6.4	Snowshoe hare use of irregular shelterwood	60
2.7	Conclusions	62
2.8	Acknowledgements.....	63
2.9	References	63
CHAPITRE III		
	CONCLUSION GÉNÉRALE	71
ANNEXE A		
	PATRONS DE COUPE PROGRESSIVE IRREGULIERE.....	74
ANNEXE B		
	PHOTO AERIENNE DES TROIS PATRONS DE COUPE PROGRESSIVE IRREGULIERE	75
ANNEXE C		
	DISPOSITION DES MICROPLACETTES PAR GRAPPE.....	76
	BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES.....	77

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Proportion of micro-plots within each treatment containing increasing numbers of yellow birch seedlings under 25 cm in height.....	38
2.2 Model-averaged probability of presence for yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon the intensity of soil disturbance. Error bars represent 95 % confidence intervals.....	40
2.3 Model-averaged probability of presence for yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon soil dominance composition. Error bars represent 95 % confidence intervals.....	40
2.4 Model-averaged predictions of presence of yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon canopy closure. Mean values for other variables that were included in the models were 7.95 m ² /ha for yellow birch basal area, soil disturbance over 75 % of micro-plot area, and dominance of a humus-mineral soil mixture. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.....	41
2.5 Model-averaged predictions of abundance of yellow birch seedlings that were over 25 cm in height, converted to density (seedlings/ha), depending upon the distance between plot centre and the nearest gap edge. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.....	44
2.6 Average density of seedlings over 25 cm in height (seedlings/ha) by species and treatment in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. Treatments are uniform, strips, and gap patterns of irregular shelterwoods, and controls. Species are yellow birch (YB), balsam fir (BF), sugar maple (SM), red maple (RM), mountain maple (MM), pin cherry (PC), and beaked hazel (BH). Error bars denote 95 % confidence intervals. Asterisks indicate confidence intervals excluding 0, and reveal where the seedling densities of certain species differ from those of yellow birch.....	46
2.7 Predicted values from GLMMs for seedlings over 25 cm in height by treatment and species. Symbols represent species and bars represent 95 % confidence intervals. Commercial species are yellow birch (YB), balsam fir (BF), sugar maple (SM), and red maple (RM). Non-commercial species are mountain maple (MM), pin cherry (PC), and beaked hazel (BH).....	48
2.8 Proportions of seedlings with browse marks attributable to hare, moose or at least one of these two species (%) for each treatment. The total number of seedlings that were over 25 cm t (all species) and which were counted by treatment is indicated by “n”. Error bars indicate a 95 % confidence interval. For hare, different letters denote differences among treatments.....	50

2.9 Predicted number of hare pellets per plot (3.14m ² area) that was related to a) availability of seedlings over 25 cm in height, b) lateral winter cover at 0-2 m (%), c) vertical winter cover (%), and d) distance between micro-plot centres and nearest gap edges. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.....	53
2.10 Observed numbers of snowshoe hare pellets per micro-plot (3.14 m ² area) for each irregular shelterwood treatment and the controls. Pellets were counted during winter 2 years after harvesting (2012) and 3 years after harvesting (2013). Bars indicate a 95 % confidence interval.....	54

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Candidate generalized linear mixed models explaining the presence and abundance of yellow birch (<i>Betula alleghaniensis</i>) seedlings during the autumn of 2011 in 27 irregular shelterwood stands and 11 control stands in Témiscamingue, Québec. Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).....	35
2.2 Candidate mixed models explaining the abundance of snowshoe hare (<i>Lepus americanus</i>) pellets and browse during the winter of 2011-2012 in 27 irregular shelterwood stands and 11 control stands in Témiscamingue, Quebec. Explanatory variables include lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), total available regenerated stems (Food), number of available seedlings of yellow birch (nYB), sugar maple (nSM), red maple (nRM), mountain maple (MM), balsam fir (nBF), pin cherry (nCP) and beaked hazel (nBH), and presence of raspberry seedlings (pRB).....	35
2.3 Top four GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model ($\Delta AICc$), together with their Akaike weights (ω_i) and the number of estimated parameters (K), on the presence of yellow birch seedlings under 25 cm in height in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).....	39
2.4 Model-averaged parameter estimates for the presence of yellow birch seedling under 25 cm in height in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. A 95 % unconditional confidence interval excluding 0 indicates that the variable has an effect on a parameter (in boldface type). Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).....	39
2.5 Top seven GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model ($\Delta AICc$), together with their Akaike weights (ω_i) and the number of estimated parameters (K), on the abundance of yellow birch seedlings over 25 cm in height in irregular shelterwood cuts.....	43

2.6 Top five GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model ($\Delta AICc$), together with their Akaike weights (ω_i) and number of estimated parameters (K), on snowshoe hare pellet counts in irregular shelterwood cuts. Explanatory variables are lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), number of available seedlings of balsam fir (nBF), mountain maple (nMM) and pin cherry (nPC), and presence of raspberry seedlings.....	52
2.7 Model-averaged parameter estimates for habitat use by snowshoe hare in irregular shelterwood cuts in 2012. Explanatory variables are lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), total available regenerated stems (Food), number of available seedlings of yellow birch (nYB), sugar maple (nSM), red maple (nRM), mountain maple (nMM), balsam fir (nBF), pin cherry (nCP) and beaked hazel (nBH), and presence of raspberry seedlings (pRB). A 95 % unconditional confidence interval excluding 0 indicates that the variable has an effect on a parameter (in boldface type).....	52

RÉSUMÉ

Dans la région du Témiscamingue, comme dans d'autres régions mixtes à dominance feuillue du Québec, on assiste à des déficiences de la régénération pour plusieurs essences semi-tolérantes comme le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* B.). Dans un contexte d'aménagement forestier écosystémique, la coupe progressive irrégulière (CPI) est préconisée pour contribuer à maintenir la complexité et la biodiversité des forêts naturelles. Cependant, ce type d'intervention est récent et ses effets sur la dynamique forestière sont peu connus. L'objectif principal du projet est de documenter les effets à court terme de trois variantes de CPI (uniforme, par trouées et par bandes) sur l'installation et la composition de la régénération ainsi que sur l'utilisation de ce nouvel habitat par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus* E.). Un dispositif de 212 placettes semi-permanentes de 4 m² a été installé dans un secteur de 215 ha coupé en 2010 et scarifié en 2011. Les microplacettes étaient nichées dans 71 grappes réparties sur 36 unités expérimentales, qui correspondaient à la combinaison d'un traitement et d'un peuplement. Des données de présence et de dénombrement de semis, de tiges broutées et de crottins ont été analysées par des modèles mixtes à structure hiérarchique.

Les semis de bouleau jaune étaient principalement présents sur les sites dont le sol est perturbé et offrant une surface dominée par un mélange humus-minéral. L'importance du scarifiage a donc été confirmée pour l'installation de la régénération du bouleau jaune. Les semis de bouleau jaune de plus de 25 cm de hauteur étaient plus nombreux dans la partie traitée des CPI par trouées que dans les témoins mais pas différents entre les différentes CPI. Les CPI ont également permis la régénération de nombreuses espèces concurrentes qui pourraient affecter le succès de régénération du bouleau jaune au cours des prochaines années. Par ailleurs, la trop faible présence de brout par le lièvre d'Amérique, un an après coupe, ne nous permet pas d'identifier un impact du lièvre sur l'établissement du bouleau jaune à court terme. Toutefois, le décompte de crottins suggère une occupation préférentielle des trouées par le lièvre. Une meilleure régénération d'arbres et d'arbustes, non exclusif au bouleau jaune, lui offrait un couvert protecteur et une nourriture abondante. L'étude a également permis d'identifier que la pression de brout par l'orignal, représentant 70 % des tiges broutées, doit aussi être considérée afin d'évaluer à plus long terme le succès de la régénération.

Nous recommandons une poursuite des inventaires entrepris dans le cadre de ce projet afin de documenter les conséquences à plus long terme de ces interactions interspécifiques sur la régénération des espèces semi-tolérantes suite aux coupes progressives irrégulières.

Mots clés : coupe progressive irrégulière, habitat faunique, lièvre d'Amérique, régénération, bouleau jaune

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Dans un contexte d'aménagement forestier écosystémique, le défi du maintien de la biodiversité repose en partie sur la nécessité de développer et de mettre en œuvre une sylviculture proche de la nature. Ce nouveau contexte implique nécessairement une diversification de la sylviculture. Avec la venue du nouveau régime forestier en 2013, des nouvelles stratégies d'aménagement du bureau du forestier en chef et des guides sylvicoles du Québec, plusieurs productions de peuplements mélangés seront amenées dans le régime de la futaie irrégulière dont l'utilisation accrue est promue (Ministère des Ressources Naturelles 2013b; MRNFP 2003). Le régime de la futaie irrégulière a le potentiel de contribuer à incorporer davantage toute la complexité et l'irrégularité des forêts naturelles irrégulières. Parmi les traitements préconisés, la coupe progressive irrégulière (CPI) fait appel à une plus grande diversité d'interventions que la coupe progressive régulière, la coupe progressive par bandes et la coupe progressive par trouées du régime régulier. Les arbres y sont récoltés de façon irrégulière dans l'espace et dans le temps afin de diversifier au maximum les conditions d'installation et de développement de la régénération. Cependant, la coupe progressive irrégulière est nouvelle et les effets réels sur la dynamique forestière sont peu connus, autant du point de vue de la production ligneuse, que de la régénération ou des habitats fauniques. En effet, l'application de la CPI au Québec est assez récente, avec différentes variantes qui ont été expérimentées dans les dernières années dans quelques régions du Québec, notamment par le Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy (CERFO) et le Ministère des Ressources Naturelles (MRN). Par exemple, dans la région du Témiscamingue, Tembec et le MRN réalisent des CPI depuis 2009 et plusieurs milliers d'hectares sont prévues pour les prochaines années, ces coupes étant de plus en plus nombreuses aux plans annuels (Lessard et al. 2010; Ministère des Ressources Naturelles

2013a). Il apparaît donc nécessaire d'évaluer les effets de ces types de coupes sur le succès de la régénération et sur leur utilisation par la faune.

Dans la région du Témiscamingue, comme dans d'autres régions feuillues du Québec, la régénération des espèces feuillues semi-tolérantes comme le bouleau jaune, (*Betula alleghaniensis*), s'avère difficile. La possibilité en bois d'œuvre de ces espèces ainsi que la biodiversité sont ainsi compromises (Majcen 2003; Nappi and Poulin 2013). Avec les inventaires et la cartographie actuels, plusieurs secteurs potentiels pour le bouleau jaune ne sont pas identifiés et les prescriptions sylvicoles ne sont ainsi pas adaptées pour régénérer cette essence. En effet, une sylviculture inadéquate entraîne parfois la modification de plusieurs facteurs pouvant affecter l'installation de la régénération et la survie de cette espèce. C'est pourquoi il importe de bien connaître l'autoécologie de cette espèce d'intérêt pour être en mesure de la régénérer et d'assurer son développement efficacement (CERFO 2007a). On reconnaît généralement que la raréfaction de certains lits de germination spécifiques (ex : débris de bois décomposés), l'absence de conditions favorables à la survie des jeunes semis après coupe (ex : conditions trop sèches en l'absence d'un couvert protecteur suffisant), la présence de compétition et un brout accru nuisent à la régénération du bouleau jaune (CERFO 2011a; Gastaldello et al. 2007a; Meunier et al. 2002; Roy et al. 2011). La proportion de la matrice forestière occupée par le bouleau jaune, au sein des forêts feuillues du nord-est de l'Amérique du Nord, tend ainsi à diminuer sur plusieurs territoires marqués par les interventions forestières (Lorenzetti et al. 2008). Pour certaines espèces fauniques, l'application de traitements de coupes pourrait avoir des effets tant positifs que négatifs sur la disponibilité de nourriture ou de couvert dans les peuplements forestiers. La présence de faune peut également avoir des répercussions sur la régénération des espèces arborescentes désirées, puisque celles-ci seront plus ou moins exposées à une pression de brout. Les aménagistes forestiers sont ainsi à la recherche de solutions pour la coexistence d'objectifs fauniques et sylvicoles afin que les forêts continuent de contribuer à la fois à la conservation de la biodiversité et aux besoins humains. Ils cherchent notamment à déterminer si le maintien d'habitat intact, permet de concentrer les effets de brout sur certaines proportions du territoire traité et, quels sont les effets des modalités d'intervention des divers patrons de coupes progressives irrégulières sur la faune (MRNFP 2003). Le lièvre

d'Amérique (*Lepus americanus* E.) est ici utilisé en tant qu'espèce clé des écosystèmes forestiers. En effet, un traitement sylvicole défavorable pour la présence du lièvre influencerait la densité d'un grand nombre de prédateurs (Boutin et al. 1995; Krebs et al. 1995), mais à l'opposé, un traitement trop favorable engendrerait des effets adverses du broutement par le lièvre sur la régénération ligneuse (Brugerolle et al. 2004). Par conséquent, ce projet vise à évaluer l'effet à court terme de différents types de coupes progressives irrégulières sur la régénération forestière ainsi que sur la sélection d'habitats hivernaux du lièvre d'Amérique.

1.2 État des connaissances

1.2.1 La régénération du bouleau jaune

Au Québec, le bouleau jaune qui est à la limite nord de son aire de distribution (Messier et al. 2002) croît surtout dans les forêts feuillues et mixtes du domaine de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière à bouleau jaune (Raymond et al. 2013; Saucier et al. 2009). Son bois de grande qualité est toujours autant recherché par l'industrie, malgré la raréfaction de l'essence dans les érablières. Des interventions inappropriées, telles que la coupe à diamètre limite, l'écérage, la coupe à blanc et le jardinage de faible intensité réalisé en hiver sont des exemples de traitements ayant nui à la régénération du bouleau jaune. Cette essence se reproduit surtout par semences, mais aussi à partir des rejets de souches (Ruel et al. 2012). La production des graines commence vers l'âge de 40 ans et est optimale à l'âge de 70 ans. Les bonnes années semencières du bouleau jaune ont lieu en moyenne à tous les 3 ans (Erdmann 1990). La dispersion de ses graines se fait sur environ 100 m, bien que pouvant aller jusqu'à plus de 400 m (Erdmann 1990). La qualité du lit de germination qui assure l'établissement du bouleau jaune est la clé du succès pour sa régénération (Erdmann 1990; Godman and Krefting 1960; Lorenzetti et al. 2008; Webster and Jensen 2007). Le bois mort en décomposition, les buttes issues de chablis et le sol minéral exposé constituent d'excellents lits de germination puisque ceux-ci possèdent la capacité d'emmagasinier l'humidité et de la conserver (Erdmann 1990; Godman and Krefting 1960). De plus, les petites racelles des semis ne parviennent pas à percer la litière moindrement épaisse à la surface du sol pour

atteindre l'humidité contenue à quelques centimètres plus en profondeur (Marquis 1965). Une perturbation du sol est ainsi reconnue pour être très profitable à la germination des graines de cette essence par le fait qu'en mélangeant le sol minéral à l'humus, les graines sont ramenées à la surface du sol forestier et ainsi exposées aux températures plus clémentes nécessaires à leur germination (Erdmann 1990; Nolet et al. 2000; Prévost et al. 2010; Raymond et al. 2009; Ruel et al. 2012). En effet, le sol minéral procure l'humidité requise aux racines des semis alors que la matière organique contient les éléments nutritifs nécessaires à la croissance de ceux-ci (Godman and Krefting 1960). Ruel et al. (2012) rapportent même que plus une proportion importante des micro-placettes est scarifiée, plus la densité et le coefficient de distribution du bouleau jaune sont importants.

Le succès de la régénération en bouleau jaune serait également lié au contrôle du couvert forestier (Erdmann 1990). Une plus grande pénétration du rayonnement solaire permet en effet un meilleur réchauffement du sol qui est propice à la germination des semis de bouleau jaune (Crow and Metzger 1987). Un ombrage partiel lui est cependant plus favorable que la pleine lumière pour sa croissance. Plusieurs auteurs recommandent une intensité lumineuse de l'ordre de 50 % pour une croissance en hauteur optimale et un développement racinaire efficace (Erdmann 1990; Gastaldello 2005; Godman and Krefting 1960). En forêt mixte, la régénération du bouleau jaune est fortement associée à la dynamique du régime de trouée (Kneeshaw and Prévost 2007; Prévost et al. 2010). En milieu naturel, l'occurrence des individus matures de bouleau jaune serait ainsi directement reliée à une ouverture localisée et passée de la canopée (Gasser 2007). Le recrutement du bouleau jaune serait donc corrélé, en forêts naturelles, avec le passage de perturbations initiant des ouvertures du couvert de moyenne à grande superficie (100 à 400 m²) (Webster and Jensen 2007). Toutefois, l'augmentation de la lumière en sous-bois profite également à l'installation des espèces compétitrices telles l'érable à épis (*Acer spicatum* L.), le framboisier (*Rubus idaeus* L.) et le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.) qui nuisent au développement de la régénération (Malenfant 2009). Par exemple, le framboisier forme souvent une couche de végétation monospécifique dense qui compétitionne avec les semis d'espèces arborescentes désirées pour la lumière, l'eau et les nutriments du sol (Ruel 1992; Wilson and Shure 1993). L'absence de traitement contre la végétation concurrente compromet la survie des jeunes

bouleaux jaunes (Robitaille 2003) et leur croissance (Delagrange et al. 2008; Lorenzetti et al. 2008). Il a été révélé que plus la concurrence était élevée, plus l'étiollement des semis était important (Lorenzetti et al. 2008). Les espèces de lumière sont généralement considérées comme très agressives, mais un ombrage partiel diminue l'intensité de cette compétition et permet un meilleur développement des semis (Godman and Krefting 1960). C'est pourquoi afin de limiter cette compétition potentiellement nuisible, tant au-dessus qu'au-dessous du sol, il est recommandé de réduire la taille des ouvertures de façon à favoriser la croissance du bouleau jaune sans favoriser celle des espèces compétitrices. Une ouverture du couvert qui maintiendrait le niveau de lumière à moins de 10% de la lumière totale serait très fortement défavorable aux espèces compétitrices de lumière. Par contre, une telle ouverture devrait défavoriser la croissance juvénile du bouleau jaune par rapport aux autres espèces comme l'érable à sucre et le hêtre. Par ailleurs, si le mélange des horizons organiques et minéraux favorise la germination du bouleau jaune, il pourrait aussi retarder celle d'espèces concurrentes en éliminant leurs banques de graines et leur système racinaire (Gastaldello 2005; Messier et al. 2002). Plusieurs auteurs affirment que l'effet de la scarification est principalement perdu après deux à trois saisons de croissance (Erdmann 1990; Gastaldello 2005; Godman and Tubbs 1973). Il est donc important de synchroniser le scarifiage avec une bonne année semencière.

Afin d'obtenir une cohorte abondante de semis, un traitement sylvicole doit ainsi créer des ouvertures dans le couvert et perturber le sol au moment des opérations. Il doit également s'assurer de conserver un nombre suffisant de semenciers bien répartis dans le peuplement (Raymond 2013). Toutefois le bouleau jaune constitue une composante importante de l'alimentation (appétence élevée) de certains mammifères tels que le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* Z.) et le lièvre d'Amérique (Hannah 1998; Hughes and Fahey 1991). Les pressions continues de brout exercées par les grands herbivores vertébrés influencent la régénération des forêts en exerçant un impact direct sur la survie, la croissance et le succès reproducteur des plantes préférées, ainsi qu'un impact indirect sur leurs relations compétitives avec les plantes qui lui sont résistantes ou tolérantes (Côté et al. 2004; Lyly et al. 2013). La pression de brout est ainsi un risque important pour la régénération du bouleau jaune (Erdmann 1990; Meunier et al. 2002; Roy et al. 2011). La proportion de brout peut

même être plus élevée sur les superficies ayant bénéficié d'une préparation de terrain (Blouin et al. 2011). De plus, il est connu que le niveau d'herbivorie chez les espèces fréquemment broutées augmente avec l'intensité du prélèvement par le fait que l'élimination du couvert arborescent augmenterait la qualité nutritive des rameaux quant à leur teneur en protéines (Hughes and Fahey 1991).

1.2.2 Le lièvre d'Amérique

1.2.2.1 Dynamique des populations

Le lièvre d'Amérique est un lagomorphe principalement nocturne et crépusculaire qui demeure actif toute l'année mais doit s'adapter aux variations saisonnières du couvert végétal et de la disponibilité de sa nourriture. Sa présence sur l'ensemble du territoire boisé et jusqu'à la limite nord des arbres en fait l'espèce de mammifère la plus répandue au Québec (Alain 1986; Ferron et al. 1996). Gibier très prisé des chasseurs et des colleteurs, le lièvre est aussi un important maillon de la chaîne alimentaire de l'écosystème forestier et c'est pourquoi il constitue une espèce clé en forêt boréale (Boutin et al. 1995; Krebs et al. 1995). Fortement présent dans ce biome, il a un impact fondamental sur les populations de prédateurs comme 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*) (Ausband and Baty 2005; Ferron et al. 1996; Fuller and Harrison 2005; O'Donoghue et al. 1998). En tant qu'herbivore omniprésent il a également un impact considérable sur la végétation composant son alimentation (Bouffard et al. 2007; Keith et al. 1984; Murray 2003).

Il est reconnu que les populations de lièvre subissent des variations importantes selon un cycle d'environ 10 ans (Wolff 1980) mais l'ampleur des cycles est variable selon les régions (Godbout 1999). Il est important de connaître la situation démographique de l'espèce si on veut évaluer des préférences en habitat sans quoi une évaluation basée uniquement sur des indices d'abondance durant les périodes de haut de cycle pourrait entraîner des biais importants (Van Horne 1983). Au Canada, le cycle du lièvre d'Amérique est régi par un

gradient longitudinal, mais il existe également un deuxième gradient en fonction de la latitude (Keith 1990). Plus le degré de latitude diminue, plus l'amplitude et la régularité du cycle diminuent. Au Québec, les populations présenteraient des cycles plus importants dans le nord de la province (Ferron et al. 1996). De plus, les régions de l'Ouest québécois auraient des cycles de plus forte amplitude et qui amorceraient un déclin avant ceux de l'Est québécois. C'est ce qu'appuient les travaux de Godbout (1999) sans toutefois pouvoir le confirmer, notamment par manque de suivi en Abitibi-Témiscamingue. La durée exacte du cycle d'abondance du lièvre d'Amérique dans cette région n'a pas encore été documentée. Cependant, les données d'observations issues des carnets d'arpentage ou de s autochtones identifient un cycle qui atteint un maximum tous les sept ans (Vincent 1995). Le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) récolte des données depuis 1998 et ses résultats indiquent que la population de lièvre d'Amérique en Abitibi-Témiscamingue aurait atteint son haut de cycle lors de la saison 2001-2002 (FAPAQ 2003; MRNF 2005). Ces indications nous permettent de considérer que 2012 et 2013 corresponderaient probablement au bas de ce cycle.

1.2.2.2 Exigences de l'habitat

Ses besoins en matière d'abri et de nourriture suivant des variations saisonnières, le lièvre d'Amérique accepte des types d'habitats variés, passant des forêts purement conifériennes aux forêts feuillues. En été, le régime alimentaire du lièvre est constitué d'une très grande variété de plantes herbacées et de feuilles d'arbres et d'arbustes (Murray 2003). Bien qu'il creuse dans la neige pour atteindre des herbacées, lorsque les accumulations de neige au sol dépassent 40 cm (Gilbert 1990), le lièvre se nourrit principalement de ramilles et de bourgeons d'essences ligneuses (brout) et va essentiellement préférer les ramilles d'essences décidues, telles le bouleau jaune, le saule (*Salix sp.*), le peuplier (*Populus sp.*), l'aulne (*Alnus sp.*), l'érable à épis (*Acer spicatum*), l'amélanchier (*Amelanchier sp.*), les viornes, le cornouiller (*Cornus sp.*) et le noisetier (*Corylus cornuta*) (De Bellefeuille et al. 2001a; Ferron et al. 1998; Guay 1994; Wolff 1980). Le sapin et l'épinette, très peu consommés par le lièvre dans différents domaines climatiques ne sont pas considérés comme nourriture adéquate pour celui-ci (Carreker 1985; Guay 1994). À cette période, il doit consommer environ 300 g de

ramilles de moins de 3 mm de diamètre par jour pour sa survie (Grigal and Moody 1980). Le lièvre d'Amérique est un brouteur généraliste dont l'intensité de consommation est étroitement liée à la densité de population. À des densités de pointe, il peut ainsi retirer des quantités importantes de biomasse forestière (Murray 2003).

L'hiver est la saison la plus critique en regard de la disponibilité de nourriture et de couvert pour le lièvre (Guay 1994). Sans couvert pour se protéger, les lièvres sont très affectés par la prédation. On comprend ainsi l'importance d'un bon couvert de protection qui lui offre à la fois une protection visuelle ainsi qu'une obstruction physique contre les attaques des prédateurs (Keith 1990). La densité latérale de la végétation est une des variables les plus significatives qui expliquent la répartition du lièvre d'Amérique (Brugerolle et al. 2004; Ferron et al. 1996). Il a été évalué que pour procurer un abri et une nourriture hivernale adéquate, un peuplement doit présenter une obstruction visuelle du couvert latéral de plus de 40 %, sans quoi il sera évité par le lièvre en hiver. Un habitat ayant un degré supérieur à 85% lui serait cependant optimal (Carreker 1985; Ferron and Ouellet 1992). La densité du couvert vertical est importante dans la sélection de l'habitat puisque la fermeture verticale permet aux lièvres de se protéger des prédateurs aériens (Brugerolle 2003; Ferron et al. 1996; Potvin et al. 2001). 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 2005).

La qualité d'un habitat en termes de disponibilité de brout mais aussi de couvert de protection, est également influencée par la hauteur de la neige. Un jeune peuplement de 2 à 3 m de hauteur qui fournit un bon couvert contre les prédateurs en été pourra en effet devenir inadéquat en hiver parce qu'il est enfoui partiellement ou totalement sous la neige. Le lièvre se déplacera alors vers un peuplement plus âgé où il trouvera un abri dans les branches dépassant de la couche de neige (Ferron et al. 1996). Dans la région du Témiscamingue, d'après les relevés faits à la station météorologique de Belleterre, la couverture neigeuse moyenne entre novembre et avril est de 35.3 cm mais atteint 60 cm de moyenne en février (Environnement Canada 2012). Compte tenu de ces accumulations et de la capacité du lièvre à brouter jusqu'à 60 cm au-dessus du couvert de neige, la hauteur du garde-manger du lièvre

dans cette région peut atteindre près de 2 m, dépendamment de la hauteur de la couverture neigeuse (Lavoie 2004).

Le lièvre recherche ainsi plutôt les couverts de conifères qui lui offrent un meilleur abri que les peuplements feuillus caducs devenant alors beaucoup plus ouverts. Puisqu'il préfère les conifères comme couvert d'abri et les feuillus comme couvert d'alimentation, l'alternance des deux types de peuplement ou la réalisation d'ouvertures créera un habitat très favorable au lièvre (Ferron et al. 1996). De plus, ses besoins en terme de nourriture et de protection mènent souvent à associer le lièvre aux milieux en régénération (De Bellefeuille et al. 2001a; Litvaitis et al. 1985; Smith et al. 1988; Wolff 1980). Le lièvre s'aventure fréquemment dans les milieux ouverts tels que les bordures des routes et des sentiers ainsi que les éclaircies, où abondent les herbacées. Dans le cadre de travaux sylvicoles et de récolte, les chemins de débardage participent par exemple à cette disponibilité en nourriture (Ferron et al. 1996). Toutefois le lièvre se déplace peu et évite de franchir de grandes distances en milieu ouvert. L'amplitude maximale de ses déplacements est de l'ordre de 200 à 400 m (Conroy et al. 1979; Ferron and Ouellet 1992; Ferron et al. 1996). Ainsi, les coupes forestières qui ont comme objectif de maximiser ou de maintenir les populations de lièvres doivent être exécutées de manière à ce qu'un type d'habitat homogène ne dépasse pas 200 m de largeur (Ferron et al. 1996).

1.2.2.3 Utilisation des coupes forestières

Même s'il fréquente les grandes forêts à maturité, c'est dans les forêts jeunes que le lièvre atteint les plus fortes densités, soit environ 20 à 30 ans après une perturbation (Carreker 1985; Guay 1994). La sélection entre les coupes forestières et les forêts intactes par le lièvre dépend à la fois de l'intensité de coupe et de la taille de la population locale. Les conclusions sur l'impact de différentes intensités de coupes forestières pourraient ainsi varier selon la taille de la population locale. Cela suggère que des études d'impacts de perturbation de l'habitat peuvent être très sensibles au moment où l'on réalise les inventaires, surtout dans le cas d'espèces cycliques comme le lièvre (Hodson et al. 2010b).

De par sa biologie, le lièvre d'Amérique est une espèce qui peut avoir un effet significatif sur son milieu si celui-ci est aménagé de façon à trop favoriser ses populations. Sullivan and Sullivan (1988) ont notamment observé dans un peuplement éclairci, que l'intensité des dommages liés au brout de lièvre sur les arbres cultivés coïncidait avec les phases du cycle. En broutant les rameaux et les bourgeons et en rongant l'écorce des jeunes arbres en hiver, les lièvres endommagent les jeunes plants dont les tiges sont affligées de blessures. Ces dégâts ont un effet significatif sur la croissance des arbres et leur survie. Si certaines essences broutées de façon préférentielle par le lièvre sont présentes dans des peuplements après coupes, la régénération se trouve affectée, particulièrement si les densités de lièvres sont importantes (Bergeron and Tardif 1988; Brugerolle 2003; Sullivan and Sullivan 1988). Il a été identifié que certains traitements sylvicoles, notamment les traitements de remise en production de bétulaies jaunes dégradées, comme les coupes par bandes et les coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), favorisent le lièvre à un point tel qu'on pourrait se préoccuper des effets adverses du broutement par le lièvre sur la régénération (Brugerolle et al. 2004).

Les coupes peuvent être considérées comme des habitats ouverts que les lièvres utilisent plus fortement en été lorsque ceux-ci sont associés à un couvert de protection et/ou d'alimentation (Carreker 1985). D'autre part, il est reconnu que les coupes réalisées sur de faibles superficies sont aussi favorables pour le lièvre (Ferron et al. 1994; Ferron and St-Laurent 2005). Des études effectuées en forêts mélangées démontrent que les coupes partielles sont utilisées par le lièvre d'Amérique, bien que la densité de l'espèce y soit moins élevée que dans les forêts non traitées (Fuller et al. 2004; Fuller and Harrison 2005). Le couvert latéral étant le principal paramètre qui influence l'utilisation d'un site par le lièvre, il est probable qu'une importante diminution de cette variable, suite à la coupe, soit à l'origine de l'évitement des coupes partielles par le lièvre à court terme (Bois et al. 2012; Fuller et al. 2004; Rioux 2006; Valois 2005). Le lièvre semble éviter les aires de coupe qui sont au stade fourré, caractérisés par une végétation arborescente de moins de 2 m, une grande densité de framboisiers et la présence de nombreux débris de coupe. De plus, le lièvre préférerait les peuplements résineux dont la structure correspond au stade gaulis et où la régénération

mesure de 2 à 5 m de hauteur parce qu'ils leur procurent un bon couvert de protection à l'année longue et une nourriture abondante en hiver (De Bellefeuille et al. 2001a).

L'éclaircie précommerciale (EPC) en peuplements résineux et mixtes a été identifiée comme ayant des effets fortement négatifs (Ausband and Baty 2005; Griffin and Mills 2007; Homyack 2007) ou pratiquement pas d'effet (Etcheverry et al. 2005; Sullivan et al. 2010) sur les lièvres d'Amérique, et cette variabilité peut être liée au temps écoulé depuis le traitement ou à l'intensité de l'éclaircie appliquée (Sullivan et al. 2010). Généralement, les plus fortes densités sont atteintes dans les peuplements de mi-succession qui ont un couvert végétatif dense dû à la croissance du sous-étage substantiel après coupe, ainsi la période d'apparition de cette hausse d'abondance peut être variable (Ferron et al. 1998; Newbury and Simon 2005; St-Laurent et al. 2008). Il a été constaté qu'après une période d'environ cinq ans, l'habitat redevient propice au lièvre au fur et à mesure que le couvert se referme et que les tiges de feuillus coupées se régénèrent (Blanchette et al. 2003; Godbout et al. 2001). Parizeau (2011) rapporte que les différences de structure de la forêt à la suite d'une EPC sont toujours facilement observables 8 années après la coupe. De Bellefeuille et al. (2001b), quant à eux, soulignaient déjà que dans la sapinière boréale pluviale, il fallait plus de 10 ans pour qu'une aire de coupe régénérée naturellement devienne un habitat convenable pour le lièvre. Dans le cadre d'éclaircies commerciales (EC), le rétablissement de l'utilisation se ferait même entre 14 et 20 ans après le traitement (Bois et al. 2012), un impact similaire à celui des CPRS où le rétablissement des populations se produit entre 13 et 27 ans après la coupe (Jacqmain et al. 2007). Pendant ces périodes d'évitement des coupes, le lièvre se réfugie dans les forêts résiduelles, d'où l'importance de conserver des superficies matures intactes à l'intérieur des parterres de coupe pour maintenir les populations locales (De Bellefeuille et al. 2001b; Ferron et al. 1998; Ferron and St-Laurent 2005; Hodson et al. 2011).

Les coupes de jardinage, qui visent à maintenir la structure équilibrée des forêts anciennes, semblent néanmoins maintenir un meilleur couvert que l'éclaircie commerciale (Hodson et al. 2012). La protection des tiges de petit diamètre dans la couche dense des gaules évite une réduction significative du couvert latéral et la réponse immédiate du lièvre y est moins négative. La coupe de jardinage semble conserver un couvert suffisant pour que les lièvres perçoivent ces traitements comme des vieux peuplements non altérés. Les traitements de

jardinage s'avèrent ainsi être une approche prometteuse pour maintenir un habitat du lièvre typique des forêts boréales anciennes, même à court terme. La préservation du couvert latéral se révèle donc essentiel lors des coupes partielles. Les résultats de Hodson et al. (2012) ont d'ailleurs montrés qu'au cours des 3 années qui suivent la récolte des peuplements les tiges de bouleau blanc avaient la même probabilité d'être broutées par le lièvre dans les peuplements traités par des coupes de jardinage prélevant moins de 50 % des arbres (surface terrière $\geq 15 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) que dans les forêts non coupées.

Hodson (2011) s'est intéressé à l'utilisation des trouées par le lièvre d'Amérique et ses inventaires de régénération ont affirmé que l'importante concentration de brout en essences feuillues dans les trouées crée des parcelles de forte densité de brout hivernal pour le lièvre. Toutefois, les inventaires de pistes réalisés en hiver ont montré que les lièvres sélectionnaient des milieux ayant une fermeture de canopée supérieure à la moyenne et qu'ils ajustaient leurs déplacements afin d'éviter les trouées ou de les traverser plus rapidement. Les lièvres perçoivent un plus grand risque de prédation dans les trouées et sont moins susceptibles de brouter des tiges localisées relativement loin du couvert forestier, vers le centre de la trouée (Hodson et al. 2010a). Les trouées semblaient donc créer un compromis entre nourriture et sécurité. Ils obtenaient tout de même la majorité de leur nourriture hivernale à l'intérieur de celles-ci. L'influence des trouées sur les déplacements et l'approvisionnement du lièvre semble surtout liée aux variations de perception du risque de prédation (Hodson et al. 2011).

Thornton et al. (2012) quant à eux, ont documenté les effets des activités de préparation de terrain telles que des traitements mécaniques, chimiques ou de brûlage dirigé qui visent à favoriser l'ensemencement artificiel ou la régénération naturelle. Leur étude révèle la forte influence négative que les coupes partielles et totales, et les activités de préparation de terrain ont sur le lièvre d'Amérique. Une amélioration était encore une fois présente dans les peuplements régénérés de mi-succession. D'autres études qui ont plus rigoureusement évalué les effets des activités de préparation de terrain ont identifié une diminution initiale du couvert et de la disponibilité en brout pour les mammifères (Boan et al. 2011; Newmaster et al. 2007; Sullivan and Moses 1986), des effets souvent éphémères (Swift and Bell 2011).

1.2.3 La coupe progressive irrégulière

1.2.3.1 Un aménagement en faveur de la régénération

Les coupes partielles constituent un outil privilégié pour réaliser l'aménagement forestier en visant à favoriser l'installation d'une régénération abondante et vigoureuse avant la coupe finale. Parmi les procédés de régénération classiques, la coupe progressive irrégulière (CPI) est certainement la moins connue et la moins utilisée. Pourtant, elle offre un grand potentiel pour atteindre des objectifs tant écologiques que socio-économiques (Raymond et al. 2009). La CPI est un type de coupe très flexible qui permet de s'adapter aux conditions du peuplement. Elle revêt un grand intérêt en aménagement intégré des ressources pour le maintien d'un couvert forestier et peut répondre à certains enjeux de biodiversité. La CPI peut ainsi être utilisée pour limiter l'enfeuillement et favoriser la régénération d'essences tolérantes et semi-tolérantes désirées par le maintien d'un couvert protecteur (Grondin and Cimon 2003). Aussi, selon les variantes la CPI peut contribuer à maintenir des essences en raréfaction et à conserver certains attributs de vieux peuplements (ex. : diversité structurale, arbres de forte dimension, bois mort) contribuant ainsi à l'atteinte des cibles de vieilles forêts (CERFO 2011a; Déry and Leblanc 2005). En effet, alors que ces attributs sont préservés jusqu'à la coupe finale dans certaines variantes, ils sont conservés à long terme en CPI à couvert permanent (Raymond et al. 2013). Malgré l'enthousiasme que peut susciter la CPI, il faut garder à l'esprit que ses effets sont peu connus. Il est donc primordial de mesurer ses effets dans un contexte opérationnel (Raymond et al. 2010).

1.2.3.2 Description de la coupe progressive irrégulière

La coupe progressive irrégulière est un procédé de régénération qui vise à la fois à récolter, à régénérer, à éduquer et à améliorer le peuplement par une série de coupes partielles étalées sur plus de 1/5 de la révolution. La CPI engendre des peuplements dont la structure d'âge est irrégulière, car ceux-ci comprennent généralement de deux à quatre classes d'âge (Ministère des Ressources Naturelles 2013b). Elle s'inscrit dans le régime de la futaie irrégulière, considérée par plusieurs auteurs comme un régime proche de la nature (Bruciamacchie and

De Turckheim 2005) et vise à constituer plusieurs cohortes se superposant ou se juxtaposant selon les modalités du traitement. Contrairement à la coupe de jardinage, certaines variantes de la coupe progressive irrégulière ne visent pas l'obtention d'un rendement soutenu à l'hectare (nombre de m³/ha/an) mais plutôt à l'échelle de l'ensemble des strates d'un secteur donné (Blouin et al. 2007).

Elle consiste à récolter le peuplement avec une série de coupes partielles successives permettant une ouverture graduelle du peuplement, dans le but d'établir, sous le couvert protecteur d'arbres semenciers, une nouvelle cohorte de régénération après chaque coupe (Beaudet and Messier 1997; Raymond et al. 2010). En comparaison avec la coupe progressive régulière (CPR), la période de régénération est allongée, car elle s'étale sur l'équivalent de plus de 20 % de la révolution (Desjardins et al. 2007; van der Kelen and Lessard 2004). La CPI constitue un outil utile en aménagement intégré des ressources. Elle peut être utilisée dans un contexte d'aménagement écosystémique lorsque les objectifs sont de maintenir ou de recréer certaines caractéristiques des peuplements de structure irrégulière et certains attributs des vieilles forêts (Raymond et al. 2009; Raymond et al. 2013).

La CPI se caractérise par une façon de procéder non homogène, qui convient particulièrement bien aux peuplements mélangés (Desjardins et al. 2007; Raymond et al. 2009). La plupart des essences à régénérer ont des besoins assez spécifiques en ce qui a trait au lit de germination et le principal problème de régénération se situe en effet au niveau de leur rareté (Crcha and Trottier 1991). La litière feuillue est un responsable de cette difficulté (Erdmann 1990; Godman and Krefting 1960; Houle and Payette 1990; Jarvis 1957). Une légère scarification du sol en automne, après la chute des feuilles lors d'une bonne année semencière, joue alors un rôle important pour favoriser l'établissement du bouleau jaune (Crcha and Trottier 1991). Lors de la première coupe, la coupe d'ensemencement, une scarification du sol est ainsi préconisée. Le mélange des horizons minéral et organique permet bien souvent de créer un lit de germination adéquat pour le bouleau jaune, en assurant un niveau d'humidité supérieur à celui observé sur la couche organique non perturbée (Gastaldello et al. 2007b; Godman and Krefting 1960). Au moment de la réalisation des opérations de scarifiage, il est cependant essentiel de prévenir les blessures pouvant être causées aux tiges résiduelles, qui constituent la source de semences pour la future régénération (CERFO 2011b). Le scarifiage a également

pour effet de diminuer la quantité de végétation compétitrice préétablie des espèces plus tolérantes à l'ombre comme la viorne à feuille d'aulne (*Viburnum alnifolium* M.) ou l'érable à épis (Beaudet and Messier 1997; Quentin 1994). Lors du marquage des tiges associé à la coupe progressive on doit aussi tenir compte du pourcentage de couvert résiduel (Beaudet and Messier 1997). En effet, un couvert résiduel inférieur à 60 % semble favoriser l'abondance des espèces compétitrices intolérantes à l'ombre (ex : framboisiers, cerisier de Pennsylvanie) alors qu'un couvert résiduel trop élevée pourrait défavoriser le bouleau jaune par rapport aux espèces plus tolérantes et moins désirables commercialement (érable à épis, érable de Pennsylvanie) (Hannah 1991).

D'un point de vue sylvicole, la CPI vise à optimiser la régénération en essences désirées (grâce au scarifiage et au contrôle de la lumière par le maintien d'un couvert résiduel) et la croissance (production de volume) d'essences à au écologies différentes dans les peuplements mixtes. D'un point de vue écologique, la CPI favorise le maintien d'une structure irrégulière ainsi que le maintien ou la restauration des espèces semi-tolérantes (Bédard et al. 2014; Joannis et al. 2011b). De plus, le maintien d'un couvert de jeunes tiges devrait minimiser l'établissement d'espèces non commerciales, intolérantes à l'ombre, et contribuer au maintien des populations de lièvres qui choisissent principalement les habitats leur offrant une bonne protection (Beaudet and Messier 1997).

Les peuplements ciblés par la CPI comprennent donc des essences tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre dont on veut promouvoir la régénération (ex : bouleau jaune, chêne rouge, épinette blanche, cèdre blanc) et dont la régénération préétablie est insuffisante. La CPI peut ainsi contribuer à la restauration des peuplements appauvris par les coupes antérieures dans les peuplements feuillus et mixtes à dominance feuillue (Raymond et al. 2009). Dans les érablières à bouleau jaune et les érablières à chêne rouge appauvries, la CPI permet en effet le maintien de semenciers de ces essences longévives, sur une période prolongée. La régénération par coupes progressives irrégulières s'applique donc bien à ces peuplements traités à longue révolution, dont la production de semences est généralement tardive (van der Kelen and Lessard 2004).

1.2.3.3 Trois principaux patrons de coupe

Cette étude teste la variante de CPI à régénération lente, plus précisément trois patrons de coupe utilisés lors de la coupe d'ensemencement soient: uniformes, par trouées et par bandes (Annexe A). Le choix entre ces différents patrons s'effectue essentiellement à partir de la densité, de la répartition, de la vigueur et des volumes sur pied, ainsi que des objectifs d'aménagement (Joanisse et al. 2011a; Raymond et al. 2013). L'application des coupes dans l'espace et dans le temps diffère selon la variante utilisée.

L'objectif de la coupe progressive irrégulière en plein est de constituer plusieurs cohortes se superposant et se juxtaposant sur toute la superficie d'un peuplement. Plusieurs variantes de CPI en plein peuvent être réalisés selon les objectifs d'aménagement et la nature des peuplements. Parmi eux, notons la CPI à régénération lente ou uni forme dont l'objectif principal est de produire une régénération bi-étagée sous le couvert protecteur en conservant une structure d'âge contenant au moins deux classes. La CPI à couvert permanent développera quant à elle une structure d'âge composée de trois ou quatre classes d'âge sous la protection du couvert des arbres résiduels. Une variante intermédiaire de ces deux dernières s'adapte aux conditions rencontrées sur le terrain sans que le maintien d'un couvert permanent ne soit un objectif, il s'agit de la CPI par groupe ou micro-peuplement (Raymond et al. 2013). L'intervention par CPI en plein demeure souple et s'adapte aux conditions rencontrées: groupes d'arbres plus jeunes à éduquer, présence de taches de régénération à libérer et protéger, essences longévives et à haut potentiel économique à favoriser, récolte des tiges matures et installation de la régénération (CERFO 2011b). La dominance en feuillus (bouleau jaune, érable à sucre) facilite grandement le succès de la coupe progressive irrégulière en plein (Desjardins et al. 2007). Dans les peuplements mixtes, Bélanger et al. (1998) proposent notamment de maintenir une proportion de grands arbres après la coupe finale, ce qui conduit à un peuplement à deux étages où sont maintenues des sources de semences jusqu'à la révolution suivante. Ce régime reproduit les mêmes conditions que celles qui prévalent dans les peuplements forestiers subissant des vagues de mortalité partielles consécutives à des périodes d'épidémies d'insectes qui permettent le développement de nouvelles cohortes, créant ainsi des peuplements étagés comportant des âges multiples.

L'objectif de la coupe progressive irrégulière à régénération lente par trouées est de constituer plusieurs cohortes se juxtaposant horizontalement. La dimension des trouées peut suivre les taches de régénération déjà en place ou être adaptée (0.5 à 2 hauteurs d'arbres) aux exigences en lumière des espèces à introduire ou à promouvoir. Elle serait particulièrement appropriée quand le peuplement naturel présente certains éléments de structure comme des agglomérations ou des regroupements de tiges (ou de régénération) formant des îlots distincts. On reconnaît de plus en plus le rôle joué par les trouées dans la dynamique naturelle de la forêt mixte (Kneeshaw and Prévost 2007). La technique des trouées est utilisée pour créer de nouvelles taches de régénération en essence désirée tout en minimisant la compétition par le contrôle des conditions optimales de lumière et de microclimat (Desjardins et al. 2007). Un prélèvement appliqué sous forme de trouées devrait favoriser le bouleau jaune (Prévost et al. 2010). Tous les diamètres de trouée expérimentés sont favorables à une régénération abondante du bouleau jaune et de l'érable à sucre en dépit de l'abondance du framboisier observée (Bédard and DeBlois 2010). Toutefois, l'écotone créé par les trouées favoriserait l'utilisation de ces coupes par le lièvre et les cervidés ce qui engendrerait un broutement plus élevé, susceptible d'altérer le développement du bouleau jaune et de réduire significativement la proportion de tiges de cette espèce en faveur de l'érable à sucre dans l'avenir (Bédard and DeBlois 2010; Desjardins et al. 2007).

La coupe progressive irrégulière à régénération lente par bandes vise également à constituer des cohortes qui se juxtaposent horizontalement. Cependant, au lieu de créer des ouvertures discontinues dans le couvert entre les sentiers de débardage, des bandes parallèles sont installées (CERFO 2007b). La méthode par bandes ressemble de près à la coupe totale par bandes. Leur orientation doit prendre en compte celle des vents dominants et du soleil. Les forestiers récoltent successivement des bandes et retournent à intervalles réguliers pour couper progressivement d'autres bandes complémentaires. Parmi les coupes par bandes, différents patrons sont possibles et varient en fonction du peuplement sur pied. Elles couvrent ainsi le peuplement en entier en 3 ou 4 interventions (van der Kelen and Lessard 2004). Cette façon de procéder confère des avantages opérationnels en regroupant les déplacements de la machinerie. La préparation des lits de germination est également plus aisée. Les lisières sont préconisées dans des peuplements souvent de moindre qualité avec peu de petites tiges en

croissance et une faible régénération en essences désirées. La coupe progressive irrégulière par lisière permet de maintenir un couvert pour préserver la qualité du paysage, d'assurer un apport suffisant de semences pendant une plus longue période ainsi qu'un accroissement supplémentaire des tiges résiduelles. L'étroitesse de chaque bande permet de limiter l'envahissement des espèces de lumière (Côté et al. 2013). De plus, il a été constaté que la coupe progressive irrégulière en lisière obtenait une meilleure productivité et semble conférer des avantages économiques non négligeables à son application dans certains peuplements, tel que la récolte par arbre entier. Il est donc permis de penser que ce traitement pourrait être une alternative efficace aux autres types de traitements sylvicoles si les objectifs de régénération du bouleau jaune sont atteints (Gauthier et al. 2006).

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail

Ce projet vise à documenter l'effet de trois patrons de coupes progressives irrégulières (uniforme, trouées et lisières) sur l'installation et la survie de la régénération ainsi que leurs effets sur l'utilisation de l'habitat par le petit gibier (lièvre d'Amérique) dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. D'une part, les trois patrons de coupes d'ensemencement ont été comparés afin de vérifier quelle modalité assure la meilleure régénération en bouleau jaune, d'autre part, la comparaison de l'abondance de crottins et de l'intensité de brout pour chaque traitement a permis de documenter l'utilisation de ces sites de régénération par le lièvre. En effet, des études récentes démontrent que les effets à court terme de certains types de coupes partielles en forêt boréale sont néfastes pour le lièvre (Fenton et al. 2008), et que dans le cas des éclaircies commerciales, le temps de rétablissement peut atteindre une quinzaine d'années (Bois et al. 2012). Il est donc particulièrement important de documenter les effets d'autres types de coupes partielles sur le lièvre d'Amérique, particulièrement dans des forêts n'étant pas à dominance résineuse. Afin de répondre à cet objectif, nous avons formulé sept hypothèses de travail.

Premièrement, compte tenu de la nécessité pour le bouleau jaune d'avoir un lit de germination retenant l'humidité pour la germination de ses semences, nous nous attendons à ce que le scarifiage permette une présence plus importante de semis de celui-ci.

Deuxièmement, en raison d'une plus grande disponibilité de lumière dans les ouvertures de la CPI par trouées, nous émettons l'hypothèse que ce traitement sera plus favorable à la croissance de la régénération du bouleau jaune que dans la CPI uniforme et par bandes. Troisièmement, la régénération des espèces compétitrices du bouleau jaune étant favorisée par l'ouverture du couvert, nous nous attendions à ce que la compétition soit plus forte dans les trouées et lisières que dans la CPI en plein. Quatrièmement, la densité de sapin en régénération sera supérieure dans les peuplements sur les stations plus humides, soit ceux du milieu 5 ayant un drainage subhydrique, que dans les peuplements avec un code de milieu 2 ayant un drainage mésique (MRNF 2011).

Le lièvre d'Amérique nécessite un certain couvert protecteur, le couvert résineux étant particulièrement important en période hivernale. Le scénario sylvicole et les patrons de coupe peuvent ainsi modifier l'habitat de cette espèce-clé. L'étude vise donc également à déterminer si les coupes progressives irrégulières sont un habitat propice au lièvre. Trois hypothèses ont été émises. La préparation de terrain utilisée pour favoriser la régénération en essences désirées, pourrait, à court terme, réduire le couvert protecteur pour le lièvre. Nous envisageons ainsi que le couvert latéral moyen et le couvert vertical des peuplements traités avec le patron uniforme seraient supérieurs à ceux des autres patrons de CPI. Par conséquent, les indices de présence de lièvre d'Amérique y seraient plus nombreux (fèces et tiges broutées) que dans les autres types de CPI. Enfin, la pression de brout dans les ouvertures (trouées et lisières) serait plus faible en leur centre, en raison du plus grand éloignement de la bordure offrant un couvert de protection.

CHAPITRE II

SHORT-TERM EFFECTS OF IRREGULAR SHELTERWOOD CUTTING ON YELLOW BIRCH REGENERATION AND HABITAT USE BY SNOWSHOE HARE

Short-term effects of irregular shelterwood cutting on yellow birch regeneration and habitat use by snowshoe hare.

Pauline Suffice ^{1,2,3}, Gilles Joannis ³, Louis Imbeau ^{1,2}, Marc J. Mazerolle ^{1,2}, and Guy Lessard ³

1. *Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable, Institut de recherche sur les Forêts*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X5E4.
2. *Centre d'étude de la forêt*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X5E4.
3. *Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte Foy Inc.*, 2424 Ch Ste Foy, Ste-Foy, QC, Canada, G1V 1T2

Pauline Suffice (corresponding author)

Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable

Institut de recherche sur les Forêts

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

445, boul. de l'Université

Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4

Canada

Phone number: (819) 860-3346

E-mail: pauline.suffice@uqat.ca

2.1 Abstract

Irregular shelterwood cutting is recommended to improve the regeneration of semi-tolerant species such as yellow birch (*Betula alleghaniensis* B.), while also maintaining the complexity of natural mixed forests. However, its effects on forest dynamics are poorly known. In this study, we document the short-term effects of three irregular shelterwood cutting patterns on the establishment and composition of regeneration as well as on its use by snowshoe hare (*Lepus americanus* E.). Specifically, we compared on uniform, gap, and strip cutting patterns with soil preparation relative to an uncut control. We counted seedlings, browse, and hare pellets, and measured habitat characteristics after two growing seasons in micro-plots delimited in each of the shelterwood cutting patterns. The mixture of soil and humus resulting from scarification promoted yellow birch establishment. Yellow birch seedlings in gaps were more abundant than in controls, but their abundance was comparable to other irregular shelterwood patterns. All irregular shelterwood patterns promoted competition mainly by pin cherry, beaked hazel and mountain maple. Snowshoe hare browse on yellow birch was low for all irregular shelterwood patterns. Moose browse pressure was higher than that from hare. We found no short-term impact of the snowshoe hare on yellow birch seedling establishment and survival. Snowshoe hare pellet counts suggested a preference for gaps. This result could be explained by increased food and protective cover from higher seedling and shrub densities in gaps than in other treatments. In the short-term, irregular shelterwood cutting helps to promote yellow birch regeneration, a semi-tolerant species, while maintaining habitat for snowshoe hare.

2.2 Résumé

La coupe progressive irrégulière est prescrite pour promouvoir la régénération des espèces semi-tolérantes dont le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* B.), tout en préservant la complexité et la diversité des forêts mixtes naturelles. Ses effets sur la dynamique forestière demeurent toutefois peu connus. Cette étude vise à documenter les effets à court terme de trois patrons de coupes progressives irrégulières (uniforme, par trouées et par bandes) suivi d'une préparation terrain, par rapport à des témoins non coupés sur l'installation et la composition de la régénération et son utilisation par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus* E.). Pour ce faire, les semis, les marques de brouit, les crottins de lièvre et les caractéristiques d'habitat ont été mesurés dans un total de 212 microplacettes deux saisons après coupe dans les trois patrons de coupe progressive irrégulière. Le scarifiage a permis un mélange de l'humus et du sol minéral favorisant l'établissement du bouleau jaune. Les semis de bouleau jaune dans les trouées étaient plus abondants que dans les témoins, mais leur abondance était comparable aux autres coupes progressives irrégulières. Les espèces concurrentes, comme le cerisier de Pennsylvanie, le noisetier et l'érable à épis étaient abondantes dans tous les traitements. Le faible niveau de brouit sur le bouleau jaune indique un très faible impact sur son établissement à court terme. Les semis des autres espèces étaient brouités par le lièvre mais davantage par l'orignal. La présence des crottins suggérait une occupation préférentielle des trouées par le lièvre. Une meilleure régénération des arbres et arbustes lui offrait de la nourriture et un couvert protecteur. À court terme, les coupes progressives irrégulières permettent de promouvoir la régénération du bouleau jaune, une espèce semi-tolérante, tout en maintenant l'habitat pour le lièvre d'Amérique.

2.3 Introduction

The irregular shelterwood system can maintain or restore irregular stand structures (Raymond et al., 2009). This silvicultural practice is increasingly being used in public land management planning in northeastern North America for forest stands that are affected by partial stand mortality and subject to gap dynamic processes (Raymond et al., 2009). The irregular shelterwood system is compatible with ecosystem-based management. Indeed, irregular stands are an integral part of deciduous and mixed forest landscapes (Boucher et al., 2009). Specifically, irregular shelterwood cutting aims to harvest, regenerate, educate and improve stands through a series of partial cuts. Irregular shelterwood cutting also aims to ensure that different regeneration patterns are established across stands. This technique is well suited to mixed stands. Successive partial cuts gradually open the stand canopy with a regeneration period that is greater than 20 % of the rotation length. The target is to establish a new regeneration cohort after each cut, under the protective cover of seed trees (Raymond et al., 2009; Raymond et al., 2013). Thus, irregular shelterwood practices are recommended to help maintain natural forest complexity and its associated diversity. In northeastern deciduous forests, this management practice could alleviate the lack of regeneration for several mid-tolerant species such as yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britten) and maintain old-growth structural attributes (Majcen, 2003; Raymond et al., 2009; Nappi and Poulin, 2013). However, this type of intervention is recent and its effects on forest dynamics are poorly understood.

In mixed forest, yellow birch regeneration is strongly associated with gap dynamics (Kneeshaw and Prévost, 2007; Webster and Jensen, 2007). Silvicultural practices do not always provide suitable conditions for seedlings, in terms of their establishment and survival, comparable to those found in natural gaps (Woods, 2000; Gronewold et al., 2010; Bolton and D'Amato, 2011). The dwindling numbers of yellow birch in managed landscapes has been described as a biodiversity issue that is related to the vegetational composition of hardwood stands (e.g., Grondin and Cimon, 2003). The success of yellow birch regeneration is generally related to the presence of adequate seedbeds (humus-mineral soil mixtures), canopy openings of sufficient size and number, the availability of seeds that are evenly distributed

throughout a stand, and the limited presence of understory vegetation (Erdmann, 1990; Raymond et al., 2012). The availability of seeds depends on yellow birch mast years, which occur every 3 years, on average (Erdmann, 1990). Irregular shelterwood cuts that are followed by mechanical soil disturbance could favour yellow birch regeneration, especially if these treatments are synchronized with mast years (Prévost et al., 2010).

Due to its high palatability, yellow birch is an important dietary component of mammalian herbivores such as white-tail deer (*Odocoileus virginianus*), moose (*Alces alces*), and snowshoe hare (*Lepus americanus*) (Wang, 1968; Hughes and Fahey, 1991; Bouffard et al., 2007). Snowshoe hare is prized by hunters and snaring proponents, but is also considered a key species in forest ecosystem food webs (Boutin et al., 1995; Krebs et al., 1995). Its abundance influences population densities of most predators, including many furbearing mammals such as Canada lynx (*Lynx canadensis*), fisher (*Martes pennanti*) and American marten (*M. americana*) (Keith, 1990; Etcheverry et al., 2005). The winter diet of hares consists mainly of twigs and buds of woody species. Hares prefer the twigs of deciduous species such as yellow birch, when they are available (Smith et al., 1988; Keith, 1990). Hares focus on small diameter stems (< 3 mm), which have higher nutritional value than stems with larger diameters (Wolff, 1980). As a ubiquitous herbivore, the snowshoe hare has a considerable effect on the vegetation composing its diet (Smith et al., 1988; Murray, 2003; Bouffard et al., 2007). Indeed, observed browsing intensities on twigs are closely related to hare population density estimates. At peak densities, hare can remove large quantities of forest biomass (Murray, 2003). Consequently, management practices promoting large hare populations may considerably reduce the regeneration success of highly palatable species, such as yellow birch, because of the adverse effects of browsing.

Winter is the most critical season for hare survival because of reduced food availability and cover. High cover is required for visual protection and physical obstruction against attacks by both terrestrial and avian predators (Litvaitis et al., 1985; Keith, 1990). Coniferous species such as balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Miller) can contribute to this protection. However, a closed canopy reduces regeneration density and diversity. Thus, a very dense vertical cover could decrease hare habitat use (Fuller and Harrison, 2005).

Increasing light levels following cutting also facilitates the establishment of aggressive competitors of yellow birch seedlings. In fact, yellow birch regeneration can be impeded by non-commercial species such as raspberry (*Rubus* sp.) and pin cherry (*Prunus pensylvanica* L.), beaked hazel (*Corylus cornuta* Marshall) and mountain maple (*Acer spicatum* Lamarck), and commercial species that benefit from the creation of canopy openings, such as red maple (*Acer rubrum* L.) and sugar maple (*A. saccharum* Marshall) (Malenfant, 2009). However, young stems of any species that are established before and after cutting could help maintain populations of hares mainly by providing habitats with appropriate cover levels for protection and food availability.

In this study, we document the short-term effects of three cutting patterns of irregular shelterwood (uniform, strips, and gaps) on 1) the establishment and composition of yellow birch regeneration and its competitors, and 2) the use of this new habitat by snowshoe hares. Based on the response of yellow birch to natural gaps, we expected that its regeneration in gap patterns would be greater than in other treatments, although competition would also be greater in these newly created gaps. We also expected that hares use the uniform irregular shelterwood cuts more than strip and gap patterns, and consequently, that browsing pressure would be highest in the irregular shelterwood cuts. Moreover, we expected that hare habitat use, based on pellet counts and browsing inventories, would be lowest in the centre of the openings of strips and gaps, away from the edges that provide protective cover.

2.4 Methods

2.4.1 Study area and experimental design

The study was conducted in the Témiscamingue administrative region of northwestern Québec (Canada), within the sugar maple-yellow birch bioclimatic sub-domain (MRNFP, 2003a). The experimental site, which is 70 km east of the town of Temiscaming, is approximately 215 ha in area and located near Petit Lac Caugnawana (46°36' N, 78°26' W). Irregular shelterwood treatments were carried out in winter 2009-2010 in stands that were mostly composed of yellow birch, sugar maple, and red maple. An example of spatial

distribution of cutting patterns is presented in appendix (Annexe B). A total of 27 ha have been treated by uniform irregular shelterwood cutting, 88 ha by strip cutting, and 38 ha by expanded gap cutting. A total of 62 ha was used as an untreated control. The application of uniform and strip irregular shelterwood cutting was an adaptation of the slow regeneration shelterwood treatment (Raymond et al., 2013).

For uniform irregular shelterwood cutting, each stand was spatially heterogeneous and comprised of different smaller units (microstands) that were classified into one of three categories. Each category was subjected to specific silvicultural prescriptions determined according to the unit characteristics (Lussier and Meek, 2014). When a unit was not well regenerated and trees were of large dbh (diameter at breast height, 1.3 m; > 34 cm), the unit was considered as requiring regeneration establishment. Trees were subsequently marked to obtain a residual forest cover between 50 and 60 %, consisting of the desired trees, mainly yellow birch, sugar maple, red maple and white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss), together with companion trees, such as balsam fir. If a microstand was composed mainly of small trees (18 to 32 cm dbh), stand units were thinned to obtain a residual cover of 60 to 70 %, to promote future growth. In cases where the desired regeneration was already abundant, regeneration was released by cutting all mature trees. Thus, within a given stand, there could be portions where regeneration was promoted, released, or left to grow. In our study area, 8 % of uniform irregular shelterwood stands were well regenerated, 27 % were left to grow, and 65 % were treated to promote the establishment of regeneration (Joanisse et al., 2011). After tree marking, all unmarked trees with dbh greater than 24 cm were harvested.

Strips of irregular shelterwood consisted of sequences of three 10-m wide strips, oriented east to west and harvested in multiple passes. The first strip of each sequence was clear-cut while adjacent strips remained intact. Harvested strips accounted for 33 % of the strips of irregular shelterwood stands when our study was conducted. Expanded gaps consisted in creating 4 gaps per hectare, each having an average size of 400 m² from stem to stem. Gaps were positioned about 50 m apart and separated by permanent trails. All trees in gaps and permanent trails were harvested, while portions outside of gaps and trails remained intact. The canopy openings that resulted from these cuts had an average area of 260 m² (range 86 to

432 m²). Gaps accounted for 16 % of expanded gap irregular shelterwood stands, whereas permanent trails accounted for 14 % of stand.

Site preparation by scarification was performed in summer 2010 with an excavator, which mixed the organic layer with the uppermost 5 cm of mineral soil. For uniform irregular shelterwoods, site preparation was conducted where the excavator could reach without damaging residual trees. In other irregular shelterwood treatments, site preparation was done in harvested strips and gaps. Strips and expanded gap irregular shelterwood treatments were conducted in stands with two types of soil drainage: mesic and subhydryc. In the subhydryc drainage stands, the softwood understory cover is usually more important than in the mesic drainage stands. We expected that areas with a subhydryc drainage could provide a better habitat for hares, which in turn could affect their browsing pressure.

Using areal photographs, we selected three replicates for each irregular shelterwood treatment and control plots, based on similar characteristics in terms of cover type, age class of the initial stand, as well as slope and drainage classes. Regeneration inventories for yellow birch and other competitive stems were conducted in autumn 2011, i.e., two growing seasons after cutting. Three clusters of regeneration micro-plots were established in each stand. Clusters were distributed with a minimum distance of 75 m between them within each stand. Individual clusters were composed of micro-plots that were spaced at 5 m intervals. Clusters in the uniform irregular shelterwood, controls, and strips were arranged along 60 m transects, for a total of 10 micro-plots per cluster. Given the smaller size of gaps, we used a different micro-plot arrangement in the latter treatment with a total of 5 micro-plots per cluster. The first micro-plot was placed in the gap centre and others were spaced 5 m from the centre along the four cardinal points. Overall, 212 micro-plots were nested in 71 clusters that were spread over 36 experimental units, which were characterized by a combination of treatment and stand.

2.4.2 Regeneration and browsing

Regeneration sampling was conducted at the end of the second growing season after harvesting. Micro-plots had a 1.13 m radius, which corresponded to an area of 4 m² or

1/2500 ha (MRNF, 2011). We sampled three micro-plots per cluster. Specifically, we sampled micro-plots in the north, middle, and south sides of the gaps; the first, the third, and the fifth plots were sampled in controls and uniform irregular shelterwoods; and in strips, the first, the third, and the fifth plots were sampled for half of the clusters and, for the other half, we sampled the sixth, the eighth, and the tenth to obtain the same sampling effort on the southern as well on the northern side of strips (Annexe C). All commercial and non-commercial species were recorded, including yellow birch, sugar maple, red maple, mountain maple, balsam fir, pin cherry, and beaked hazel. We considered two seedling height classes for yellow birch, viz., seedlings < 25 cm and those > 25 cm in height, to compare effects on the establishment and development of yellow birch regeneration. Commercial seedlings that were smaller than 25 cm in height were inventoried by the following abundance classes: absent; 1 to 5 stems; 6 to 15 stems; and more than 15 stems. Seedlings over 25 cm in height were counted for commercial and non-commercial species, except for raspberry, for which only its presence was noted. Presence of browsing by cervids (chewed and broken twigs) or hare (sharp cuts) was also noted on the seedlings. The count was exclusive and we only noted the dominant browse type on each seedling.

We conducted timber inventories to characterize initial basal area (m^2/ha) among treatments before harvesting, together with residual basal area for seed trees of each species after treatment. We used plots with a fixed 11.28 m radius or with a variable radius employing a factor 2 prism. All tree species with a minimum of 10 cm dbh were recorded. For each micro-plot, seedbed and light environments were also characterized. We created three soil disturbance classes based on the micro-plot area that was covered by disturbed soil: none; < 75%; $\geq$ 75%. The type of disturbed ground was also noted as being dominated by humus (> 50% humus cover), equal coverage of humus and mineral soil, or dominated by mineral soil (> 50 mineral soil cover). For light availability, canopy closure was assessed with a homemade densiometer similar in construction to a Cajanus tube (Ganey and Block, 1994). This instrument consists of a vertical tube, which has a built-in bubble level, an internal mirror that is placed at 45 degrees, and two strings that form a crosshair in the upper opening. We noted if vegetation crossed the intersection of the two strings as observed through the opening in the densiometer. We assessed canopy closure, starting 2 m before the centre of the

first micro-plot to 2 m past the last micro-plot, taking measurements every 2 m along the transect, for a total of 31 observation points per cluster. In gaps, canopy closure was recorded above the centre of each of the 5 micro-plots, for a total of 5 observation points per cluster. The ratio of the number of intersections divided by the number of canopy closure measurements gave us an average canopy closure per cluster.

2.4.3 Habitat use by snowshoe hare

Wildlife habitat was characterized by vertical and lateral winter cover estimates, and by available browse (food) at each micro-plot. Lateral winter cover was evaluated at the end of winter, after snowmelt and before the vegetation greened up. Because snowshoe hare can reach twigs that are about 60 cm above the ground surface or above the snow surface (Keith et al., 1984), lateral winter cover was measured up to a height of 2 m to account for the accumulated winter snow pack. We estimated lateral cover with a vegetation profile board consisting of a 30 cm-wide panel, which was divided into four sections of 50 cm in height with different bright colours (Nudds, 1977). We assigned a 25 % class to each section of the profile board. Vegetation cover was estimated at a 15 m distance along the four cardinal directions in each of the three micro-plots that were sampled in each cluster. We calculated the average percentage cover per micro-plot (four cardinal directions) (Ferron et al., 1996). Vertical winter cover (trees > 4 m in height) was based on the presence or absence of vegetation that had been assessed with the densiometer. We conducted these vertical measurements at the end of winter. We measured vertical cover on the same transects that were used for lateral winter cover, from the centre of each micro-plot to the four cardinal directions in 3 m increments to a distance of 15 m. Vertical winter cover was expressed as a percentage of cover occurrences for a total of 21 observation points (Bertrand and Potvin, 2003). Snowshoe hare feed on small twigs (< 5 mm diameter) of woody shrubs and trees in winter (Pease et al., 1979). Therefore, we estimated food availability using the regeneration surveys that were previously described for the number of young seedlings > 25 cm in height per hectare for each plant species (Bissonnette et al., 1997).

We used pellet counts to assess snowshoe hare occupancy at the experimental sites two and three years after cutting (Litvaitis et al., 1985). Hare pellets persist for several months on the ground and are easily identified by their spherical shape and size (~ 1 cm diameter). Pellets were counted in the same three permanent micro-plots as those that were used in the regeneration survey, but within a circle of 1 m radius (3.14 m^2). We used a circular plot to reduce the error associated with rectangular plots when populations are low (Murray et al., 2005), because we expected populations would be in the low phase of the hare cycle in our study (Assels et al., 2007). These micro-plots were previously cleared in the autumn (2011 and 2012) to ensure that only pellets produced during the previous winter were counted. Based on the results of Bois et al. (2012), we assumed that the detection probability of pellets varies little from one habitat to another and that pellet counts provide information on fine-scale habitat use by hares.

2.4.4 Statistical analyses

All statistical analyses were performed in R (V.3.0.2; R Development Core Team, 2013-09-25) and incorporated the hierarchical spatial structure of our data with random effects (Gelman and Hill, 2007).

2.4.4.1 Regeneration

We used linear mixed-effects models to compare total basal area between treatments before harvesting and yellow birch residual basal area after treatment. Treatment was considered as a fixed factor. Stand identity, i.e., the name that designated each treatment replicate, was considered as a random effect. Due to heteroskedasticity among treatments, we explicitly modelled the variance by allowing it to vary with treatment (heteroskedastic variance model; Pinheiro and Bates, 2000).

To determine which parameters best explained the presence of yellow birch regeneration less than 25 cm height on our micro-plots, we used generalized linear mixed models (GLMM) with a binomial distribution for binary responses (package *lme4* version 1.0-5; Bates et al.,

2013). We included a random effect of stand and cluster-within-stand to reflect the hierarchical structure of the data. We used GLMM with a Poisson distribution to model the abundance of seedlings over 25 cm in height. Based on a priori knowledge, we developed six candidate models that could explain this variation (Table 2.1). We ranked these models, based on the second-order Akaike information criterion (AICc) and Akaike weights (w_i), using the *AICcmodavg* package (Burnham & Anderson, 2002, Mazerolle, 2013). The models considered the following habitat parameters and their combinations: residual basal area of yellow birch, which reflected the potential presence of seeds (Seed); canopy closure (Cover); the level of soil disturbance (Dist); and the nature of the dominant soil (Soil). We included a null model, which only contained a constant as an explanatory variable but with the same random effect structure as the other models. We used multimodel inference to compute model-averaged parameter estimates and their unconditional standard errors (Mazerolle, 2013).

Because the treatment was correlated with the level of soil disturbance (all controls had no disturbance), we analyzed the difference between treatments with an individual GLMM. We based our conclusions on 95 % confidence intervals around the estimates. For a given estimate, a 95 % confidence interval excluding 0 indicated that the estimate differed from 0. We suspected that gaps would be the most favourable sites for regeneration establishment and this treatment was considered as the reference category. No seedling less than 25 cm in height occurred in controls. This problem precluded the convergence of our models. To overcome this problem, we excluded controls from the analysis for seedlings of this height class. The effect of drainage types on the presence and abundance of yellow birch seedlings was evaluated for micro-plots of strips, gaps and controls (only one drainage type in uniform irregular shelterwood) using a GLMM that included the drainage category as an explanatory variable. A similar analysis was performed in the openings of strip and gap cutting patterns to compare the densities of regeneration over 25 cm in height, according to the distance between the micro-plot centres and the edge.

The same analyses were applied to investigate the effect of treatments and explanatory variables on the abundance of other seedling species that compete with yellow birch (except raspberry, which was treated as presence data only). However, the model “Seed” was limited

to tree species only. We applied an independent mixed-effects model to compare the abundance of seedlings among species in each treatment. Yellow birch was considered as the reference category to compare its abundance with that of other species.

2.4.4.2 Habitat use by the snowshoe hare

We used linear mixed models to explain the variation in lateral and vertical winter cover among treatments. Treatment was considered as a fixed factor, whereas stand and cluster within stand were treated as random effects. Due to problems of heterogeneous variances, we modelled the effect of the treatment on the variance with an additional component of the mixed model allowing for heteroskedasticity (Pinheiro and Bates, 2000). We expected that the uniform irregular shelterwood treatment would provide better habitat for snowshoe hare than the other treatments. Thus we used this treatment as the reference level in the hare analyses. We performed GLMM with a Poisson distribution to quantify the effect of treatment on the number of regenerated stems that were available as food. We assessed differences between treatments based on 95 % confidence intervals.

To determine which parameters best explained the number of snowshoe hare pellets that were found in the micro-plots, we used a GLMM with a Poisson distribution for count data. We developed thirteen candidate models potentially explaining the variation in counts of snowshoe hare pellets (Table 2.2). These models considered the following habitat parameters and their combinations as fixed effects: lateral winter cover (LWC); vertical winter cover (VWC); total available regenerated stems (Food); number of available seedlings of yellow birch (nYB), sugar maple (nSM), red maple (nRM), mountain maple (MM), balsam fir (nBF), pin cherry (nCP), and beaked hazel (nBH); and the presence of raspberry seedlings (pRB). The number of seedlings that were available was reduced to the scale of the pellet inventory micro-plot by multiplying the data by a factor of 0.785. We used GLMM to evaluate the effect of a further growth season (2 vs 3 years after treatment) on the abundance of snowshoe hare pellets among treatments. Models were ranked using the second-order Akaike information criterion (AICc).

We analyzed the number of seedlings over 25 cm in height that had hare browse marks for every species using the same models as those used for the pellet counts. Linear mixed models were used to compare the variation in the proportion of browsed seedlings between wildlife species (snowshoe hare and cervids), treatments, and wildlife species by treatment. Here again, we explicitly modelled the heterogeneity of variances among treatments by including an additional component in the linear mixed model. The potential effect of drainage was evaluated on the proportion of seedlings that were browsed by hare and the hare pellets in a manner similar to the one that was used for the presence of yellow birch seedlings. In strips and gaps, we used a GLMM that included the distance between the micro-plot centre and the nearest edge as an explanatory variable both for hare browsed seedling proportions and for pellets.

Table 2.1 Candidate generalized linear mixed models explaining the presence and abundance of yellow birch (*Betula alleghaniensis*) seedlings during the autumn of 2011 in 27 irregular shelterwood stands and 11 control stands in Témiscamingue, Québec. Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).

Models	Hypotheses on factors affecting yellow birch regeneration
Null	Intercept only, for comparison with other models
Seed	Residual seed trees of yellow birch (seed availability)
Cover	Canopy closure (light availability)
Dist	Soil disturbance intensity (seedbed quality)
Soil	Nature of the dominant soil (seedbed quality)
Cover + Seed + Dist	Additive effects of closure, seed trees, and disturbance intensity
Cover + Seed + Soil	Additive effects of closure, seed trees, and nature of disturbance

Table 2.2 Candidate mixed models explaining the abundance of snowshoe hare (*Lepus americanus*) pellets and browse during the winter of 2011-2012 in 27 irregular shelterwood stands and 11 control stands in Témiscamingue, Quebec. Explanatory variables include lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), total available regenerated stems (Food), number of available seedlings of yellow birch (nYB), sugar maple (nSM), red maple (nRM), mountain maple (MM), balsam fir (nBF), pin cherry (nCP) and beaked hazel (nBH), and presence of raspberry seedlings (pRB).

Models	Hypotheses on factors affecting snowshoe hare presence
LWC	Protection by lateral cover obstruction
VWC	Protection by vertical cover obstruction
LWC + VWC	Habitat structure
Food	Food available
LWC + VWC + Food	Habitat structure + Food available
LWC + VWC + nYB	Habitat structure + number of yellow birch seedlings
LWC + VWC + nSM	Habitat structure + number of sugar maple seedlings
LWC + VWC + nRM	Habitat structure + number of red maple seedlings
LWC + VWC + nMM	Habitat structure + number of mountain maple seedlings
LWC + VWC + nBF	Habitat structure + number of balsam fir seedlings
LWC + VWC + nCP	Habitat structure + number of pin cherry seedlings
LWC + VWC + nBH	Habitat structure + number of beaked hazel seedlings
LWC + VWC + pRB	Habitat structure + presence of raspberry seedlings

2.5 Results

We analyzed data from 212 micro-plots: 30 in uniform irregular shelterwood; 62 in strips; 60 in gaps; and 60 in controls. Mean initial stand basal area did not differ among treatments ($p = 0.727$), ranging between 20 to 23 m²/ha. On average, basal area consisted of 34 % of yellow birch, 18 % of sugar maple, 7 % of red maple, 17 % of balsam fir, 18 % of other softwood species, and 6 % of other hardwood species. Mean residual basal area of seed trees was 7.9 m²/ha (range 0 - 20) for yellow birch, 3.7 m²/ha (range 0 - 11.4) for sugar maple, 1.6 m²/ha (range 0 - 6.7) for red maple, and 3.2 m²/ha (range 0 - 14) for balsam fir. The mean residual basal area of yellow birch was similar among treatments ($P = 0.386$). Canopy closure averaged 39 % (range 0 - 93 %) across clusters. All micro-plots in strips and gaps were scarified. Since machinery avoided unharvested areas and regenerating islets, only half of the uniform irregular shelterwood micro-plots were scarified. Only 6 % of all micro-plots had experienced less than 75 % soil disturbance, whereas 57 % had more than 75 %. The remaining micro-plots had soil with a dominance of undisturbed humus. Only a single micro-plot with less than 75 % soil disturbance was dominated by mineral soil, while 11 micro-plots had a humus-mineral mixture. Eleven micro-plots with more than 75 % soil disturbance were dominated by mineral soil and 110 had a humus-mineral mixture. The average distance between the furthest micro-plots and the edge was 5.25 m (3.7 to 7.9 m) in strips and 8.6 m (7.3 to 10.8 m) in gaps.

2.5.1 Regeneration

2.5.1.1 Occurrence of yellow birch seedlings lower than 25 cm in height

Yellow birch seedlings lower than 25 cm in height were present on 43 % of uniform irregular shelterwood micro-plots, 84 % of the strip micro-plots, and 78 % of the gap micro-plots, but were absent in control micro-plots (Figure. 2.1). The probability of yellow birch seedling presence was higher in gaps (Beta: 3.93; 95 % CI: 0.6, 7.26) and strips (4.03; 0.84, 7.22) than in uniform irregular shelterwood. The occurrence of yellow birch seedlings did not differ between strips and gaps (0.10; -2.78, 2.98). We found no significant difference in yellow

birch presence between the mesic and subhydryc environments in strips and gaps (1.07; -5.71, 7.85). Two models explaining yellow birch regeneration had the greatest support, with $\Delta AICc < 2$, and could be considered equally plausible. Their combined Akaike weight is 0.96 (Table 2.3). These models considered an effect of yellow birch residual basal area (seed availability), degree of canopy closure (light availability), intensity of soil disturbance, and soil composition (seedbed availability) on the presence of yellow birch seedlings. As expected, soil disturbance promoted the presence of yellow birch seedlings and was higher when the disturbed area was greater than 75 % (Dist, Table 2.4) (Figure 2.2). The dominance of a humus-mineral mixture was also more favourable to the occurrence of yellow birch seedlings than soil that was dominated by humus (Dom, Table 2.4) (Figure 2.3). Furthermore, the presence of yellow birch seedlings decreased with increasing canopy closure (Cover, Table 2.4) (Figure 2.4).

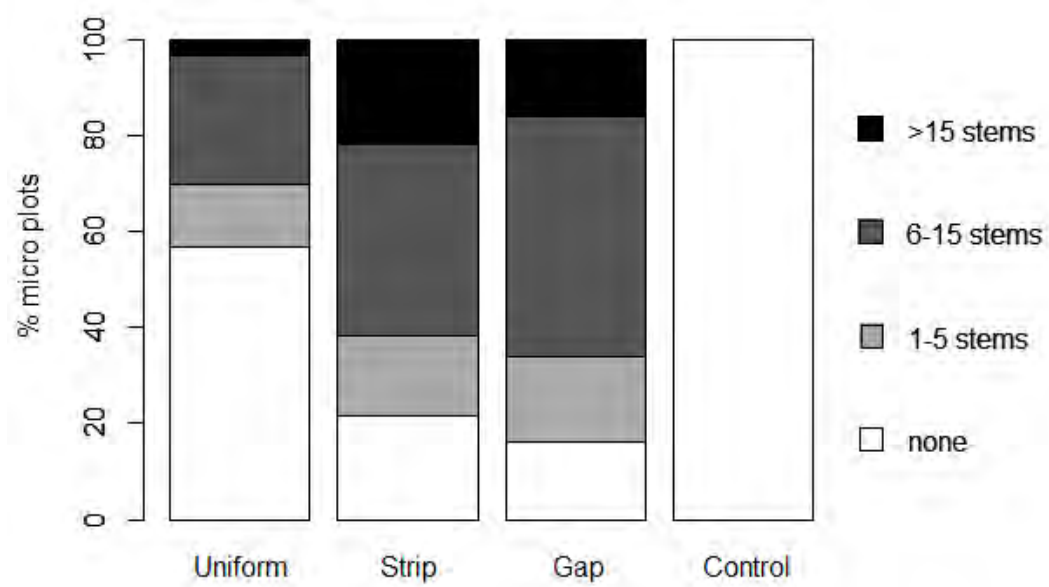


Figure 2.1 Proportion of micro-plots within each treatment containing increasing numbers of yellow birch seedlings under 25 cm in height

Table 2.3 Top four GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model (ΔAICc), together with their Akaike weights (ω_i) and the number of estimated parameters (K), on the presence of yellow birch seedlings under 25 cm in height in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).

Models	K	AICc	ΔAICc	ω_i
Cover + Seed + Soil	7	146.56	0.00	0.48
Cover + Seed + Dist	7	146.57	0.01	0.48
Cover	4	151.82	5.26	0.03
Dist	5	155.49	8.93	0.01

Table 2.4 Model-averaged parameter estimates for the presence of yellow birch seedling under 25 cm in height in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. A 95 % unconditional confidence interval excluding 0 indicates that the variable has an effect on a parameter (in boldface type). Explanatory variables are residual basal area of yellow birch (Seed), canopy closure (Cover), the level of soil disturbance (Dist), and the nature of the dominant soil (Soil).

Parameter	Estimate	SE	Lower 95 % CI	Upper 95 % CI
Seed	0.2	0.24	-0.26	0.66
Cover	-9.1	3.06	-15.1	-3.1
Dist (reference = none)				
Under 75% (<75)	3.27	1.55	0.23	6.31
Over 75% (>75)	4.49	1.55	1.45	7.52
Soil (reference = humus)				
Humus-Mineral	3.87	1.33	1.27	6.48
Mineral	2.62	2.15	-1.6	6.84

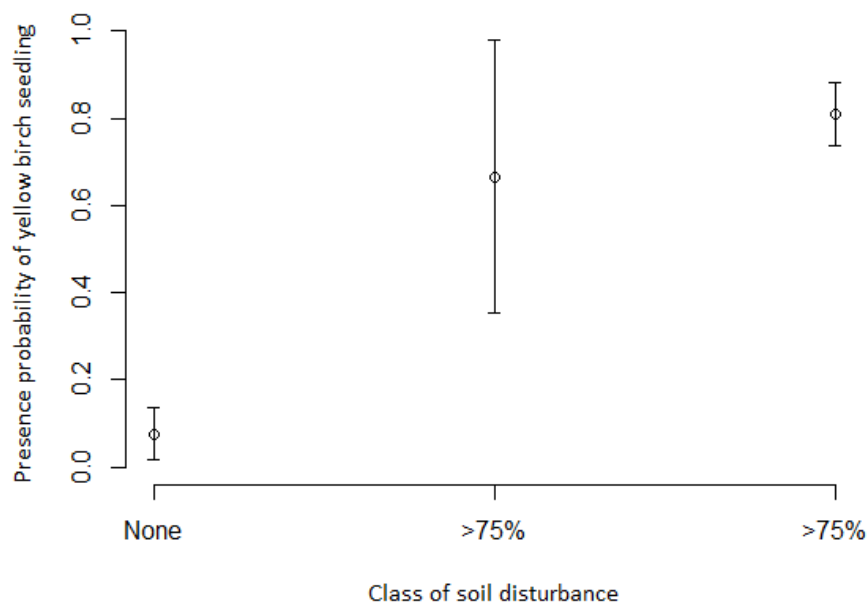


Figure 2.2 Model-averaged probability of presence for yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon the intensity of soil disturbance. Error bars represent 95 % confidence intervals.

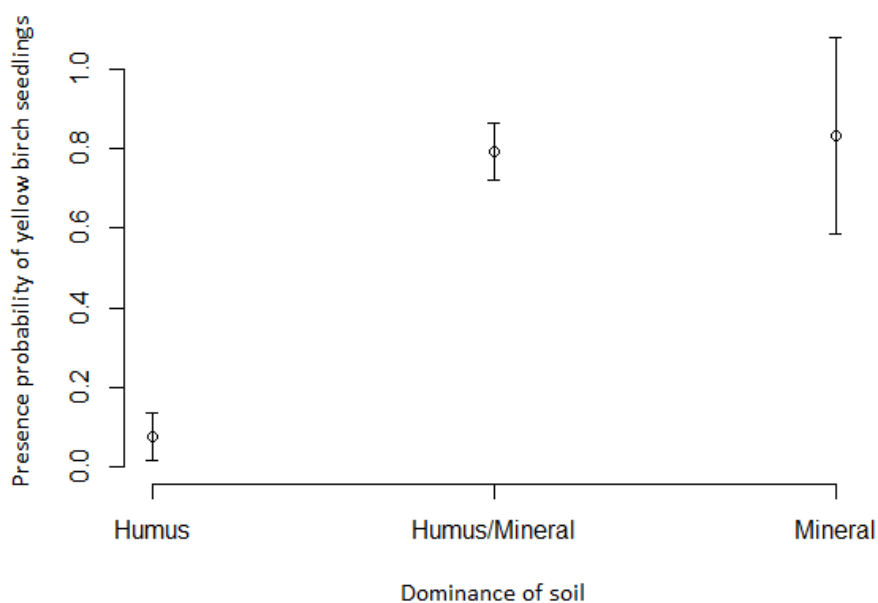


Figure 2.3 Model-averaged probability of presence for yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon soil dominance composition. Error bars represent 95 % confidence intervals.

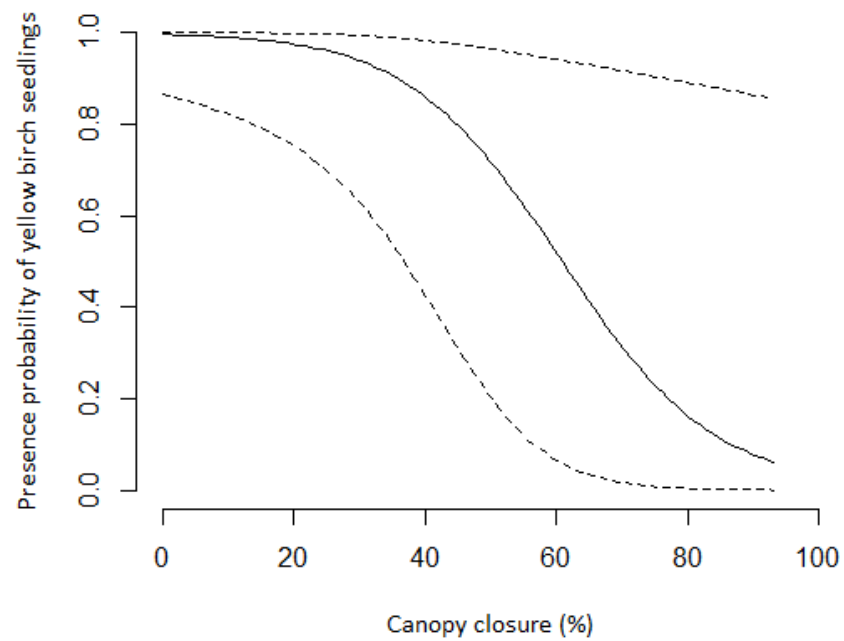


Figure 2.4 Model-averaged predictions of presence of yellow birch seedlings lower than 25 cm, depending upon canopy closure. Mean values for other variables that were included in the models were 7.95 m²/ha for yellow birch basal area, soil disturbance over 75 % of micro-plot area, and dominance of a humus-mineral soil mixture. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.

2.5.1.2 Density of yellow birch seedlings over 25 cm

The mean density of yellow birch seedlings that were over 25 cm in height after two growing seasons was 1 000 ($\pm$ 95 % CI: $\pm$ 957) seedlings/ha in uniform irregular shelterwood, 726 ($\pm$ 412) seedlings/ha in strips, and 1 708 ($\pm$ 971) seedlings/ha in gaps, whereas natural regeneration in the control portions was 83 ($\pm$ 115) seedlings/ha. After accounting for the proportions of harvested areas, the density of yellow birch seedlings that were over 25 cm in height averaged 1000 seedlings/ha in uniform irregular shelterwood, 242 in strips and 1196 in gaps. Yellow birch seedlings were more abundant in gaps than in controls (-2.81; 0.83, 4.79), but there was no difference among irregular shelterwood treatments (Figure 2.7). We found no difference between mesic and subhydric drainages (0.24; -0.94, 1.42). Two models had the greatest support in explaining the abundance of yellow birch seedlings over 25 cm in height, with a combined Akaike weight of 0.68 (Table 2.5). These models considered an effect of canopy closure (light availability), yellow birch residual basal area, and seedbed type. Although no parameter had an effect on the number of yellow birch seedlings over 25 cm in height, the degree of canopy closure was close to exerting a negative effect (1.75; -3.59, 0.09). The distance between the centre of micro-plots and the nearest edge had a positive effect on the number of yellow birch seedlings in gaps (0.27; 0.09, 0.45) (Figure 2.5), but not in strips (0.18; -0.19, 0.55).

Table 2.5 Top seven GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model (ΔAICc), together with their Akaike weights (ω_i) and the number of estimated parameters (K), on the abundance of yellow birch seedlings over 25 cm in height in irregular shelterwood cuts.

Models	K	AICc	ΔAICc	ω_i
Cover	4	313.32	0.00	0.50
Cover + Seed + Dom	7	315.36	2.04	0.18
Dom	5	316.77	3.44	0.09
Cover + Seed + Dist	7	316.77	3.61	0.08
Seed	4	317.62	4.3	0.06
Dist	5	317.81	4.49	0.05
(Null)	3	318.58	5.26	0.04

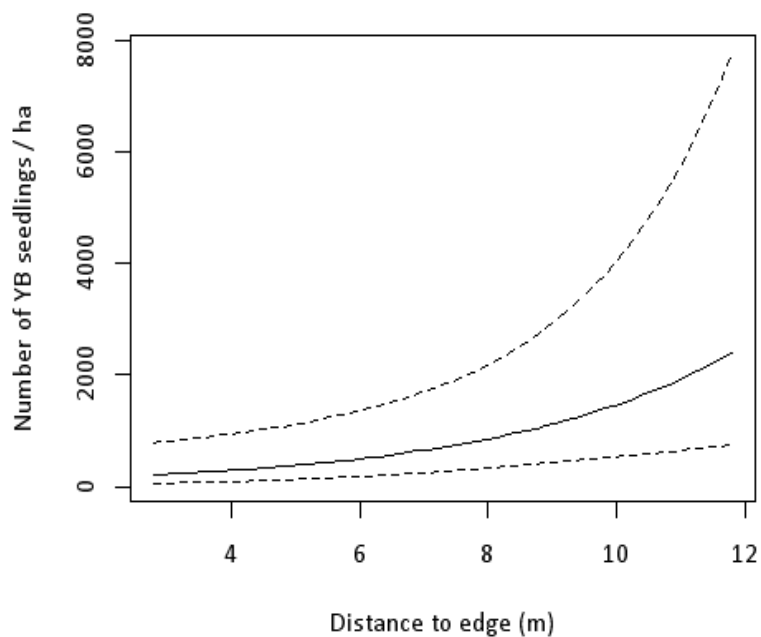


Figure 2.5 Model-averaged predictions of abundance of yellow birch seedlings that were over 25 cm in height, converted to density (seedlings/ha), depending upon the distance between plot centre and the nearest gap edge. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.

2.5.1.3 Seedling densities of other species over 25 cm in height

Mean densities of seedlings over 25 cm in height in the different treatments are summarized by species in Figure 2.6. Mountain maple and beaked hazel had higher densities than yellow birch in uniform irregular shelterwood. Strips regenerated more red maple and mountain maple than yellow birch seedlings, whereas the opposite response was observed in gaps. Seedlings of pin cherry and beaked hazel were more abundant than those of yellow birch in both strips and gaps. Seedling densities of balsam fir were lower than yellow birch in gaps. In control plots, all species were more abundant than yellow birch, except pin cherry. No other woody species was more abundant than yellow birch in the different treatments.

As an index of competition, the numbers of seedlings of all other species were combined and analyzed by treatment. In uniform irregular shelterwood, the average was 2175 ($\pm$ 3842) seedlings that were over 25 cm in height per hectare, which included 34 % as grey or speckled alder (*Alnus incana* (L.) Moench) and 26 % as striped or moose maple (*Acer pensylvanicum* L.) seedlings. In strips, the average number of seedlings over 25 cm in height was 806 ($\pm$ 1322) individuals per ha, which consisted of 40 % viburnum (*Viburnum* spp.), 12 % striped maple and 12 % red elderberry (*Sambucus pubens* Michaux). In gaps, the average was 2750 ($\pm$ 3646) seedlings over 25 cm in height per hectare, including 29 % red elderberry, and 30 % viburnum. In controls, there was an average of 2250 ($\pm$ 2757) seedlings over 25 cm in height per ha, composed of 37 % viburnums, 22 % eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.), and 14 % serviceberry (*Amelanchier* spp.) seedlings. Total densities of all other species were lowest in strips (-1.14; -1.24, -1.04).

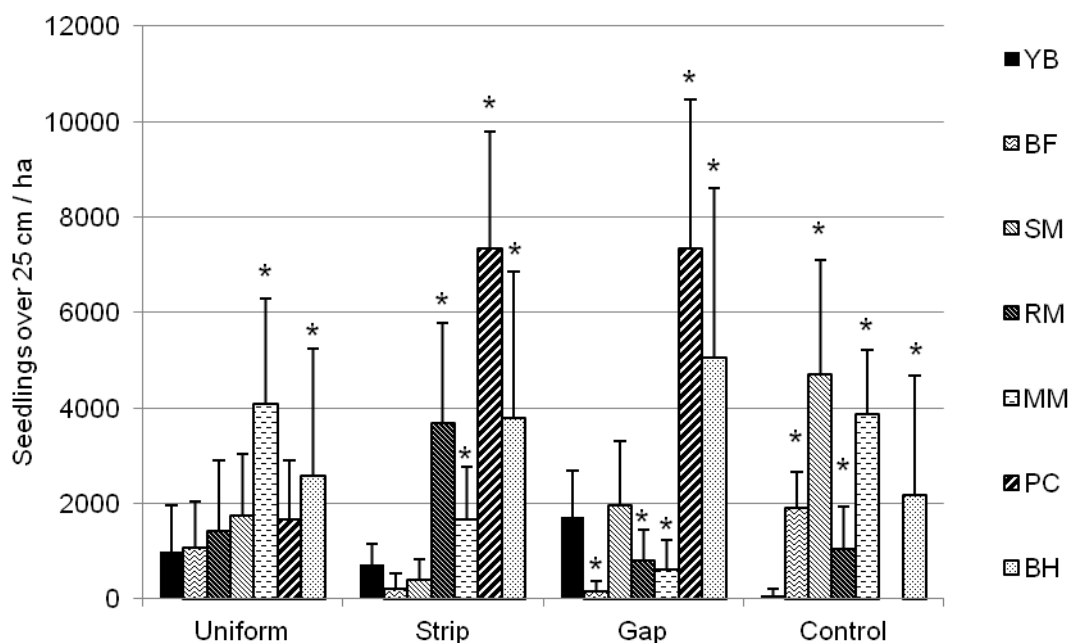


Figure 2.6 Average density of seedlings over 25 cm in height (seedlings/ha) by species and treatment in irregular shelterwood cuts in northwestern Québec, Canada. Treatments are uniform, strips, and gap patterns of irregular shelterwoods, and controls. Species are yellow birch (YB), balsam fir (BF), sugar maple (SM), red maple (RM), mountain maple (MM), pin cherry (PC), and beaked hazel (BH). Error bars denote 95 % confidence intervals. Asterisks indicate confidence intervals excluding 0, and reveal where the seedling densities of certain species differ from those of yellow birch.

Drainage only influenced sugar maple seedling densities, which were lower in the subhydric compared to the mesic environment (-2.12; -3.75, -0.49). Sugar maple seedling densities were lower in strips than in gaps (-2.22; -4.2, -0.24, Fig. 7). Mountain maple seedlings were more abundant in uniform irregular shelterwoods (2.46; 1.01, 3.91) and controls than in gaps (2.53; 1.28, 3.78, Fig. 7). Red maple seedlings were more abundant in strips than in gaps (1.46; 0.24, 2.67). Balsam fir seedling densities were greater in controls than in gaps (2.57; 0.90, 4.24). Likewise, more pin cherry seedlings were present in strips than in uniform irregular shelterwood (1.66; 0.17, 3.15). Raspberry occurred less often in strips (-2.02; -3.20, -0.84) and uniform irregular shelterwood than in gaps (-2.99; -4.5, -1.48), and was absent from controls.

Sugar maple basal area had a positive effect on sugar maple seedlings (0.37; 0.174, 0.566). Canopy closure had a negative effect on red maple abundance (-2.86; -4.78, -0.94) and raspberry seedling presence (-4.4; -7.81, -0.99), but it had a positive effect on mountain maple abundance (1.81; 0.36, 3.26). Soil disturbance had a negative effect on red maple and a positive effect on pin cherry seedling abundance, regardless of the intensity of disturbance and the nature of the dominant substrate. Disturbances exceeding 75 % of the micro-plot areas had a negative effect on seedling abundance of balsam fir (-2.42; -3.83, -1.01) and beaked hazel (-0.91; -1.79, -0.03), but had a positive effect on the presence of raspberry (2.21; 0.07, 4.35). Red maple seedlings were less abundant in mineral soil (-4.55; -7.12, -1.98) and in the humus-mineral mixture (-1.32; -2.5, -0.14) than in humus-dominated soil. Pin cherry seedlings were more abundant in mineral soil (4.71; 1.97, 7.45) and in the humus-mineral soil mixture (4.78; 1.94, 7.62) than in humus-dominated soil. The abundance of balsam fir seedlings was lower in the humus-mineral mixture than in humus-dominated soil (-2.13; -3.46, -0.8). The distance between the centre of micro-plots and their nearest edges had a negative effect on beaked hazel seedling abundance in gaps (-0.17; -0.25, -0.09), but a positive effect on raspberry presence in strips (0.27; 0.02, 0.52).

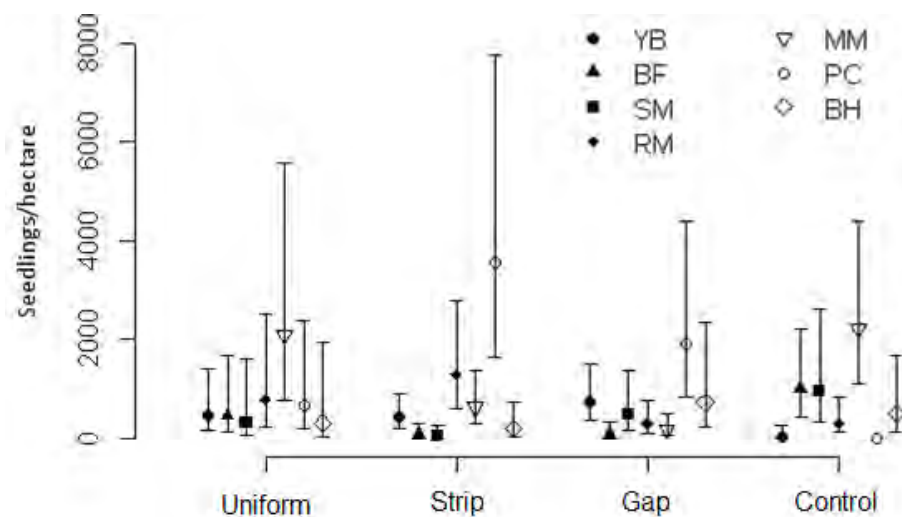


Figure 2.7 Predicted values from GLMMs for seedlings over 25 cm in height by treatment and species. Symbols represent species and bars represent 95 % confidence intervals. Commercial species are yellow birch (YB), balsam fir (BF), sugar maple (SM), and red maple (RM). Non-commercial species are mountain maple (MM), pin cherry (PC), and beaked hazel (BH).

2.5.2 Browse

For all browse species that were studied, the proportion of total seedlings that had been browsed did not differ among treatments (Figure 2.8). Identification of cervid pellets in the field determined that only moose (*Alces alces*) was present in our study site. Analyses further revealed that the proportion of seedlings that were browsed by moose did not differ among treatments. The proportion of seedlings that were browsed by snowshoe hare was lower in strips than in controls (0.07; 0.03, 0.11). The average proportion of seedlings over 25 cm in height that showed evidence of browsing was 15% ($\pm 3\%$), but only 3% ($\pm 2\%$) were browsed by snowshoe hare. Moose browse was more abundant than snowshoe hare browse (0.09; 0.07, 0.11) for all seedlings over 25 cm in height that we counted ($n = 1524$). Moose browse was significantly higher than snowshoe hare browse in all irregular shelterwood treatments (uniform: 0.07; 0.01, 0.13; strips: 0.13; 0.07, 0.19; gaps: 0.11; 0.05, 0.17), but not in controls (0.03; -0.03, 0.09). Moose browse represented 71% of total browse in uniform irregular shelterwood ($n = 41$), 98% in strips ($n = 98$), 82% in gaps ($n = 68$), and 62% in controls ($n = 60$). Browsed seedlings were mainly mountain maple in uniform irregular shelterwood (32%) and controls (27%), whereas pin cherry was mainly browsed in strips (61%) and gaps (54%). Pin cherry seedlings were browsed only by moose in strips ($n = 60$), whereas the snowshoe hare was responsible for 19% of browsed pin cherry seedlings in gaps ($n = 37$).

Browsing by hare was positively influenced by the total number of seedlings of all species that exceeded 25 cm in height (0.11; 0.04, 0.17), especially those of sugar maple (0.36; 0.16, 0.56), red maple (0.32; 0.01, 0.63), and mountain maple (0.21; 0.07, 0.35). Indeed, among all seedlings that were browsed by hare ($n = 49$), 47% were one of these three aforementioned species, whereas 24% were mountain maple seedlings, 14% were sugar maple, 8% were red maple, 14% were pin cherry, and 12% were viburnum. Among all seedlings that were browsed by moose ($n = 218$), 44% were pin cherry, 16% were red maple, 13% were mountain maple, 9% were beaked hazel, and 7% were sugar maple.

Only one yellow birch seedling had a snowshoe hare browse mark in each treatment and one seedling exhibited signs of moose browsing in a gap. Therefore, the occurrence of browsing

was not significant after the second year of growth for yellow birch. Unsurprisingly, the number of available yellow birch seedlings increased the occurrence of hare browsing on yellow birch (1.06; 0.43, 1.69). The number of beaked hazel seedlings (0.12; 0.002, 0.24) and lateral winter cover (12.99; 1.82, 24.16) also increased yellow birch browsing occurrence. Drainage and distance to the edge had no effect on the proportion of stems that were browsed by hares, for yellow birch and for total species.

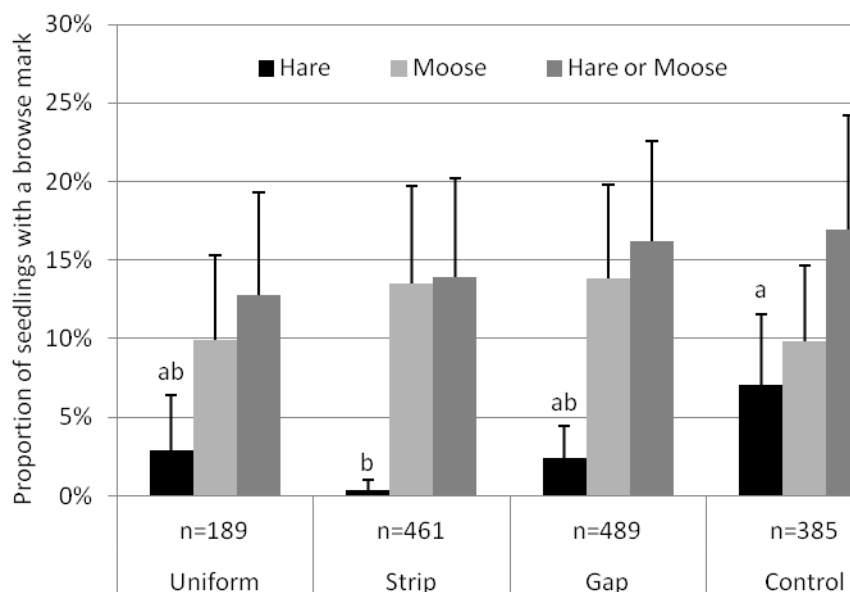


Figure 2.8 Proportions of seedlings with browse marks attributable to hare, moose or at least one of these two species (%) for each treatment. The total number of seedlings that were over 25 cm in height (all species) and which were counted by treatment is indicated by “n”. Error bars indicate a 95 % confidence interval. For hare, different letters denote differences among treatments.

2.5.3 Habitat use by snowshoe hare

As expected, the uniform irregular shelterwood provided better vertical winter cover than other irregular shelterwoods, gaps (-0.18; -0.28, -0.08), or strips (-0.27; -0.35, -0.19), but less cover than controls (0.25; 0.17, 0.33). Average lateral winter cover was 51 % (range: 12 – 86) in uniform irregular shelterwood, 40 % (20-75) in strips, 39 % (10-65) in gaps, and 46 % (6-95) in controls. Lateral winter cover did not differ among treatments (mean 43 %, range 6-95). The numbers of seedlings that were available for food also did not differ among treatments (mean: 5.5 stems/3.14 m² plot; range: 0-33).

Drainage type did not influence the number of hare pellets (-0.11; -1.07, 0.85). One model garnered most support for explaining the number of snowshoe hare pellets in 2012, with an Akaike weight of 0.84 (Table 2.6). This model considered the effects of lateral and vertical winter cover. The model with availability of balsam fir seedlings over 25 cm in height was also plausible for explaining some of the observed variation in the abundance of snowshoe hare pellets ($\Delta AICc < 4$). The total number of seedlings that were present on the plot had a positive effect on the number of hare pellets (Figure 2.9a). Similarly, hare pellets increased with the number of balsam fir, mountain maple and pin cherry seedlings, with the presence of raspberry seedlings (Table 2.7). As expected, lateral winter cover at 0-2 m had an important positive effect on snowshoe hare pellet abundance (Figure 2.9b), whereas vertical winter cover had a negative effect (Figure 2.9c).

The number of snowshoe hare pellets per micro-plot was lower overall in 2013 (-0.23; -0.33, -0.13) compared to 2012 (Figure 2.10). Analysis by treatment revealed that the number of pellets decreased in strips (-0.29; -0.56, -0.02) and controls (-1.72; -2.01, -1.43), but it increased in uniform irregular shelterwood (0.59; 0.18, 1.0) and gaps (0.24; 0.08; 0.40). The number of hare pellets was lower in strips than in gaps both in 2012 (-1.51; -2.74, -0.27) and in 2013 (-2.13; -3.89, -0.37). The distance between the centres of the micro-plots and their nearest edges ranged from 2.3 to 11.80 m in gaps and from 1 to 7.9 m in strips. The number of hare pellets increased with distance in gaps in both 2012 (0.11; 0.05, 0.17) and 2013 (0.12; 0.08, 0.16) (Figure 2.9d), but did not vary strongly in strips in 2012 (-0.02; 0.28) or 2013 (-0.19; 0.25).

Table 2.6 Top five GLMMs based on the second-order Akaike information criterion (AICc), showing the differences between each model and the top-ranked model (ΔAICc), together with their Akaike weights (ω_i) and number of estimated parameters (K), on snowshoe hare pellet counts in irregular shelterwood cuts. Explanatory variables are lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), number of available seedlings of balsam fir (nBF), mountain maple (nMM) and pin cherry (nPC), and presence of raspberry seedlings (pRB).

Models	K	AICc	ΔAICc	ω_i
LWC + VWC	6	1325.50	0.00	0.84
LWC + VWC + nBF	6	1329.10	3.60	0.14
LWC + VWC + nMM	6	1334.80	9.30	0.01
LWC + VWC + nPC	6	1335.68	10.18	0.01
LWC + VWC + pRB	6	1336.52	11.01	0.00

Table 2.7 Model-averaged parameter estimates for habitat use by snowshoe hare in irregular shelterwood cuts in 2012. Explanatory variables are lateral winter cover (LWC), vertical winter cover (VWC), total available regenerated stems (Food), number of available seedlings of yellow birch (nYB), sugar maple (nSM), red maple (nRM), mountain maple (nMM), balsam fir (nBF), pin cherry (nCP) and beaked hazel (nBH), and presence of raspberry seedlings (pRB). A 95 % unconditional confidence interval excluding 0 indicates that the variable has an effect on a parameter (in boldface type).

Parameter	Estimate	SE	Lower 95% CI	Upper 95% CI
VWC	-2.44	0.52	-3.46	-1.41
LWC	2.68	0.46	1.77	3.59
Food	0.03	0.01	0.02	0.05
nYB	-0.07	0.06	-0.19	0.06
nSM	0.07	0.05	-0.03	0.17
nRM	-0.02	0.03	-0.09	0.04
nMM	0.09	0.04	0.02	0.16
nBF	0.42	0.12	0.18	0.65
nPC	0.04	0.02	0	0.07
nBH	0.02	0.01	-0.01	0.04
pRB	0.29	0.14	0.02	0.57

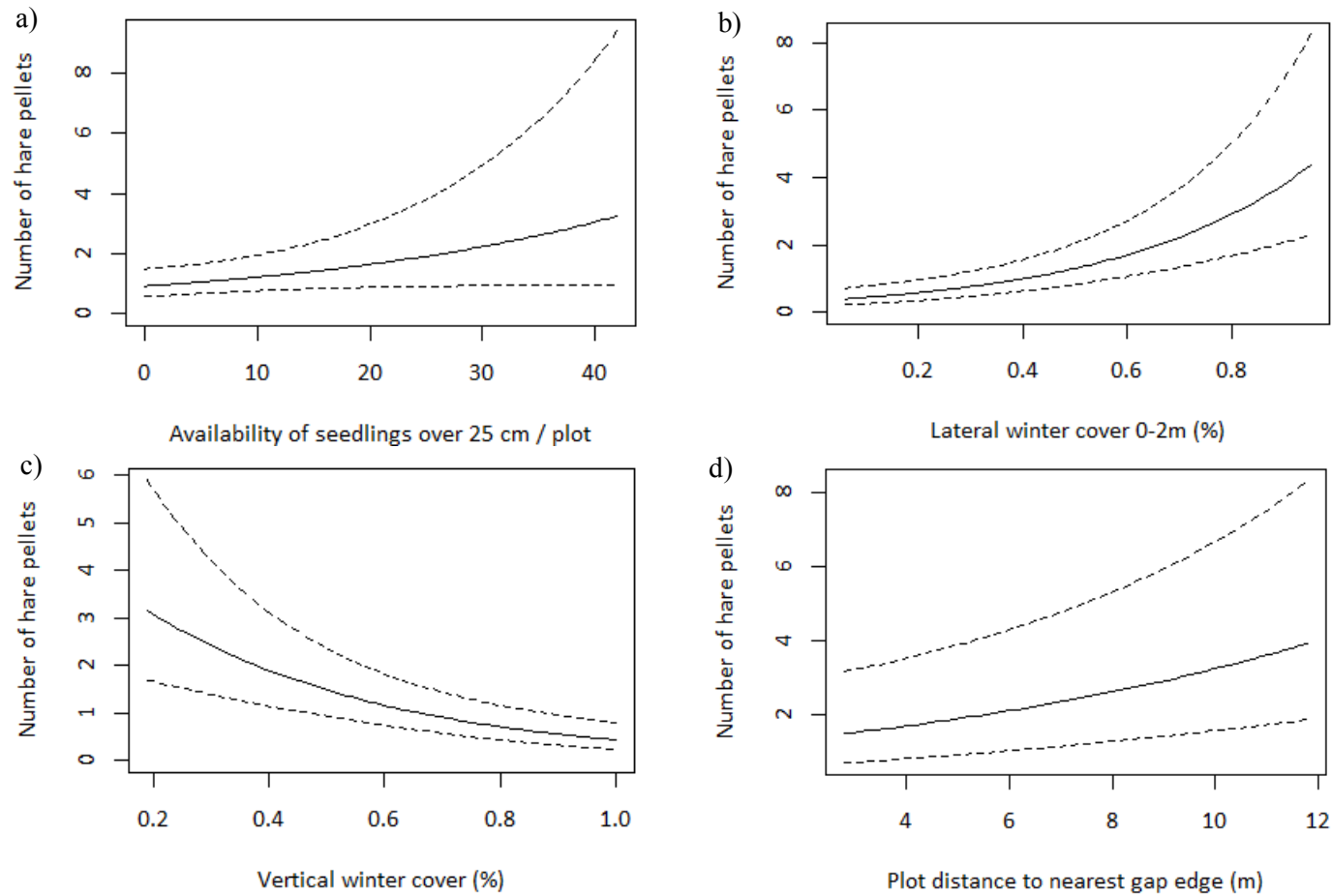


Figure 2.9 Predicted number of hare pellets per plot (3.14m² area) that was related to a) availability of seedlings over 25 cm in height, b) lateral winter cover at 0-2 m (%), c) vertical winter cover (%), and d) distance between micro-plot centres and nearest gap edges. Dashed lines represent 95 % confidence intervals.

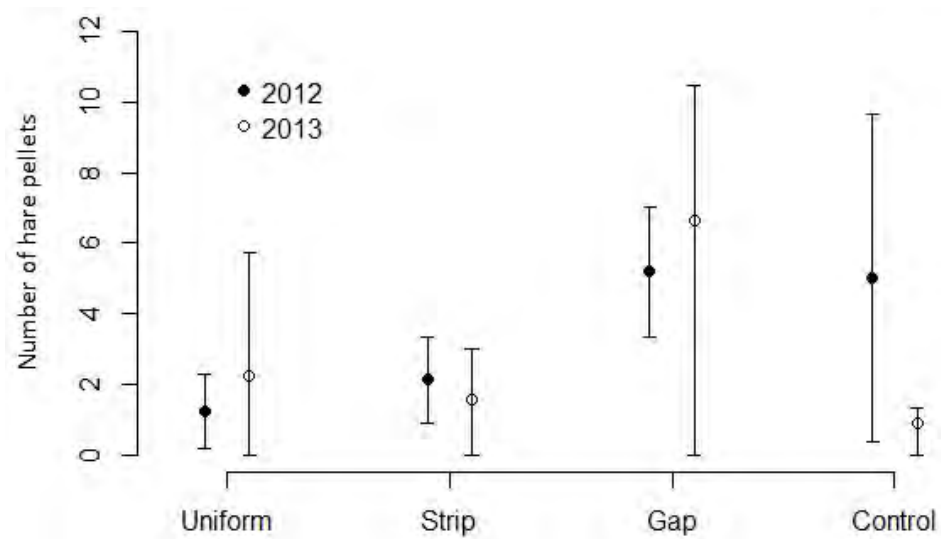


Figure 2.10 Observed numbers of snowshoe hare pellets per micro-plot (3.14 m² area) for each irregular shelterwood treatment and the controls. Pellets were counted during winter 2 years after harvesting (2012) and 3 years after harvesting (2013). Bars indicate a 95 % confidence interval.

2.6 Discussion

2.6.1 Yellow birch regeneration in irregular shelterwood

The presence of seed trees, adequate light conditions, and appropriate seedbeds are essential for the establishment of yellow birch (Erdmann, 1990; Raymond et al., 2013). Our results indicate that light and seedbed quality are more important than the presence of seed trees, regardless of what irregular shelterwood cutting patterns were employed. Indeed, yellow birch seeds are light-weight and can be dispersed over large distances, usually at 100 m, but up to over 400 m (Erdmann, 1990). The residual basal area of yellow birch was similar among treatments and seemed sufficient for seed production and dissipation (Erdmann, 1990). Further, a field visit during site preparation confirmed that these treatments were conducted during a good seed year in our study area. Soil disturbance that created a humus-mineral mixture was beneficial to the establishment of yellow birch seedlings in all irregular shelterwood patterns. This result concurs with those of previous studies (Godman and Krefting, 1960; Tubbs and Oberg, 1966; Wang, 1968). Synchronizing the year of soil disturbance and a good seed year was a key element for yellow birch regeneration (Crcha and Trottier, 1991).

As expected, yellow birch seedlings were more frequently present in gaps and strips than in uniform irregular shelterwood. Strips provided environments that were similar to natural gaps, the latter being recognized as providing crucial requirements for yellow birch establishment (Kneeshaw and Prévost, 2007; Prévost et al., 2010). This result can be explained by the combination of canopy openings and preparation of suitable seedbeds, which were available in the strip and gap treatments. Most of the micro-plots had experienced soil disturbances that created humus-mineral mixtures in strips and gaps. However, growing seedlings, released saplings, and regenerating portions in uniform irregular shelterwood also can influence yellow birch establishment. In our study, scarification was applied only when regeneration was deficient and where the machinery could move without injuring residual trees. Moreover, uniform irregular shelterwood allowed us to distribute seedbeds over the entire surface of the stands, whereas seedbeds were located at specific locations in strip and

expanded gap irregular shelterwood treatments. As a result, yellow birch regeneration in uniform irregular shelterwoods was lower than in other treatments, but it had a better distribution.

No other difference was observed among treatments in the number of yellow birch seedlings over 25 cm in height. Greater light availability in gaps and strips could explain better seedling growth that would compete with pre-established seedlings in uniform irregular shelterwood (Godman and Krefting, 1960; Erdmann, 1990). Indeed, a high degree of canopy closure had a negative effect on the presence of yellow birch seedlings. Furthermore, we found a higher density of yellow birch seedlings inside gaps at the farthest distance from the edge, where light is available for a longer period in the day (Prévost and Raymond, 2012). Strip micro-plots were oriented diagonally throughout the 10 metre-wide strips. Consequently, the distance between each micro-plot and the edge was smaller in strips than in gaps. This could explain why the distance to the edge was not related to yellow birch seedling densities in the strips.

Overall, yellow birch seedling stocking and densities were higher in irregular shelterwoods than in untreated stands. In the short-term, each irregular shelterwood treatment contributes to the establishment of abundant yellow birch regeneration.

2.6.2 Potential inter-specific competition

To promote semi-tolerant species regeneration while limiting the regeneration of intolerant species, the canopy cover must be either partially opened or partially composed of small openings. Shade-intolerant species are considered aggressive but partial shading reduces their ability to compete and could enhance yellow birch seedling development. Canopy openings on the order of 40-50 % can be appropriate for regenerating yellow birch, while limiting intolerant species (Godman and Krefting, 1960). In this study, tree marking in the uniform irregular shelterwood had aimed to maintain a residual cover from 50 to 60 % in portions where regeneration was to be facilitated. The small size of gaps (1 tree height) and strips (10 m width) aim to limit incoming light in the openings. Strip orientation, which was East-West, also contributes to limit direct light (Lessard et al., 1999).

The density of mountain maple regeneration was higher in gaps and strips than in uniform irregular shelterwood, and it was higher than yellow birch in strips but lower in gaps. This result demonstrates that mountain maple responds quickly to the creation of canopy openings (Lei and Lechowicz, 1990; Jobidon, 1995; Aubin et al., 2000). Moreover, mechanical soil disturbance that injured roots in gaps and strips could invigorate mountain maple coppicing (Krefting et al., 1956; Post, 1969). Potential competition by mountain maple could be worrisome in the openings of strips and gaps within the irregular shelterwood treatments. However, competition was probably less problematic in gaps where yellow birch seedlings over 25 cm in height are more abundant than mountain maple.

Red maple is shade-tolerant but its light requirements increase progressively with age. This species responds quickly to canopy openings and its growth clearly exceeds that of its competitors (Hutnick et Yawney, 1961; Horn, 1985; Abrams, 1998). Red maple regeneration densities were higher in strips than in gaps, but were not different of uniform irregular shelterwood. Disadvantaged by soil disturbances, this species was favoured by the formation of canopy openings, but residual red maple basal areas across stands did not influence the density of red maple regeneration. Above all, it was more abundant than yellow birch in strips but lower in gaps. Thus, potential competition by red maple could become important within canopy openings in the coming years, especially in strips.

Beaked hazel and pin cherry seedlings were more abundant than yellow birch in strips and gaps. Beaked hazel regeneration did not differ among treatments, but this species was negatively influenced by soil disturbance. Soil preparation that does not remove or destroy its underground stems would lead to the emergence of new stems (Jobidon, 1995). Scarification conducted in our treatments was probably not deep enough to limit beaked hazel densities. Beaked hazel is a strong competitor for light and water (Cheyney, 1928; Buckman, 1964). Further, the roots of beaked hazel help to retain nutrients in the soil and help to prevent them from being washed away after a disturbance. Beaked hazel control requires the destruction of roots by deep soil preparation (MRN, 2013). In our study, scarification was not sufficiently severe to distinguish the treatments and did not reduce beaked hazel regeneration compared to control sites, regardless of irregular shelterwood type.

In contrast, pin cherry regeneration was promoted by soil disturbance, particularly in the strips where its densities were higher than in uniform irregular shelterwood. Pin cherry is a shade-intolerant pioneer species. When it occurs at high densities, it impedes or severely reduces the establishment and development of commercially desired species (Marquis, 1965). Yellow birch could successfully establish at moderate densities of pin cherry. Nevertheless, pin cherry is transient in the stands and persists only a few decades after a major disturbance. Pin cherry, like beaked hazel, also plays a beneficial role in reducing erosion and leaching. It can limit the expansion of raspberry, which is usually present under forest cover and can educate yellow birch saplings (Nyland et al., 2007; MRN, 2013). Beaked hazel density in our irregular shelterwood treatments was higher than yellow birch. Under such conditions, a release treatment may be required. Such a treatment could be conducted at the peak of pin cherry density, after 4 or 5 growth years, when young yellow birches are still strong. However, the release must be moderate enough to avoid the appearance of adventitious branches on birch. Because beaked hazel is favoured by herbivores, mammalian browsing could also contribute to this control, thereby limiting its annual growth (Best et al., 2003).

Raspberry germination occurs with the opening of the canopy. Growth of this species is largely driven by increasing nitrate concentrations that are present in the soil following disturbance (Whitney, 1982). This response was confirmed in our treatments where raspberry was favoured by soil disturbance and where this species was more often present in gaps than in strips or uniform irregular shelterwoods. Raspberry could be an important competitor of yellow birch seedling growth during at least a few years after cutting, especially in gaps (Wilson and Shune, 1993; Donoso and Nyland, 2006). In contrast, strips and uniform irregular shelterwood treatments exhibited a lower potential for competition by raspberry with yellow birch seedling development. Even if raspberry only persists for the first ten years after harvesting, a high density of its stems could impede hardwood regeneration (Archambault et al., 1998). Measuring raspberry densities 5 years after treatment would document the extent of this threat to the development of birch seedlings and define thinning strategies in the future.

Among the other species that were encountered, we noted the presence of viburnum, striped maple, red elderberry and serviceberry, which are moderate to strong competitors of

seedlings of the desired species. Their respective densities were low and no species was more abundant than yellow birch in any treatment. Competition from these species was not a concern after two growing seasons, but it should be monitored in the future.

We expected that stands with subhydraulic drainage would have higher balsam fir seedling densities. However, this was not the case in our study site. Surveys had been carried out within the openings of the strip and expanded-gap irregular shelterwood treatments, where advanced regeneration had been removed by the passage of machinery. The micro-plots within the uniform irregular shelterwood were more likely to have balsam fir seedlings over 25 cm in height, because they are spread throughout the stands where advanced regeneration had been preserved. However, no uniform irregular shelterwood treatment was applied in subhydraulic drainage.

Consistent with our predictions, the abundance of competing species was higher in the gap pattern compared to the strip pattern. The small sizes of the openings that were created did not appear to reduce regeneration of competitor species. In contrast, the uniform irregular shelterwood treatment, which minimizes competitor species regeneration, had the greatest potential for maximizing the development of yellow birch regeneration.

2.6.3 Short-term browse pressure

Hares tend to gnaw or cut entire seedlings at their base, resulting in the death of the plants (Gill, 1992a). In contrast, cervids browse the top parts of the seedlings, rarely killing the entire plant, though they may instead impede its growth or cause forking and offshoot growth (Gill, 1992b). The damage induced by mammalian herbivores is not necessarily lethal, but it can severely degrade the monetary value of the timber through growth deformation. In this short-term study, the proportion of total browsed stems was not different among treatments, drainage types, or distance to nearest edges. Browsing pressure on young yellow birch seedlings was negligible after two years of growth. Such results were not surprising, given that browsing by hare was seen as a major factor controlling seedling development only between 3 and 6 years after scarification (Elie et al., 2009).

For all other woody seedlings over 25 cm in height, the percentage of seedlings that were browsed was also relatively low. Browsing damage was mainly incurred by moose rather than by hare. Both species browsed pin cherry and maple species in particular. Beaked hazel was also preferentially browsed by moose, while viburnum was preferentially browsed by hare. The densities of these competing woody species could be regulated by the browsing pressure. This would favour yellow birch growth in the short-term. However, as yellow birch grows taller, it might be more easily browsed by moose and hare in winter. Bédard and DeBlois (2010) reported that ecotones created by such gaps would favour the use of these cuts by hare, given that such openings can generate a greater quantity of browse. Consequently, the development of yellow birch may be impaired, with the proportion of stems of this species being reduced in the future. The harmful effects of combined hare and cervid browsing could hamper the growth of woody plants after the second winter (Lyly et al., 2013). However, irregular shelterwood practices with scarification would aim to encourage abundant regeneration of the desired species for which even high browsing pressure would not prevent a sufficient proportion of seedlings from growing and forming the future stand (Elie et al., 2009).

2.6.4 Snowshoe hare use of irregular shelterwood

We used browse to inform us on snowshoe hare use of cuts during summer for two years following treatment, whereas pellets reflected overwinter use two and three years after treatment. The availability of food and cover are the two key elements for providing good habitat for snowshoe hare in winter, the most critical season for this species (Litvaitis et al., 1985; Keith, 1990). In all treatments, average lateral winter cover in our study was $\geq 40\%$, which is the minimum recommended habitat value for hare (Carreker, 1985). Even if the vertical winter cover was lowest in strips and gaps, lateral winter cover and the amount of food that was available did not differ among treatments. This is consistent with our observation that hare pellets were present in every treatment. The positive relation between overwinter hare use and the quantity of young stems could explain the negative effects of canopy closure on hare use. Similarly, Fuller and Harrison (2013) showed that the aforementioned two variables explained 71 % of the variation in microsite use by hares.

Indeed, increasing canopy closure restricts the availability of light, which in turn has a negative effect on plant growth (Fuller and Harrison, 2005). This suggests that protection against predation is mainly related to lateral winter cover (Bois et al., 2012). Dense woody vegetation with abundant horizontal cover provides hare sufficient cover from predation (Griffin and Mills, 2009), while providing a source of browse (Litvaitis et al., 1985). Dense areas within stands may promote the ability of hares to browse in close proximity to cover (Hodges and Sinclair, 2005).

Although one-year-old seedlings were available to hares at the beginning and end of winter, these were not tall enough to emerge through the snow cover during most of the winter season. The greater light availability in openings, which allowed better growth of yellow birch seedlings, may explain the positive relation between the cumulative number of pellets and the distance to gap edges. These results contradict those of Hodson et al. (2010a), who identified hares as being less likely to browse stems that were located relatively far from forest cover, towards the gap centres. In our short-term post-treatment study, the tallest stems available throughout the winter season were mostly located in the centres of openings and would lead to a more intensive use of these areas by hare. Each irregular shelterwood had at least 4000 stems/ha of browse and could be considered as providing optimal snowshoe hare habitat (Guay, 1994). After a few growing seasons, seedlings would exceed winter snow pack depths and serve as a valuable source of nutrients for hares occupying the treated plots.

In the irregular shelterwood treatments, the number of pellets, which was used as an index of hare presence in the study area, was higher in gaps than in strips in both 2012 and 2013. The assessment of herbivore effects on regeneration is sensitive to the period when sampling is being conducted, especially in the case of cyclic species such as hare (Hodson et al., 2010b). The number of pellets declined from 2012 to 2013, suggesting that irregular shelterwood treatments were applied in the decreasing phase of the hare abundance cycle (Assels et al., 2007). However, hare presence in the two years following treatment decreased in the strips and controls, but increased in gaps and uniform irregular shelterwood. Hare seem to favour certain types of irregular shelterwood treatments that could serve as better refuges. As expected, the uniform irregular shelterwood provided good protective cover and distribution of regeneration in the stands. Vertical cover was least optimal in gaps. However, yellow

birch, pin cherry and beaked hazel seedlings, as well as the presence of raspberry seedlings, were particularly abundant in gaps. At this stage of regeneration, it is possible that the fast-growing and light-demanding pin cherry enjoyed greater light availability afforded by the lateral cover. Indeed, the number of pellets was positively correlated with this species. Finally, small circular gaps probably offer fewer opportunities for avian predators to catch hares compared to the long corridors of the strips.

2.7 Conclusions

All of our irregular shelterwood treatments offered suitable conditions for yellow birch establishment, especially when soil disturbance was present. However, the importance of interspecific competition in irregular shelterwood could affect yellow birch seedling growth in future years and, release treatments could be necessary. Uniform irregular shelterwood minimized competitor species regeneration in our short-term study. This treatment had the greatest potential for maximizing the development of yellow birch regeneration. From a stand-level perspective, the proportion of stand area that had been treated with the gap pattern after the first harvesting was smaller than that of the other irregular shelterwoods, but gaps had higher yellow birch densities. Thus, this abundant regeneration is more localized than in other irregular shelterwood treatments. In comparison, yellow birch seedling densities were still relatively high but more homogeneously distributed in stands that had been treated by uniform irregular shelterwood. In the long-term, this treatment could encourage lower browsing pressure than in gaps, where all potential browse stems are concentrated. Successful yellow birch seedling establishment can only be defined from a sufficient seedling survival. Monitoring over a period greater than three years post-harvest would provide valuable information to determine whether initial seedling densities support wood production and provide sufficient available browse for hare and moose.

2.8 Acknowledgements

We thank Myriam Desbiens, Juliette Duranleau, Michaël Paquin, Cédric Pépin and Océane Thusy for their assistance in the field. Funding was provided by the Fonds de Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), the Centre d'Enseignement et de Recherche en Foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) through the Industrial Innovation Scholarships Program in partnership with Tembec, and the Ministère des Ressources Naturelles of Québec (MRN). We also thank Annie Grimard and Alain Ricard from the MRN for their assistance, and W.F.J. Parsons (CEF) who ensured the linguistic revision of the manuscript.

2.9 References

- Abrams, M.D. 1998. The red maple paradox. *Bioscience* 48, 355-364. DOI: 10.2307/1313374
- Archambault, L., Morissette, J., Bernier-Cardoum, M., 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Québec. *Forest Ecology and Management* 102, 61-74.
- Assels, A., Boulanger, H., Martin, B., Pelletier-Leclerc, M.C., 2007. Suivi de l'abondance du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), de 2000 à 2006 dans sept régions du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, p. 38.
- Aubin, I., Beaudet, M., Messier, C., 2000. Light extinction co-efficients specific to the understory vegetation of the southern boreal forest, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 30, 168–177. DOI: 10.1139/x99-185
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2013. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.0-5. Online URL: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Bédard, S., DeBlois, J., 2010. Effets de trouées sylvicoles sur l'établissement de la régénération d'une érablière à bouleau jaune après cinq ans. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, p. 25.

- Bertrand, N., Potvin, F., 2003. Caractérisation des habitats fauniques: méthodologie et résultats observés. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, p. 46.
- Best, J.N., Bork, E.W., Cool, N.L., 2003. Initial beaked hazel growth responses following protection from ungulate browsing. *Journal of Range Management* 56, 455-460. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.09.043
- Bissonnette, J., Bélanger, L., Larue, P., Marchand, S., Huot, J., 1997. L'inventaire forestier multiressources: les variables critiques de l'habitat faunique. *Forestry Chronicle* 73, 241-247. DOI: 10.5558/tfc73241-2
- Bois, G., Imbeau, L., Mazerolle, M.J., 2012. Recovery time of snowshoe hare habitat after commercial thinning in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 123-133. DOI: 10.1139/x11-170
- Bolton, N.W., D'Amato, A.W., 2011. Regeneration responses to gap size and coarse woody debris within natural disturbance-based silvicultural systems in northeastern Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 262, 1215-1222. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.06.019
- Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., Blais, L., 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24, 171-184. DOI: 10.1007/s10980-008-9294-8
- Bouffard, D., Nolet, P., Delagrangé, S., Lorenzetti, F., Yamasaki, S., 2007. Vegetation control treatments to favor naturally regenerated *Betula alleghaniensis* saplings following seed-tree cut: Sapling monitoring two years after treatment. *Restoration Ecology* 15, 679-687. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2007.00280.x
- Boutin, S., Krebs, C.J., Boonstra, R., Dale, M.R.T., Hannon, S.J., Martin, K., Sinclair, A.R.E., 1995. Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest. *Oikos* 74, 69-80. DOI: 10.2307/3545676
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA.
- Buckman, R.E., 1964. Effects of prescribed burning on hazel in Minnesota. *Ecology* 45, 626-629. DOI: 10.2307/1936114
- Carreker, R.G., 1985. Habitat Suitability Index Models: Snowshoe hare. U.S. Fish and Wildlife Service, p. 21.
- Cheyney, E.G., 1928. The root system of the hazel. *Journal of Forestry* 26, 1046-1047.

- Crcha, J., Trottier, F., 1991. Guide de traitements sylvicoles : les feuillus tolérants. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, Service des techniques d'intervention forestière, p. 77.
- Donoso, P.J., Nyland, R.D., 2006. Interference to hardwood regeneration in northeastern North America: The effects of raspberries (*Rubus* spp.) following clearcutting and shelterwood methods. *Northern Journal of Applied Forestry* 23, 288-296.
- Elie, J.-G., Ruel, J.-C., Lussier, J.-M., 2009. Effect of browsing, seedbed, and competition on the development of yellow birch seedlings in high-graded stands. *Northern Journal of Applied Forestry* 26, 99-105.
- Erdmann, G.G., 1990. *Betula alleghaniensis* Britt., Yellow Birch. In: Burns, R.M., Honkala, B.H. (Eds.), *Silvics of North America. Volume 2. Hardwoods*. Washington, D. C. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook, pp. 133-147.
- Etcheverry, P., Crête, M., Ouellet, J.P., Rivest, L.P., Richer, M.C., Beaudoin, C., 2005. Population dynamics of snowshoe hares in relation to furbearer harvest. *Journal of Wildlife Management* 69, 771-781. DOI: 10.2193/0022-541X(2005)069[0771:PDOSHI]2.0.CO;2
- Ferron, J., Couture, R., Lemay, Y., 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune, Ste-Foy, Québec, p. 206.
- Fuller, A.K., Harrison, D.J., 2005. Influence of partial timber harvesting on American martens in North-Central Maine. *Journal of Wildlife Management* 69, 710-722. DOI: 10.2193/0022-541X(2005)069[0710:IOPTHO]2.0.CO;2
- Fuller, A.K., Harrison, D.J., 2013. Modeling the influence of forest structure on microsite habitat use by snowshoe hares. *International Journal of Forestry Research* 2013: Article ID 892327, p. 7. DOI: 10.1155/2013/892327
- Ganey, J.L., W.M. Block., 1994. A comparison of two techniques for measuring canopy closure. *Western Journal of Applied Forestry* 9, 21-23.
- Gelman, A., and J. Hill. 2007. *Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Gill, R.M.A., 1992a. A review of damage by mammals in north temperate forests. 2. Small Mammals. *Forestry* 65, 281-308. DOI: 10.1093/forestry/65.3.281
- Gill, R.M.A., 1992b. A review of damage by mammals in north temperate forests. 1. Deer. *Forestry* 65, 145-169. DOI: 10.1093/forestry/65.2.145

- Godman, R.M., Krefting, L.W., 1960. Factors important to yellow birch establishment in upper Michigan. *Ecology* 41, 18-28. DOI: 10.2307/1931935
- Griffin, P.C., Mills, L.S., 2009. Sinks without borders snowshoe hare dynamics in a complex landscape. *Oikos* 118, 1487-1498. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2009.17621.x
- Grondin, P., Cimon, A., 2003. Les enjeux de la biodiversité relatifs à la composition forestière. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec.
- Gronewold, C.A., D'Amato, A.W., Palik, B.J., 2010. The influence of cutting cycle and stocking level on the structure and composition of managed old-growth northern hardwoods. *Forest Ecology and Management* 259, 1151-1160. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.01.001
- Guay, S., 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources, Québec. 59 p.
- Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., 2005. Browse site selection by snowshoe hares: effects of food supply and predation risk. *Canadian Journal of Zoology* 83, 280-292. DOI: 10.1139/z05-015
- Hodson, J., Fortin, D., Bélanger, L., 2010a. Fine-scale disturbances shape space-use patterns of a boreal forest herbivore. *Journal of Mammalogy* 91, 607-619. DOI: 10.1644/09-MAMM-A-289.1
- Hodson, J., Fortin, D., Bélanger, L., 2010b. An appraisal of the fitness consequences of forest harvesting disturbance on snowshoe hare using habitat selection theory. *Oecologia* 164, 73-86. DOI: 10.1007/s00442-010-1691-4
- Horn, J.C., 1985. Responses of understory tree seedlings to trenching. *American Midland Naturalist* 114, 252-258. DOI: 10.2307/2425600
- Hughes, J.W., Fahey, T.J., 1991. Availability, quality, and selection of browse by white-tailed deer after clearcutting. *Forest Science* 37, 261-270.
- Hutnick, R.J., Yawney, H.W., 1961. Silvical characteristics of red maple (*Acer rubrum*). USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA. Station Paper 142, p. 18.
- Joanisse, G., Bournival, P., Lessard, G., Vachon, L., 2011. Évaluation des effets de la coupe progressive irrégulière sur la dynamique forestière: installation du dispositif de suivi

du bois sur pied. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO): Rapport 2011-21, p. 53.

- Jobidon, R., 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec, *Revue de littérature*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière 117, p. 180.
- Keith, L.B., Cary, J.R., Rongstad, O.J., Brittingham, M.C., 1984. Demography and ecology of a declining snowshoe hare population. *Wildlife Monographs* 90, 1-43.
- Keith, L.B., 1990. Dynamics of snowshoe hare populations. In: H.H. Genoways (Ed), *Current Mammalogy: Vol. 2*. Springer, New York. pp. 119-195.
- Kneeshaw, D.D., Prévost, M., 2007. Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 1534-1544. DOI: 10.1139/X07-112
- Krebs, C.J., Boutin, S., Boonstra, R., Sinclair, A.R.E., Smith, J.N.M., 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269, 1112-1115. DOI: 10.1126/science.269.5227.1112
- Krefting, L.W., Hansen, H.L., Stenlund, M.H., 1956. Stimulating regrowth of mountain maple for deer browse by herbicides, cutting, and fire. *Journal of Wildlife Management* 20, 434-441. DOI: 10.2307/3797156
- Lei, T.T., Lechowicz, M.J., 1990. Shade adaptation and shade tolerance in saplings of three *Acer* species from eastern North America. *Oecologia* 84, 224-228. DOI: 10.1007/BF00318275
- Lessard, G., Rycabel, T., Blouin, D., Huot, M., Jobidon, R., Camiré C., Olivier C. 1999. L'utilisation des trouées dans la régénération des forêts du Québec. *Formation continue, Cours 39, Aubelle* 128, p. 16.
- Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., Bissonette, J.A., 1985. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal of Wildlife Management* 49, 693-695. DOI: 10.2307/3801696
- Lussier, J.-M., Meek, P., 2014. Managing heterogeneous stands using a multiple-treatment irregular shelterwood method. *Journal of Forestry* 112, 287-295. DOI: 10.5849/jof.13-041
- Lyly, M., Klemola, T., Koivisto, E., Huitu, O., Oksanen, L., Korpimäki, E., 2013. Varying impacts of cervid, hare and vole browsing on growth and survival of boreal tree seedlings. *Oecologia* 174, 271-281. DOI: 10.1007/s00442-013-2761-1

- Majcen, Z., 2003. Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière. In: Grondin, P., Cimon, A. (Eds), Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, pp. 93-102.
- Malenfant, A., 2009. Comparaison de traitements sylvicoles visant à régénérer le bouleau jaune dans les peuplements mixtes du sud de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, p. 115.
- Marquis, D.A., 1965. Regeneration of birch and associated hardwoods after patch cutting. USDA Forest Service, Research Paper NE-32. Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA, p. 13.
- Mazerolle, M.J., 2013. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 1.29. Online URL : <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>.
- MRN, 2013. Le guide sylvicole du Québec - Tome 1 : Les fondements biologiques de la sylviculture. Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec.
- MRNF, 2011. Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention et pour les suivis des interventions forestières – Exercices 2010-2013, juin 2011. Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, p. 187.
- MRNFP, 2003a. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Gouvernement du Québec. Online URL : <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/zone-f.pdf>
- MRNFP, 2003b. Manuel d'aménagement forestier, 4^{ème} édition. Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs, Direction des programmes forestiers, Québec.
- Murray, D.L., 2003. Snowshoe hare and other hares. In: Feldhamer, G.A., Thompson, B.C., Chapman, J.A. (Eds.), Wild Mammals of North America. 2nd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA. pp. 147-177.
- Murray, D., Ellsworth, E., Zack, A., 2005. Assessment of potential bias with snowshoe hare fecal pellet-plot counts. Journal of Wildlife Management 69, 385-395. DOI: 10.2193/0022-541X(2005)069<0385:AOPBWS>2.0.CO;2
- Nappi, A., Poulin, J., 2013. Composition végétale. Fascicule 4.2. In : Bureau du forestier en chef, Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, pp. 125-134.

- Nudds, T.D., 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5, 113-117.
- Nyland, R.D., Bashant, A.L., Heitzman, E.F., Verostek, J.M., 2007. Interference to hardwood regeneration in northeastern North America: pin cherry and its effects. *Northern Journal of Applied Forestry* 24, 52-60.
- Pease, J. L., Vowles, R. H., Keith, L. B., 1979. Interaction of snowshoe hares and woody vegetation. *Journal of Wildlife Management* 43, 43-60.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., 2000. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer Verlag, New York.
- Post, L.J., 1969. Vegetative reproduction and the control of mountain maple. *Pulp and Paper Magazine of Canada* 70, 115-117.
- Prévost, M., Raymond, P., Lussier, J.-M., 2010. Regeneration dynamics after patch cutting and scarification in yellow birch–conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 357-369. DOI: 10.1139/X09-192
- Prévost, M., 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. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.02.020
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, C., Larouche, C., Tremblay, S., 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry* 107, 405-413.
- Raymond, P., 2012. Chapitre 1 - L'autécologie des espèces commerciales: Le Bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). In : Ministère des Ressources Naturelles du Québec (Ed.), *Le guide sylvicole du Québec - Tome 1 : Les fondements biologiques de la sylviculture*, pp. 18-21.
- Raymond, P., Larouche, C., Bédard, S., Tremblay, S., 2013. Chapitre 20 - La coupe progressive irrégulière. In : Ministère des Ressources Naturelles (Ed.), *Le guide sylvicole du Québec - Tome 2 : Les concepts et l'application de la sylviculture*, pp. 456-515.
- Smith, J.N.M., Krebs, C.J., Sinclair, A.R.E., Boonstra, R., 1988. Population biology of snowshoe hares. II. Interactions with winter food plants. *Journal of Animal Ecology* 57, 269-286. DOI: 10.2307/4778

- Tubbs, C.H., Oberg, R.R., 1966. Growth response of seedling yellow birch to humus-soil mixtures. USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN. Research note NC-6.
- Wang, B.S.P., 1968. The development of yellow birch regeneration on scarified sites. Government of Canada, Department of Forestry and Rural Development, Petawawa Forest Experiment Station, Chalk River, ON. Departmental Publication 1210, p. 18.
- Webster, C.R., Jensen, N.R., 2007. A shift in the gap dynamics of *Betula alleghaniensis* in response to single-tree selection. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 682-689. DOI: 10.1139/X06-267
- Whitney, G.G., 1982. The productivity and carbohydrate economy of a developing stand of *Rubus idaeus*. *Canadian Journal of Botany* 60, 2697-2703. DOI: 10.1139/b82-329
- Wilson, A.D., Shure, D.J., 1993. Plant competition and nutrient limitation during early succession in the southern Appalachian Mountains. *American Midland Naturalist* 129, 1-9. DOI: 10.2307/2426429
- Wolff, J.O., 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* 50, 111-130. DOI: 10.2307/2937249
- Woods, K.D., 2000. Dynamics in late-successional hemlock-hardwood forests over three decades. *Ecology* 81, 110-126. DOI: 10.2307/177138

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude avait pour objectif global de déterminer les effets des différents patrons de coupe progressive irrégulière (uniforme, par bandes et par trouées) sur la régénération du bouleau jaune et l'utilisation de ces habitats par le lièvre d'Amérique. Ces interventions étaient couplées à une préparation du sol par scarifiage dans le but d'établir des lits de germination adéquats à l'installation du bouleau jaune. Ce projet de recherche s'inscrit dans une démarche globale de validation des prescriptions sylvicoles pour l'aménagement écosytémique des forêts mixtes du Québec. Plus spécifiquement, les coupes progressives irrégulières visent la remise en production des peuplements à espèces semi-tolérantes dans le but de répondre à l'enjeu de raréfaction de ces espèces tout en conservant la complexité de l'écosystème forestier.

Afin d'évaluer l'effet des coupes progressives irrégulières sur ces attributs, nous avons inventorié les conditions d'habitats créées par ces interventions irrégulières. Puis nous avons dénombré la réponse du bouleau jaune, des espèces compétitrices et du lièvre d'Amérique. La coupe progressive irrégulière semble offrir des conditions adéquates à l'installation du bouleau jaune quelque soit le patron testé. Mais elles semblent également profiter aux espèces concurrentes qui pourraient entraver la croissance et la survie des jeunes bouleaux jaunes. La pression de brout appliquée par le lièvre pendant les deux premières saisons de croissance n'était pas préoccupante. En comparaison, l'orignal avait un impact plus important à court terme. Les tiges n'étant pas très développées il sera nécessaire de continuer le suivi dans les prochaines années afin de mieux évaluer les conséquences de l'interaction herbivores-régénération. En effet, les nouveaux habitats créés par ces interventions étaient tous utilisés par le lièvre d'Amérique pendant l'hiver suivant les deux premières années de régénération. Le maintien de l'habitat du lièvre permet de préserver ses populations et celles des espèces qui en dépendent. Proie de nombreux prédateurs terrestres et aériens, le lièvre d'Amérique a un rôle écologique qui lui confère le titre d'espèce clé de l'écosystème forestier. La présence du lièvre d'Amérique contribue ainsi à répondre à l'enjeu de maintien de

biodiversité. Toutefois, à travers une baisse de la densité de population dans ce secteur, la présence du lièvre était d'autant plus marquée dans les trouées et les CPI en plein. Un suivi à plus long terme permettrait de documenter les conséquences des interactions interspécifiques qui interviennent dans les coupes progressives irrégulières.

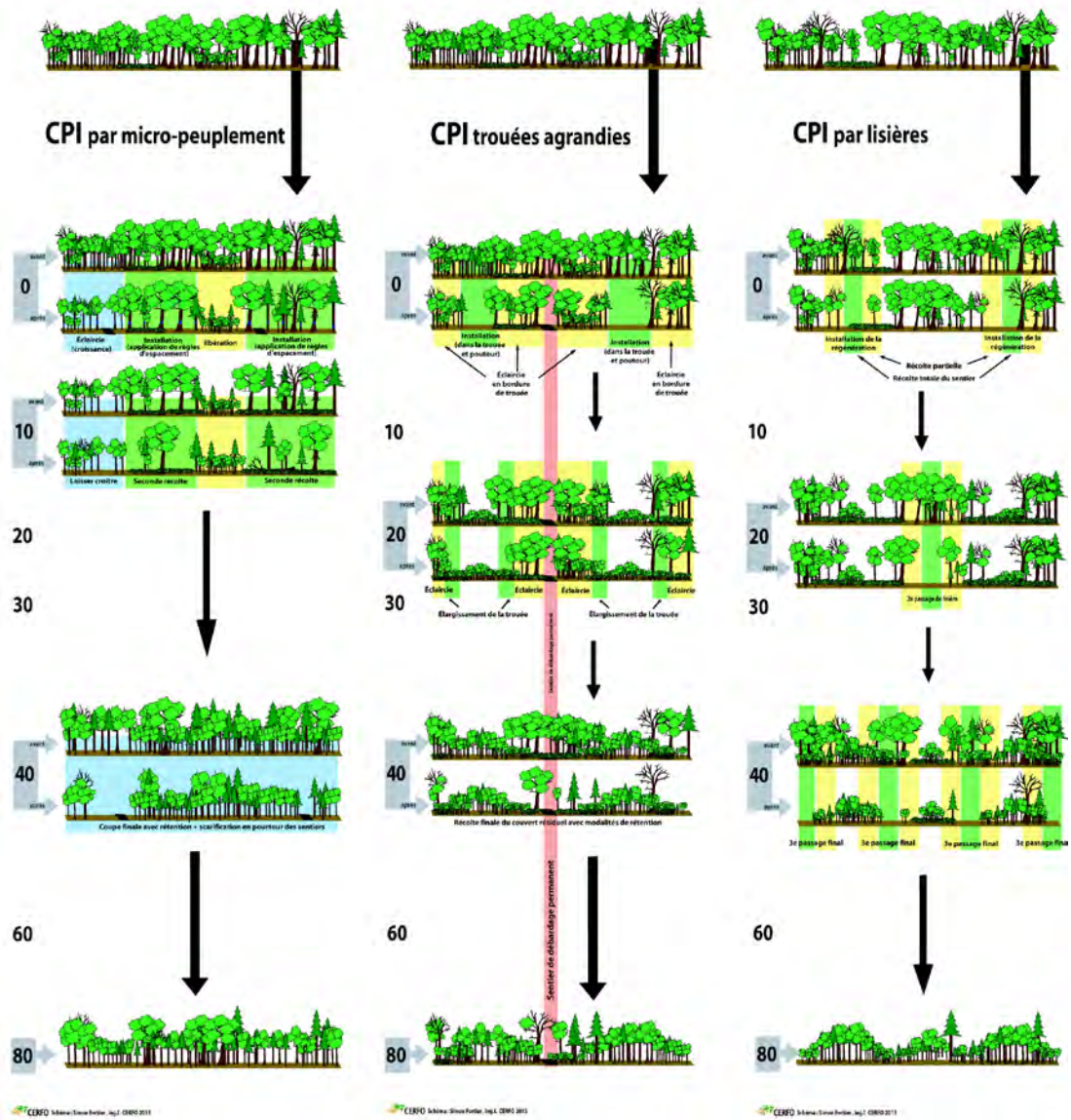
Cette étude nous permet de poser les bases des interactions entre la production ligneuse et la conservation de l'écosystème suite à l'application de la CPI en forêt mixte de l'est canadien. Toutefois, après deux saisons de croissance, les jeunes semis sont encore relativement de petite taille. Il aurait été intéressant de distinguer les semis ayant le potentiel de dépasser le couvert de neige à l'hiver suivant. Nous aurions ainsi pu évaluer la disponibilité de nourriture permise par les CPI à la saison hivernale où les ressources sont limitantes pour le lièvre. Un inventaire de brout après le deuxième hiver aurait permis de mieux documenter l'impact de l'herbivorie sur la survie des semis. L'intensité de la pression de brout étant directement liée aux populations d'herbivores, leurs densités pourraient être prises en compte au moment des opérations forestières. Dans l'éventualité où la pression de brout du lièvre était identifiée comme une contrainte majeure à la régénération du bouleau jaune, une planification ajustée au cycle du lièvre pourrait éviter une pression de brout importante au moment où les tiges sont suffisamment hautes pour être disponibles à la saison limitante, en hiver. Il est possible que l'utilisation des CPI par lisières par le lièvre d'Amérique ait été sous-estimée dans ce dispositif. L'inventaire des peuplements résiduels (interbandes et intertrouées) pourrait révéler une plus forte occupation de ces sites refuges tandis que les ouvertures seraient utilisées plus brièvement comme garde manger.

Outre les résultats présentés dans ce mémoire, le dispositif d'inventaire de régénération a également été établis dans 4 autres types de groupements d'essences du même secteur : la chênaie rouge, l'érablière à sucre, l'érablière à bouleau jaune et la pinède. Un deuxième secteur situé au abords du Grand lac George et coupé un an plus tard, a également complété l'étude. Ce deuxième dispositif ne comportait toutefois pas de CPI par trouées et n'avait pas subi de scarifiage. Les analyses de toutes ces données ont fait l'objet de rapports remis au Ministère des Ressources Naturelles et à Tembec par le CERFO et l'UQAT (Joanisse et al. 2011a; Joanisse et al. 2013; Joanisse et al. 2014).

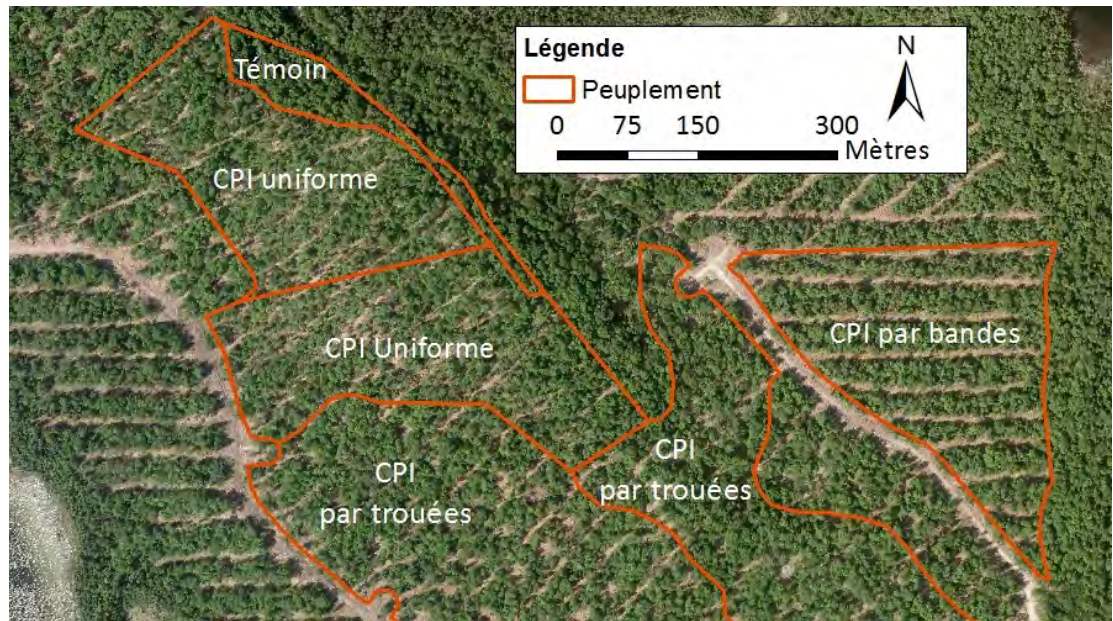
Ce projet de suivi de l'utilisation du milieu du lièvre d'Amérique permettra à court et moyen terme de déterminer l'impact des coupes progressives irrégulières sur cette espèce ainsi que l'impact de cette espèce sur la régénération du bouleau jaune. Ce projet est complémentaire à un projet en cours impliquant les communautés algonquines de Kitcasakik et de Eagle Village, où l'utilisation de l'habitat par le lièvre sera mesuré dans des peuplements ayant subi des coupes de jardinage. Ces travaux permettront dans leur ensemble de mieux évaluer l'effet des traitements sylvicoles sur cette espèce dans les forêts mixtes et feuillues du Témiscamingue, ainsi que dans des peuplements semblables ailleurs au Québec. Dans l'éventualité où ce type de coupe affecte négativement le lièvre, nous pouvons présumer qu'il en sera de même pour de nombreux autres prédateurs, dont plusieurs espèces d'animaux à fourrure d'intérêt commercial (i.e., martre d'Amérique au Témiscamingue).

Cette étude permettra aux représentants de la Table régionale Faune aux Tables de Gestion Intégrée des Ressources et du Territoire TGIRT, aux aménagistes des ressources naturelles et du territoire, et aux professionnels du Bureau du forestier en chef de mieux comprendre les impacts à court terme des coupes progressives irrégulières et de leurs patrons sur l'utilisation du petit gibier et, sur la qualité et le succès de la régénération pour une meilleure gestion de scénarios sylvicoles d'aménagement. Elle contribuera ainsi à l'évaluation des effets des Plans d'aménagement forestier intégrés (PAFI) sur les habitats fauniques. Un suivi à plus long terme devra toutefois être envisagé afin de dresser un portrait plus complet.

ANNEXE A – PATRONS DE COUPE PROGRESSIVE IRRÉGULIERE

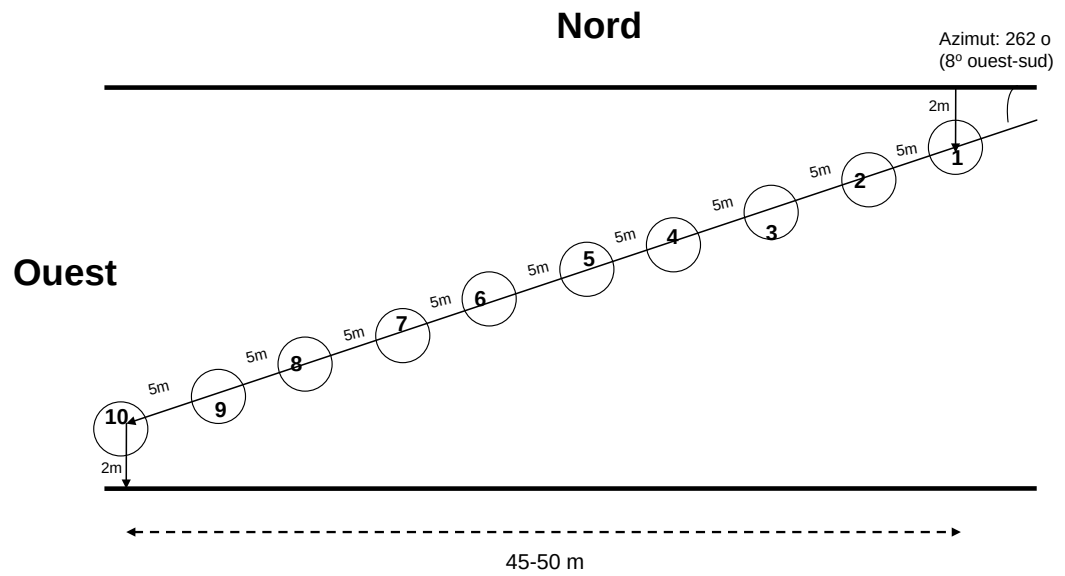


ANNEXE B – PHOTO AERIENNE DES TROIS PATRONS DE COUPE
PROGRESSIVE IRRÉGULIÈRE

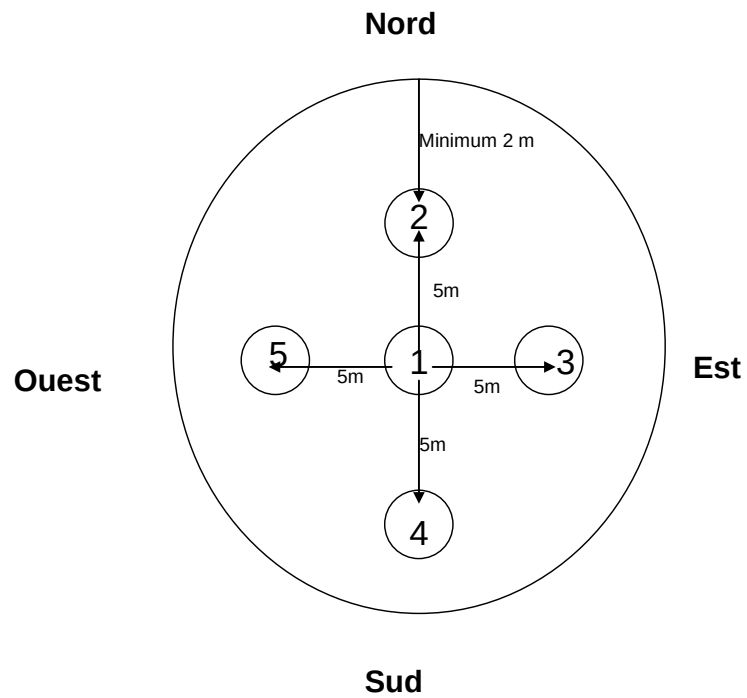


ANNEXE C – DISPOSITION DES MICROPLACETTES PAR GRAPPE

a) Pour les lisières



b) Pour les trouées



BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Alain, G. (1986). Plan tactique : le lièvre d'Amérique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Québec. 40 p.
- Ausband, D.E., and 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.
- Beaudet, M., and Messier, C. (1997). Le bouleau jaune en peuplements feuillus et mixtes: autécologie, dynamique forestière et pratiques sylvicoles. Forêt modèle du Bas-St-Laurent. 56 p.
- Bédard, S., and DeBlois, J. (2010). Effets de trouées sylvicoles sur l'établissement de la régénération d'une érablière à bouleau jaune après cinq ans. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 25 p.
- Bédard, S., Guillemette, F., Raymond, P., Tremblay, S., Larouche, C., and DeBlois, J. (2014). Rehabilitation of Northern Hardwood Stands Using Multicohort Silvicultural Scenarios in Québec. *Journal of Forestry* **112**(3): 276-286.
- Bélanger, L., Pâquet, J., and Cayer, B. (1998). Systèmes sylvicoles alternatifs pour la forêt du Haut-Saint-Maurice. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier du Ministère des Ressources naturelles., C.A.P. Naturels, Charlesbourg, Québec. 17 p.
- Bergeron, J.M., and Tardif, J. (1988). Winter browsing preferences of snowshoe hares for coniferous seedlings and its implication in large-scale reforestation programs. *Canadian Journal of Forest Research* **18**: 280-282.
- Blanchette, P., Desjardins, S., Poirier, M., Legris, J., and 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.
- Blouin, D., Lessard, G., and Desjardins, P.L. (2007). Régénération par coupe progressive irrégulière. Centre d'enseignement et de recherche de Sainte-Foy inc. (CERFO) et Groupement forestier Baie-des-Chaleurs. Rapport 2007-03. 63 p.

- Blouin, D., Ruel, M., Bournival, P., and Lessard, G. (2011). Éducation du bouleau jaune dans un dispositif expérimental de coupe progressive d'ensemencement à la station forestière de Duchesnay. Centre d'enseignement et de recherche de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2011-23. 54 p.
- Boan, J.J., McLaren, B.E., and Malcolm, J.R. (2011). Influence of post-harvest silviculture on understory vegetation: Implications for forage in a multi-ungulate system. *Forest Ecology and Management* **262**(9): 1704-1712.
- Bois, G., Imbeau, L., and 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.
- Bouffard, D., Nolet, P., Delagrangé, S., Lorenzetti, F., and Yamasaki, S. (2007). Vegetation control treatments to favor naturally regenerated *Betula alleghaniensis* saplings following seed-tree cut: Sapling monitoring two years after treatment. *Restoration Ecology* **15**(4): 679-687.
- Boutin, S., Krebs, C.J., Boonstra, R., Dale, M.R.T., Hannon, S.J., Martin, K., and Sinclair, A.R.E. (1995). Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest. *Oikos* **74**(1): 69-80.
- Bruciamacchie, M., and De Turckheim, B. (2005). La futaie irrégulière : Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature. Edisud. 286 p.
- Brugerolle, S. (2003). Caractérisation de l'habitat du lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales: une étude en forêt mélangée. In *Faculté des sciences et de génie. Université Laval, Québec*. p. 38.
- Brugerolle, S., Darveau, M., and 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, Québec. 49 p.
- Carreker, R.G. (1985). Habitat Suitability Index Models: Snowshoe hare. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 82 (10.101). 21 p.
- CERFO. (2007a). Aménagement forestier intensif, le cas du bouleau jaune. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Note technique 2007-03. 4 p.
- CERFO. (2007b). Sylviculture adaptée aux peuplements mixtes: les coupes progressives irrégulières. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Note technique 2007-05. 4 p.

- CERFO. (2011a). La coupe progressive irrégulière en réponse à plusieurs enjeux de biodiversité. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. Note technique 2011-01. 6 p.
- CERFO. (2011b). La coupe progressive irrégulière: pour une mise en oeuvre opérationnelle. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. Note technique 2011-02. 6 p.
- Conroy, M.J., Gysel, L.W., and Dudderar, G.R. (1979). Habitat components of clear-cut areas for snowshoe hares in Michigan. *Journal Wildlife Management* **43**: 680-690.
- Côté, S., Duclos, I., Joanisse, G., Lessard, G., and Fink, J. (2013). Régime de la futaie irrégulière et suivi de la biodiversité faunique dans le sous-domaine de l'érablière à bouleau jaune de l'ouest, version 2. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2013-18. 151p. + 4 annexes.
- Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C., and Waller, D.M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 113-147.
- Crcha, J., and Trottier, F. (1991). Guide de traitements sylvicoles : les feuillus tolérants. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, Service des techniques d'intervention forestière. 77 p.
- Crow, T.R., and Metzger, F.T. (1987). Regeneration under selection cutting. *In* Managing northern hardwoods. *Edited by* R.D. Nyland. SUNY Coll. Environ. Sci. and For. Syracuse, NY. pp. 81-94.
- De Bellefeuille, S., Belanger, L., Huot, J., and Cimon, A. (2001a). Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **31**(1): 41-51.
- De Bellefeuille, S., Gagné, N., Bélanger, L., Huot, J., Cimon, A., Déry, S., and Jetté, J.P. (2001b). 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**: 1312 -1325.
- Delagrangé, S., Lorenzetti, F., and Bouffard, D. (2008). Suivi à moyen terme de traitements d'amélioration de la régénération du bouleau jaune: Remesure 6 ans après dégagement des gaulis. Institut québécois de l'aménagement de la forêt feuillue. Rapport final (2007-2008). 22 p.
- Déry, S., and Leblanc, M. (2005). Lignes directrices pour l'utilisation de pratiques sylvicoles adaptées dans la cadre de la mise en oeuvre de l'objectif 4. Gouvernement du

- Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier. 13 p.
- Desjardins, P.L., Blouin, D., and Lessard, G. (2007). Régénération par coupe progressive irrégulière, Rapport 2006. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). 63 p.
- Environnement Canada. (2012). Archives nationales d'information et de données climatologiques. Normales climatiques au Canada 1971-2000, Belleterre, Québec. Available from http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_f.html?stnID=5978&lang=f&dCode=1&province=QUE&provBut=Recherche&month1=0&month2=12.
- Erdmann, G.G. (1990). *Betula alleghaniensis* Britt., Yellow Birch. In *Silvics of North America*. Volume 2. Hardwoods., R.M. Burns et B.H. Honkala. Washington, D. C. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook. pp. 133-147.
- Etcheverry, P., Ouellet, J.P., and Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2813 - 2822.
- 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., and Bergeron, Y. (2008). Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. In *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec. pp. 393-416.
- Ferron, J., and 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., and 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., Couture, R., and Lemay, Y. (1996). Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune. 198 p.
- Ferron, J., Potvin, F., and Dussault, C. (1998). Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **28**: 1335-1343.

- Ferron, J., and 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.
- Fuller, A.K., Harrison, D.J., and 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.
- Fuller, A.K., and Harrison, D.J. (2005). Influence of partial timber harvesting on American martens in North-Central Maine. *The Journal of Wildlife Management* **69**(2): 710-722.
- Gasser, D. (2007). Compétition et coexistence de l'érable à sucre et du bouleau jaune au stade juvénile. Thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal. 141 p.
- Gastaldello, P. (2005). Remise en production des bétulaies jaunes résineuses dégradées. Étude du succès d'installation de la régénération et des variations abiotiques et physiologiques à l'intérieur du lit de germination. Mémoire de maîtrise. Faculté de foresterie et de géomatique. Université Laval. 81 p. p. 81.
- Gastaldello, P., Ruel, J.-C., and Lussier, J.-M. (2007a). Delay in production of poor quality resinous yellow betula: study of the success of regeneration installation. *Forestry Chronicle* **83**(5): 742-753.
- Gastaldello, P., Ruel, J.-C., and Pare, D. (2007b). Micro-variations in yellow birch (*Betula alleghaniensis*) growth conditions after patch scarification. *Forest Ecology and Management* **238**(1-3): 244-248.
- Gauthier, P., Grenier, J.-D., and Lessard, G. (2006). Essais comparatifs de traitements sylvicoles permettant de favoriser la réintroduction d'essences feuillues à haut potentiel de valeur ajoutée dans les forêts feuillues de Lanaudière. Centre d'enseignement et de recherche de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2006-18. 41 p.
- Gilbert, B.S. (1990). Use of winter feeding craters by snowshoe hares. *Canadian Journal of Zoology* **68**: 1600-1602.
- 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. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Faune et Parc Québec. 107 p.
- Godbout, G., Poirier, M., and 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. Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction du

développement de la faune et Direction régionale de l'Abitibi - Témiscamingue, Québec. 51 p.

- Godman, R.M., and Krefting, L.W. (1960). Factors important to yellow birch establishment in upper Michigan. *Ecology* **41**: 18-28.
- Godman, R.M., and Tubbs, C.H. (1973). Establishing even-age northern hardwood regeneration by the shelterwood method; a preliminary guide. Research Paper NC-99. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 9 p.
- Griffin, P.C., and 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., and Moody, N.R. (1980). Estimation of browse by size classes for snowshoes hare. *Journal of Wildlife Management* **44**: 34-40.
- Grondin, P., and Cimon, A. (2003). Les enjeux de la biodiversité relatifs à la composition forestière. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec. 200 p.
- Guay, S. (1994). Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/6, Québec. 59 p.
- Hannah, P.R. (1991). Regeneration of northern hardwoods in the northeast with the shelterwood method. *Northern Journal of Applied Forestry* **8**(3): 99-104.
- Hannah, P.R. (1998). Observations on planted yellow birch. *Northern Journal of Applied Forestry* **15**(2): 106.
- Hodson, J., Fortin, D., and Bélanger, L. (2010a). Fine-scale disturbances shape space-use patterns of a boreal forest herbivore. *Journal of Mammalogy* **91**(3): 607 - 619.
- Hodson, J., Fortin, D., and Bélanger, L. (2010b). An appraisal of the fitness consequences of forest harvesting disturbance on snowshoe hare using habitat selection theory. *Oecologia* **164**(1): 73-86.
- 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., and 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.
- Hodson, J.K., Fortin, D., Belanger, L., and Renaud-Roy, E. (2012). Browse history as an indicator of snowshoe hare response to silvicultural practices adapted for old-growth boreal forests. *Ecoscience* **19**(3): 266-284.
- Homyack, J. (2007). Effects of precommercial thinning on snowshoe hares in Maine. *The Journal of Wildlife Management* **71**(1): 4-13.
- Houle, G., and Payette, S. (1990). Seed dynamics of *Betula alleghaniensis* in a deciduous forest of north-eastern North America. *Journal of Ecology* **78**: 677-690.
- Hughes, J.W., and Fahey, T.J. (1991). Availability, quality, and selection of browse by white-tailed deer after clearcutting. *Forest Science* **37**(1): 261-270.
- Jacqmain, H., Belanger, L., Hilton, S., and 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.
- Jarvis, J.M. (1957). Cutting and seedbed preparation to regenerate yellow birch. Department of Northern Affairs and National Resources, Forest Research Division, Haliburton Country, Ontario. Technical Note n°53. 17 p.
- Joanisse, G., Bournival, P., Lessard, G., and Vachon, L. (2011a). Évaluation des effets de la coupe progressive irrégulière sur la dynamique forestière: installation du dispositif de suivi du bois sur pied. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2011-21. 53 p.
- Joanisse, G., Lessard, G., Ruel, M., and Bournival, P. (2011b). Projet de stratification opérationnelle dans l'élaboration des plans de sondage et des prescriptions sylvicoles à l'aide d'un raffinement de la photo-interprétation existante. Partie I. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2011-16. 216 p.
- Joanisse, G., Lessard, G., and Imbeau, L. (2013). Effets de la coupe progressive irrégulière sur la dynamique forestière : succès d'installation de la régénération en bouleau jaune et en chêne rouge - installation du dispositif. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Rapport 2013-26. 92 p. + 6 annexes.
- Joanisse, G., Suffice, P., Lessard, G., and Imbeau, L. (2014). Effets de la coupe progressive irrégulière sur la dynamique forestière : succès d'installation de la régénération en

bouleau jaune - installation du dispositif, 2e secteur. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Rapport 2014-03. 96 p.

- Keith, L.B., Cary, J.R., Rongstad, O.J., and Brittingham, M.C. (1984). Demography and ecology of a declining snowshoe hare population. *Wildlife Monographs* **90**: 1-43.
- Keith, L.B. (1990). Dynamics of snowshoe hare populations. *Current Mammalogy* **4**: 119-195.
- Kneeshaw, D.D., and Prévost, M. (2007). Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **37**: 1534-1544.
- Krebs, C.J., Boutin, S., Boonstra, R., Sinclair, A.R.E., and Smith, J.N.M. (1995). Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* **269**(5227): 1112 -1115.
- Lavoie, E. (2004). L'éclaircie précommerciale d'hiver dans la sapinière à bouleau blanc: Effets sur l'habitat du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et de l'orignal (*Alces alces*) et sur la croissance du sapin baumier (*Abies balsamea*). Québec. p. 126.
- Lessard, G., Blouin, D., Bouffroy, E., Grenon, F., and Ruel, M. (2010). CERFO: 25 years of innovations in the forestry sector. *Forestry Chronicle* **86**(3): 328-338.
- Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., and Bissonette, J.A. (1985). A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal of Wildlife Management* **49**(3): 693-695.
- Lorenzetti, F., Delagrangé, S., Bouffard, D., and Nolet, P. (2008). Establishment, survivorship, and growth of yellow birch seedlings after site preparation treatments in large gaps. *Forest Ecology and Management* **254**(2): 350-361.
- Lyly, M., Klemola, T., Koivisto, E., Huitu, O., Oksanen, L., and Korpimäki, E. (2013). Varying impacts of cervid, hare and vole browsing on growth and survival of boreal tree seedlings. *Oecologia* **174**(1): 271-281.
- Majcen, Z. (2003). Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière; Dans: Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière (Colligé par Grondin P. et Cimon A.). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. 93-102.
- Malenfant, A. (2009). Comparaison de traitements sylvicoles visant à régénérer le bouleau jaune dans les peuplements mixtes du sud de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. 115 p.

- Marquis, D.A. (1965). Scarify soil during logging to increase birch reproduction. *Northern Logger* **14**(5): 24-42.
- Messier, C., Beaudet, M., Delagrange, S., Morin, A., and Poulin, J. (2002). Revue de littérature et recommandations à propos des pratiques sylvicoles associées au Bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire (GREFi) Université du Québec à Montréal. 15 p.
- Meunier, S., Gravel, D., Lessard, G., Blouin, D., and Patry, A. (2002). Étude sur les traitements sylvicoles favorisant la régénération du bouleau jaune à la Station forestière de Duchesnay. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2002-14. 29 p.
- Ministère des Ressources Naturelles. (2013a). Plan d'aménagement forestier intégré tactique (PAFIT) 081-51. Ministère des Ressources Naturelles, Direction des opérations intégrées de l'Abitibi-Témiscamingue. 93 p.
- Ministère des Ressources Naturelles. (2013b). Le guide sylvicole du Québec - Tome 2 : Les concepts et l'application de la sylviculture. Larouche, C., Guillemette, F., Raymond, P., Saucier, J.-P. Les publications du Québec. 744 p.
- MRNF. (2005). L'informateur faunique. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune **21**(2).
- MRNF. (2011). Norme de stratification écoforestière - Quatrième inventaire écoforestier. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 92 p.
- MRNFP. (2003). Manuel d'aménagement forestier, 4^{ème} édition. Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs, Direction des programmes forestiers, Québec. 245 p.
- Murray, D.L. (2003). Snowshoe hare and other hares. *In* Wild Mammals of North America. 2nd edition. Edited by G.A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. pp. 147-177.
- Nappi, A., and Poulin, J. (2013). Composition végétale. Fascicule 4.2. Dans: Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec. Roberval, Québec. pp. 125-134.
- Newbury, T.L., and Simon, N.P.P. (2005). The effects of clearcutting on snowshoe hare (*Lepus americanus*) relative abundance in central Labrador. *Forest Ecology and Management* **210**(1-3): 131-142.

- Newmaster, S.G., Parker, W.C., Bell, F.W., and Paterson, J.M. (2007). Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *Forest Ecology and Management* **246**(2–3): 196-207.
- Nolet, P., Doyon, F., and Baudet, M. (2000). Effets du jardinage avec trouées et du scarifiage sur la régénération des essences commerciales dans des peuplements de feuillus tolérants avec pin blanc. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF). 29 p.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs, C.J., Murray, D.L., and Hofer, E.J. (1998). Behavioural responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* **82**(1): 169-183.
- 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. In Faculté de foresterie, géomatique et de géographie. Mémoire de maîtrise, Université Laval. 42 p., Québec.
- Potvin, F., Bertrand, N., and 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.
- Prévost, M., Raymond, P., and Lussier, J.-M. (2010). Regeneration dynamics after patch cutting and scarification in yellow birch – conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research* **40**(2): 357-369.
- Quentin, B. (1994). Expérimentation de divers traitements sous couvert pour favoriser la régénération d'essences désirées en peuplements feuillus et mélangés, dégradés à base d'érables et de bouleaux jaunes: Projet 1019. Service Canadien des Forêts, Région du Québec. 39 p.
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, C., Larouche, C., and Tremblay, S. (2009). The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry* **107**(8): 405 - 413.
- Raymond, P., Bédard, S., Tremblay, S., and Larouche, C. (2010). La coupe progressive irrégulière, un out il prometteur pour la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique au Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Avis de recherche forestière. **18**: 2 p.
- Raymond, P. (2013). Chapitre 1 - L'autécologie des espèces commerciales: Le Bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). In Le guide sylvicole du Québec - Tome 1 : Les fondements biologiques de la sylviculture. Ministère des ressources naturelles. pp. 18-21.

- Raymond, P., Larouche, C., Bédard, S., and Tremblay, S. (2013). Chapitre 20 - La coupe progressive irrégulière. *In* Le guide sylvicole du Québec - Tome 2 : Les concepts et l'application de la sylviculture. Ministère des Ressources Naturelles. pp. 456-515.
- Rioux, J. (2006). Effets de la coupe avec la protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et de la coupe avec la protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) sur la faune de la pessière noire à mousses de l'Est. Mémoire de maîtrise, Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval. 92 p.
- Robitaille, D. (2003). Protection des plantations de feuillus contre la végétation concurrente dans les friches herbacées: plantation de Beaumont - résultats de sept ans. Mémoire de recherche forestière 142. Gouvernement du Québec; Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs; Direction de la Recherche Forestière. p. 60.
- Roy, M.E., Doyon, F., and Markgraf, R. (2011). Caractérisation des structures, de la régénération et de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais dans une optique de remise en production. Rapport final. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Québec. 107 p. + annexes
- Ruel, J.-C. (1992). The impact of competing raspberry (*Rubus idaeus* L.) and hardwood light demanders on balsam fir (*Abies balsamea* [L] Mill.) seedling growth. *Canadian Journal of Forest Research* **22**(9): 1408-1416.
- Ruel, M., Blouin, D., Lessard, G., Vachon, L., and Bournival, P. (2012). Remise en production et impacts fauniques de la coupe progressive irrégulière visant à favoriser la régénération et la croissance du bouleau jaune. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2012-04. 74 p.
- Saucier, J.-P., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, J., Morneau, C., Richard, P.J.H., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A., Morin, H., Thiffault, E., Gauthier, S., Lavoie, C., and Payette, S. (2009). Ecologie forestière. *In* Manuel de foresterie, 2ème édition. MultiMondes, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. pp. 165-316.
- Smith, J.N.M., Krebs, C.J., Sinclair, A.R.E., and Boonstra, R. (1988). Population biology of snowshoe hares. II. Interactions with winter food plants. *Journal of Animal Ecology* **57**(1): 269-286.
- St-Laurent, M.H., Cusson, M., Ferron, J., and Caron, A. (2008). Use of residual forest by snowshoe hare in a clear-cut boreal landscape. *Northeast. Nat* **15**(4): 497-514.
- Sullivan, T.P., and Moses, R.A. (1986). Demographic and feeding responses of a snowshoe hare population to habitat alteration. *Journal of Applied Ecology* **23**(1): 53-63.

- Sullivan, T.P., and Sullivan, D.S. (1988). Influence of stand thinning on snowshoe hare population dynamics and feeding damage in lodgepole pine forest. *Journal of Applied Ecology* **25**(3): 791-805.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., and Ransome, D.B. (2010). Long-term responses of mammalian herbivores to stand thinning and fertilization in young lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) forest. *Canadian Journal of Forest Research* **40**: 2302-2312.
- Swift, K.I., and Bell, F.W. (2011). What are the environmental consequences of using silviculturally effective forest vegetation management treatments? *Forestry Chronicle* **87**: 201-216.
- Thornton, D.H., Wirsing, A.J., Roth, J.D., and Murray, D.L. (2012). Complex effects of site preparation and harvest on snowshoe hare abundance across a patchy forest landscape. *Forest Ecology and Management* **280**: 132-139.
- 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.
- van der Kelen, G., and Lessard, G. (2004). Entre les coupes progressives et le jardinage par trouées: le cas des coupes progressives irrégulières. Synthèse de littérature. Centre d'enseignement et de Recherche en Foresterie de Sainte-Foy Inc. (CERFO), Réf. 3457-gl-am-13/09/04. 124 p.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* **47**(4): 893-901.
- Vincent, O. (1995). Première partie : Le territoire et ses occupants. In *Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue*. Institut québécois de recherche sur la culture. 763 p., Québec.
- Webster, C.R., and Jensen, N.R. (2007). A shift in the gap dynamics of *Betula alleghaniensis* in response to single-tree selection. *Canadian Journal of Forest Research* **37**(3): 682-689.
- Wilson, A.D., and Shure, D.J. (1993). Plant competition and nutrient limitation during early succession in the southern Appalachian Mountains. *American Midland Naturalist* **129**(1): 1-9.
- Wolff, J.O. (1980). The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* **50**(1): 111-130.