

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

RÉGÉNÉRATION NATURELLE APRÈS COUPE PARTIELLE DANS DES
PEUPELEMENTS MIXTES À DOMINANCE DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR
FREDDY NGUEMA ALLOGO

AOÛT 2019



BIBLIOTHÈQUE

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

Mise en garde

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

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

Warning

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

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

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de recherche Benoit Lafleur et mon co-directeur Brian Harvey pour leur disponibilité, leurs orientations et leurs conseils durant ces deux années. Merci surtout pour tout ce temps passé à m'expliquer le fonctionnement des écosystèmes forestiers de la région. Je tiens également à remercier Suzanne Brais pour ses orientations et ses conseils et surtout pour l'accueil qui nous a été réservé dans ce programme de maîtrise en écologie. Merci à tous les professeurs et à toute l'administration qui fait rayonner un peu plus ce programme de recherche par la qualité de leur travail. Merci très spécial également à Claude-Michel Bouchard pour sa disponibilité et la mise à disposition des données de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD). Nous ne saurions terminer sans remercier Marie-Robin Myler et Raynald Julien pour leur accueil ô combien chaleureux à la station de recherche et pour avoir rendu notre séjour aussi passionnant et agréable. À mon assistante de terrain, Annabelle Gagné qui a su m'apporter son expertise des forêts boréales, je dis un merci bien particulier. Merci au programme canadien de bourse de la francophonie (PCBF) et à la fondation de l'Université du Québec en Abitibi Témiscamingue (UQAT) pour leur appui financier pendant ce parcours. Enfin je dédie ce mémoire à mon épouse, Christiane MOUKAMBI, et à mes enfants, Frédiane et Messi.

AVANT-PROPOS

L'enfeuillage, i.e. l'augmentation de l'abondance relative de feuillus, notamment le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* [Michx]), observée à l'échelle du paysage après coupe forestière, constitue un défi pour l'aménagement des forêts mixtes de l'est du Canada. Principalement observé après coupe totale (CT), ce phénomène témoigne du rajeunissement de la forêt mixte et se traduit par une réduction de la composante résineuse dont dépendent les secteurs industriels de bois d'œuvre et de pâtes et papiers. Les coupes partielles (CP), un terme générique qui englobe une gamme d'intensités de prélèvement, se présentent comme des traitements alternatifs aux CT à faible rétention qui ont tendance à favoriser le retour des feuillus de lumière et de la végétation compétitrice. À l'inverse des CT, les CP auraient pour effet de limiter la régénération des feuillus de lumière et de maintenir ou promouvoir des structures et des compositions plus semblables à celles issues des perturbations secondaires naturelles telles que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]). Toutefois, on constate que même après CP, plusieurs facteurs, tels que la richesse relative du site, la composition forestière avant coupe et la compétition inter et intra-spécifique, peuvent influencer la composition, la densité et la croissance de la régénération naturelle, et donc la structure et la composition des futurs peuplements. En dehors de quelques dispositifs expérimentaux, les effets des CP, sur la régénération en forêt boréale mixte restent relativement peu documentés. Réalisée dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, cette étude vise à mieux comprendre les effets des CP sur la régénération naturelle dans des peuplements boréaux mixtes dominés par le peuplier faux-tremble.

Ce mémoire se divise en trois chapitres. Un premier chapitre fournit un survol de l'état des connaissances sur la forêt boréale mixte et la dynamique des peuplements après perturbation. Ce chapitre présente également l'objectif général de ce projet de

recherche, ainsi que les questions et les hypothèses auxquelles il tente de répondre. Le deuxième chapitre, rédigé sous la forme d'un article scientifique, présente les méthodes, les résultats et discute de ces résultats. Enfin, le troisième chapitre présente les implications sylvicoles de nos résultats, les limites de l'étude et suggère des pistes de recherche ultérieure.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	iii
LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ	x
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Forêt boréale mixte.	1
1.1.1 Présentation de la forêt boréale mixte.....	1
1.1.2 Structure et composition après perturbations naturelles	2
1.1.3 Autoécologie des espèces boréales	6
1.2 Défis de l'aménagement de la forêt boréale mixte.....	10
1.2.1 Impact de la coupe forestière sur la structure et la composition forestière.	11
1.2.2 Impact de la perturbation associée à la circulation de la machinerie forestière sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle.....	15
1.2.3 Impact des facteurs d'habitats sur l'abondance et la croissance des espèces forestières.....	16
1.3 Perspective d'aménagement de la forêt boréale mixte.....	19
1.3.1 Aménagement écosystémique.....	19
1.3.2 Quelques variantes de la coupe partielle.....	20
1.4 Objectifs du projet, questions de recherche et hypothèses.....	23
1.4.1 Objectifs du projet.....	23
1.4.2 Questions de recherche et hypothèses.....	24
CHAPITRE II RÉGÉNÉRATION NATURELLE APRÈS COUPE PARTIELLE DANS DES PEUPELEMENTS MIXTES À DOMINANCE DE PEUPLIER FAUX- TREMBLE	26
2.1 Résumé.....	26
2.2 Introduction	27

2.3 Matériels et Méthodes	33
2.3.1 Site d'étude	33
2.3.2 Caractérisation des peuplements.....	35
2.3.3 Inventaire de la strate arborescente et de la régénération naturelle	38
2.3.4 Inventaire de la régénération sur sentier et hors sentier.....	39
2.3.5 Analyses statistiques	41
2.4 Résultats	42
2.4.1 Strate arborescente avant et après coupe	42
2.4.2 Abondance de la régénération naturelle par traitement de récolte.....	44
2.4.3 Abondance de la régénération naturelle des gaules par traitement de récolte.....	45
2.4.4 Effet du positionnement sentier vs hors sentier sur l'abondance des semis.....	46
2.4.5 Hauteur et croissance de la régénération sur sentier et hors sentier.	48
2.4.6 Influence de la surface terrière et des substrats de germination sur l'abondance des semis.....	50
2.4.7 Influence des facteurs biophysiques sur la croissance des semis	52
2.5 Discussion	55
2.5.1 Influence des traitements de récolte sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle.....	55
2.5.2 Influence d'autres facteurs sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle.....	57
2.6 Conclusion et implications sylvicoles.....	59
CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE	61
BIBLIOGRAPHIE	63

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Schématisation simplifiée de la structure et la composition des types forestiers associés aux trois cohortes dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (tiré de Gauthier et al., 2008).	4
1.2	Dynamique des peuplements boréaux mixtes dans la région boréale de l'Est et de l'Ouest au Canada et le rôle des perturbations secondaires dans la dynamique des peuplements. SBW : Tordeuse des bourgeons de l'épinette ; FTC : livrée des forêts. (Tiré de Bergeron et al., 2014).	6
1.3	Modèle conceptuel illustrant les effets entre l'intensité du prélèvement de coupe et les facteurs biotiques et abiotiques d'habitat influençant la régénération naturelle.	21
2.1	Localisation du site d'étude	34
2.2	Plan d'échantillonnage dans chaque traitement de récolte (R : réplicats, PE : placettes d'échantillonnages).	38
2.3	Placettes d'échantillonnage pour l'inventaire des strates arborescentes et la régénération naturelle et de sous-bois.....	39
2.4	Schémas d'échantillonnage pour évaluer l'influence de la perturbation du sol sur la régénération naturelle dans le sentier et hors sentier.	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Caractéristiques autoécologiques des principales espèces de la forêt boréale mixte (Harvey et al., 2002; Leduc, 2013).....	12
2.1	Caractéristiques des peuplements échantillonnés	37
2.2	Surface terrière par espèce avant coupe $d_{hp} \geq 9,1\text{cm}$ ($\text{m}^2\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard).	43
2.3	Surface terrière des arbres marchands $d_{hp} \geq 9,1\text{cm}$ 7 à 19 ans après coupe ($\text{m}^2\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard).	44
2.4	Abondance (nombre $\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard) des tiges $\leq 1\text{m}$ de hauteur par traitement de récolte 7 à 19 ans après coupe.....	45
2.5	Abondance (nombre $\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard) des tiges $1\text{ cm} \leq d_{hp} \leq 9,1\text{ cm}$ par traitement de récolte 7 à 19 ans après coupe..	46
2.6	Abondance (nombre $\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard) des tiges $\leq 1\text{m}$ d'hauteur par traitement de récolte et position par rapport aux sentiers 7 à 19 ans après coupe.....	47
2.7	Abondance (nombre $\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard) de semis de résineux en fonction du traitement de récolte, de la position par rapport aux sentiers et moment d'établissement (préétablie versus après coupe) 7 à 19 ans après coupe.	49
2.8	Hauteur moyenne ($\text{cm} \pm$ erreur standard) de la régénération sur sentier et hors sentier par traitement de récolte ($n=190$) 7 à 19 ans après coupe.....	50

2.9	Accroissement annuel moyen (cm \pm erreur standard) des trois dernières années de la régénération végétative sur sentier et hors sentier par traitement de récolte (n=190) 7 à 19 ans après coupe.	51
2.10	Corrélations de Pearson entre les substrats de germination, surface terrière du tremble et du sapin et l'abondance de la régénération naturelle.....	53
2.11	Corrélation de Pearson entre les facteurs biophysiques et la croissance de la régénération naturelle.....	54

RÉSUMÉ

Les pratiques sylvicoles orientées vers des coupes de courtes révolutions et de faible rétention (ex. coupe totale [CT] et coupe avec protection de la régénération et des sols [CPRS]) ont considérablement modifié la composition de la forêt boréale mixte. A l'échelle du paysage, ces modifications se traduisent, entre autres, par l'augmentation de l'abondance des peuplements dominés par les feuillus intolérants à l'ombre (i.e. phénomène d'enfeuillage), notamment le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* [Michx]). Une des conséquences de ce régime d'aménagement est le rajeunissement de la forêt boréale mixte et la perte de la variabilité de la composition forestière, phénomène qui se traduit surtout par la réduction de la composante résineuse dont dépend l'industrie du bois d'œuvre et de pâtes et papier. Avec l'émergence du concept d'aménagement écosystémique et son adoption dans le nouveau régime forestier du Québec, il est attendu que la forêt boréale, y compris les peuplements mixtes qui la constituent, soit aménagée en s'inspirant de nos connaissances des régimes de perturbations et de la dynamique naturelle des peuplements. Dans ce contexte, lorsqu'elles sont réalisées dans les conditions propices, les coupes partielles (CP) devraient refléter l'importance relative des perturbations secondaires, telle que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]), sur la dynamique forestière. Réalisée dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, cette étude avait pour premier objectif d'évaluer, dans des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble, les effets de divers traitements de récolte et de la perturbation physique du sol sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle. Cette étude avait pour second objectif d'identifier le rôle modulateur que jouent certains facteurs biotiques (e.g. composition du peuplement) et abiotiques (e.g. température et texture du sol, épaisseur de la couche organique, substrat de croissance) sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle. Les peuplements étudiés ont été soumis à deux modalités de

récolte, soit des CP (25-31% de surface terrière prélevée) ou des CPRS (91-92 % de surface terrière prélevée) et comparés à des peuplements témoins non récoltés. Afin de tenir compte de la variabilité des peuplements au regard des propriétés de leurs sols, les peuplements sélectionnés pouvaient se trouver aussi bien sur des tills que sur des dépôts argileux, les dépôts de surface les plus abondants dans la région à l'étude. L'abondance et la croissance de la régénération ont été évaluées dans 90 placettes, soit 30 par modalité de récolte et dans le témoin. Les effets du traitement de récolte et de la perturbation locale associée à la circulation de la machinerie forestière sur l'abondance et la croissance en hauteur de la régénération naturelle ont été analysés à l'aide de modèles linéaires à effets mixtes. Les résultats montrent que les semis naturels de sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill) étaient significativement plus abondants dans les sites récoltés par CP que par CT. Par ailleurs, l'abondance des drageons de gaules de peuplier faux-tremble était significativement plus élevée après CT qu'après CP, et l'abondance des drageons de semis de peuplier faux-tremble était positivement corrélée à l'importance (i.e. la surface terrière) du peuplier faux-tremble mature dans le peuplement avant coupe. De plus, la croissance en hauteur des tiges en régénération de peuplier faux-tremble était positivement corrélée à la température du sol (variable fortement liée au degré d'ouverture de la canopée et à la quantité de lumière qui atteint le sol forestier), et ce, même plusieurs années après coupe. En outre, l'abondance du sapin baumier était positivement corrélée à l'abondance de litière mixte (i.e. un mélange de feuilles et d'aiguilles) et négativement corrélée à l'abondance de litière feuillue (substrat qui peut couvrir et limiter la croissance des germinants et qui limite l'accès des racines des semis au sol minéral). Ces résultats suggèrent que l'utilisation de pratiques sylvicoles qui réduisent l'ouverture de la canopée (i.e. les coupes partielles) pourrait limiter le retour massif du peuplier faux-tremble. Ainsi, les sites récoltés par CP seraient moins susceptibles à l'enfeuillage que ceux récoltés par CT. La CP pourrait donc avoir pour effet de favoriser le maintien de la régénération préétablie ainsi que l'établissement du sapin baumier, une espèce dont la germination des graines et la survie des semis sont favorisées par l'exposition du sol minéral. Des

recherches ultérieures sont néanmoins nécessaires afin d'identifier les niveaux adéquats de surface terrière de peuplier faux-tremble à prélever afin d'assurer le maintien de peuplements mixtes et d'explorer l'efficacité de traitements complémentaires du sol pour favoriser l'établissement de la régénération résineuse sous couvert.

Mots clés : Intensité de récolte, perturbation physique du sol, richesse relative du site, forêt boréale mixte, aménagement écosystémique, régénération forestière.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Forêt boréale mixte

1.1.1 Présentation de la forêt boréale mixte

La forêt boréale mixte du Canada (i.e. la partie de la forêt boréale constituée d'un mélange d'essences feuillues et résineuses) fait la transition entre la forêt feuillue tempérée au sud et la forêt boréale résineuse au nord (Prévost et al., 2003). Au Québec, la forêt boréale mixte couvre 139 000 km² et correspond au domaine de la sapinière à bouleau blanc et à la sapinière à bouleau jaune (Bergeron et al., 2014). Sur les plans écologique et économique, la forêt boréale mixte constitue une composante importante du territoire forestier de l'est du Canada (Prévost et al., 2003). Les «sites mixtes», généralement associés aux peuplements mélangés, sont typiquement parmi les plus fertiles et possèdent un drainage mésique à subhydrique (Légaré et al., 2005). De plus, les peuplements mixtes sont, selon certaines études, plus productifs que les peuplements purs (i.e. ceux dominés par une seule espèce) (MacDonald, 1995; Chen et Popadiouk, 2002; Paquette et Messier, 2011). Une plus grande complémentarité (i.e. séparation des niches ou facilitation) entre espèces compagnes (Hooper et al., 2005) possédant différents traits fonctionnels expliquerait cette plus grande productivité. Aussi, par la combinaison d'éléments des forêts feuillues et résineuses, la forêt boréale mixte contiendrait une plus grande variété d'habitats que la forêt boréale coniférienne continue, ce qui favoriserait ainsi une plus grande diversité végétale (Macdonald et al., 2010; Macdonald et Fenniak, 2007). La forêt boréale mixte est dynamisée par des perturbations naturelles (e.g. feu, épidémies d'insectes, chablis). Toutefois, depuis les années 1950 les coupes forestières mécanisées constituent un important agent de perturbation. Individuellement et cumulativement, ces perturbations affectent la

succession forestière, la structure et la composition de la forêt boréale mixte (Gauthier et al., 2008). Ultimement, ces modifications des propriétés d'habitats peuvent affecter la dynamique et la composition forestière (Gauthier et al., 2001,2008; Bouchard, 2005;).

1.1.2 Structure et composition après perturbations naturelles

Au Québec, le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc est dynamisé naturellement à la fois par de grandes perturbations comme le feu et les épidémies d'insectes, par exemple la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]) et la livrée des forêts (*Malacosoma americanum* [Fabricius]), mais aussi, particulièrement dans des peuplements âgés, par la mortalité synchrone de bouquets d'arbres (dynamique de trouées) (Gauthier et al., 2001; Bergeron et al., 2004). Selon le régime, les perturbations naturelles jouent un rôle important dans le maintien de la diversité des écosystèmes forestiers en favorisant à court terme la diversité et l'abondance de la régénération ainsi que la croissance des arbres (Archambault et al., 1997; Bergeron et al., 2002). À moyen et long termes et à grande échelle, les perturbations assurent la diversité des classes d'âges et la composition de peuplements (Bergeron et al., 2001; Gauthier et al., 2001). Le modèle des trois cohortes, tel que présenté par Bergeron et al. (1999) et Harvey et al. (2002), fournit une explication simplifiée de la succession observée dans la composition et la structure à l'échelle du peuplement et de la forêt après un feu en faisant référence à trois grands stades de développement des peuplements (Figure 1.1). Tout d'abord, en éliminant la majorité de la végétation et en créant des conditions favorables à l'établissement de la régénération des espèces pionnières (i.e. celles ayant des mécanismes de reproduction adaptés au feu), un feu sévère entraîne le remplacement d'un peuplement établi par un nouveau peuplement caractérisé par une strate relativement dense et homogène du point de vue de la composition et l'âge. La régénération naturelle de peuplier faux-

tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) ou des semis d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill] B.S.P.) et de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) s'établissent dans les premières années suivant un feu sous une strate continue d'arbres morts sur pied (chicots) de dimensions reflétant la structure du peuplement d'origine (Chen et Popadiouk, 2002). Ces nouveaux peuplements « la première cohorte », possèdent donc une structure équiennne (structure composée d'arbres ayant le même âge) et sont composés de ces espèces aptes à se régénérer après feux (1^{re} cohorte, Figure 1.1). Le peuplier faux-tremble, une espèce pionnière intolérante à l'ombre, tient une place particulièrement importante dans la dynamique de la forêt boréale mixte, entre autres, dans les régions où il y a une forte présence de dépôts de surface argileux (Abitibi-Témiscamingue, Lac-Saint-Jean). Cette espèce, si elle est présente dans le peuplement ou dans les environs au moment du feu, constitue une part importante de la végétation colonisatrice, grâce à sa capacité à se régénérer de façon végétative. La capacité de l'épinette noire et du pin gris à se régénérer après feu est due principalement à leurs banques aériennes de semences contenues dans des cônes sérotineux (semi-sérotineux dans le cas de l'épinette noire) qui protègent les graines des températures létales des flammes et permettent donc leur dispersion suite au passage du feu. Cette adaptation donne au pin gris et à l'épinette noire un avantage compétitif par rapport à d'autres espèces résineuses, comme le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis* [L.]) qui ne possèdent pas de mécanismes d'adaptation au passage du feu (Chen et al. 2009).

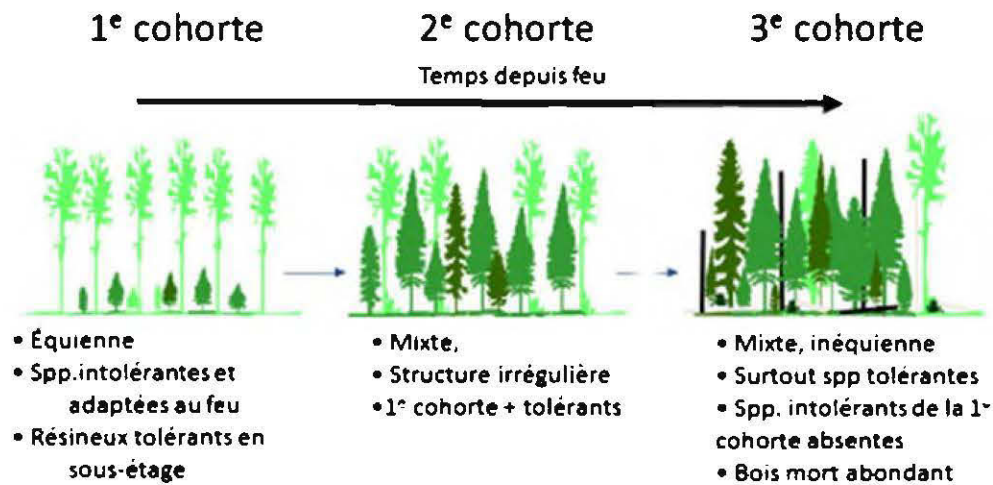


Figure 1.1 Schématisation simplifiée de la structure et la composition des types forestiers associés aux trois cohortes dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (tiré de Gauthier et al., 2008).

Lors du second stade du développement des peuplements (2^{ème} cohorte; Figure 1.1), stade dit de transition, les individus de la 1^{re} cohorte commencent à mourir naturellement. À mesure que les individus de la 1^{re} cohorte disparaissent de la canopée, on observe une augmentation de la disponibilité de la lumière, des ressources édaphiques et de l'espace (Chen et Popadiouk, 2002; Brassard et Chen, 2006). La mort des arbres de la 1^{re} cohorte contribue également à apporter des quantités importantes de chicots et de débris ligneux grossier (DLG) qui, en décomposant, forment des lits de germination propices pour l'épinette blanche et le thuya occidental (Simard et al. 1998). Au cours de ce second stade, on rencontre généralement des peuplements mixtes, composés partiellement d'arbres de la première cohorte et d'espèces plus tolérantes à l'ombre (sapin baumier, l'épinette blanche et le thuya occidental). Le stade dit de fin de succession ou de la végétation potentielle (3^{ème} cohorte, Figure 1.1) quant à lui est constitué de peuplements considérés comme vieux ou anciens, donc ayant une structure inéquienne et irrégulière (i.e. une structure verticale et horizontale relativement complexe) et une composition mixte. A ce stade, les espèces pionnières

sont généralement absentes ou plutôt rares, se limitant à quelques vétérans, aux individus morts, ou d'autres, plus jeunes, qui ont pu s'établir et se développer dans des trouées (Bergeron et al. 1999, Gauthier et al. 2008). Les vieux peuplements sur des sites mésiques du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest sont donc surtout constitués d'espèces tolérantes à l'ombre telles que le sapin baumier et l'épinette blanche (tolérance intermédiaire), mélangés à des bouleaux blancs (Grondin et al., 1998).

Au cours du développement des peuplements forestiers mixtes, les épidémies d'insectes constituent des perturbations secondaires importantes agissant sur la dynamique des peuplements (Figure 1.2). En s'attaquant surtout aux peuplements avec une forte composante de peupliers faux-trembles, la livrée des forêts intervient principalement sur les peuplements relativement jeunes, c'est-à-dire ceux de la première cohorte, tandis que la tordeuse des bourgeons de l'épinette attaque plutôt aux peuplements plus résineux des 2^{ème} et 3^{ème} cohortes où le sapin baumier et les épinettes dominant ou sont très présents. Dans les deux cas, la défoliation répétée des espèces hôtes mène à l'affaiblissement et souvent à la mort de toute ou d'une partie de la strate arborescente. Ceci a pour effet de modifier assez subitement les conditions environnementales des strates inférieures et de favoriser le recrutement et la croissance de la régénération naturelle. Ces perturbations permettraient ainsi le maintien de forêts mixtes à structure d'âges multimodale caractérisées par des peuplements en stade de succession avancé (Sturtevant et al., 1997; Brassard et Chen, 2010). Ainsi, la transition du couvert forestier peut amener le peuplement vers une structure verticale plutôt biétagée au niveau de la taille et inéquienne sur le plan de l'âge (Figure 1.1) (Brassard et al., 2008).

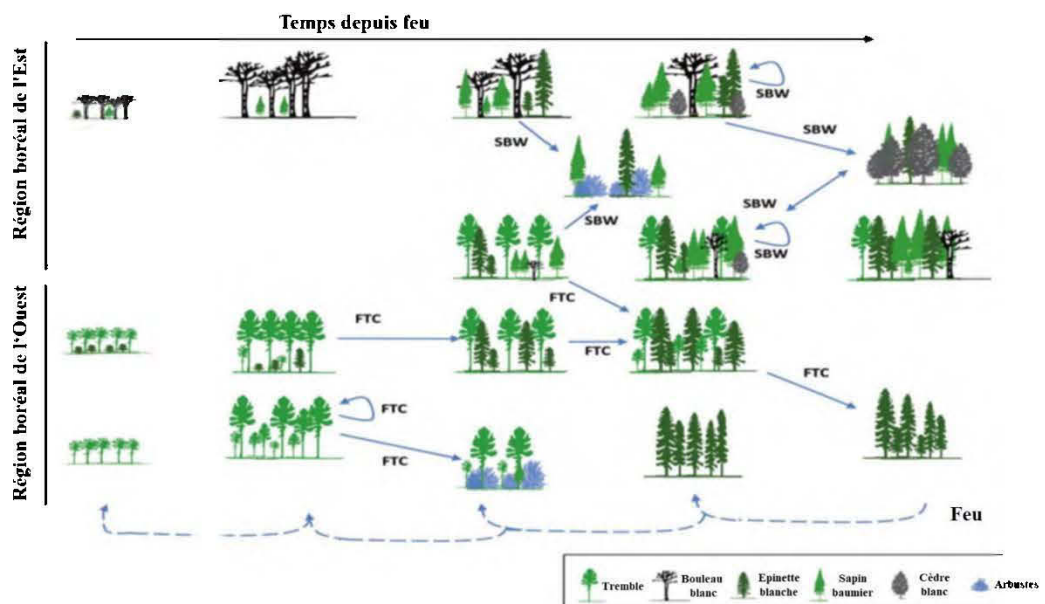


Figure 1.2 Dynamique des peuplements boréaux mixtes dans la région boréale de l'Est et de l'Ouest au Canada et le rôle des perturbations secondaires dans la dynamique des peuplements. SBW : Tordeuse des bourgeons de l'épinette ; FTC : livrée des forêts. (Tiré de Bergeron et al., 2014).

1.1.3 Autoécologie des espèces boréales

L'autoécologie est la partie de l'écologie qui étudie les relations entre les populations ou les espèces, considérées isolément, et leur environnement. (Delpech et al. 1985). Elle s'intéresse particulièrement aux exigences des espèces par rapport à divers facteurs d'habitat. La connaissance de l'autoécologie des essences forestières permet, entre autres, de mieux comprendre et prédire le développement des peuplements et la succession des espèces au sein de ceux-ci suite à une perturbation. Par exemple, le peuplier faux-tremble est une espèce dite pionnière en raison de sa capacité à s'établir très rapidement par drageonnement dans les forêts perturbées où il était déjà présent (Tableau 1.1). Très intolérant à l'ombre et ayant une croissance rapide, le peuplier faux-

tremble est capable de se régénérer localement de manière très efficace suite à la perte de la dominance apicale qui rompt un signal hormonal entre la cime et le système racinaire et déclenche le débourrement de drageons (Steneker, 1974). Après ce déclenchement, la croissance et la survie des drageons seraient favorisées par l'augmentation de l'intensité de lumière et de la température du sol (Brais et al., 2004). Bien que la reproduction végétative soit le principal mécanisme de régénération du peuplier faux-tremble, dans des conditions favorables, cette espèce peut aussi se reproduire de manière sexuée. Selon Jobidon (1995) et Larouche et al (2013), la production de semences chez le peuplier faux-tremble débute entre sa dixième et sa vingtième année, mais la capacité de germination des graines du peuplier faux-tremble est presque nulle. Ceci étant dit, les graines peuvent voyager des dizaines de kilomètres par le vent et des petits bouquets de tremble isolés au milieu des forêts résineuses témoignent d'établissement d'origine sexuée. Néanmoins, les graines du peuplier faux-tremble germeraient mieux sur un sol minéral ou un humus, et dans des conditions édaphiques d'humidité relativement constante, sans être des sols hydromorphes. Un bon drainage, des températures modérées, et une compétition pour la lumière faible ou nulle sont nécessaires pour la germination de ses graines (Jobidon, 1995; Larouche et al.,2013). En forêt boréale mixte, les peuplements de peupliers faux-trembles sont généralement récoltés entre 50 et 90 ans, mais certains individus ont une longévité qui peut dépasser 120 ans (Harvey et al., 2002; Leduc, 2013).

Le bouleau blanc, espèce intolérante à l'ombre et à croissance rapide, se régénère à la fois de manière sexuée et végétative, i.e. par graine et par rejet de souche (Tableau 1.1). L'ouverture d'un site par le feu favorise l'installation des semis de cette espèce et stimule la croissance des rejets de souche. Toutefois le taux de survie des rejets est faible. En effet selon Burns et Honkala (1990) moins de 27% des rejets survivent plus de 2 ans. Les graines du bouleau blanc peuvent être transportées sur de longue distance par le vent et leur germination nécessite un substrat propice, tel que le sol minéral (Jobidon, 1995; Larouche et al.,2013). Le bouleau blanc a une longévité qui peut

dépasser 200 ans ce qui fait que cette espèce peut persister assez longtemps dans un peuplement et apparaître dans les trouées des 2^{ème} et 3^{ème} cohortes (Harvey et al., 2002; Leduc, 2013).

Le pin gris est une espèce peu exigeante sur le plan nutritif et donc peu caractéristique des sites mésiques auxquels on associe généralement les peuplements mixtes. Cependant, en Abitibi-Témiscamingue où les sols argileux d'origine glaciolacustre sont abondants, le pin gris se trouve sur les sites riches. C'est une espèce pionnière dont le succès de la régénération après perturbation de feu exige la présence d'arbres porteurs de graines (Tableau 1.1). Il garde sa capacité de reproduction suite au feu grâce à ses cônes sérotineux (Sim et al., 1990; St-Pierre et al., 1992). Ces cônes constituent une enveloppe protectrice pour les graines contre le feu, qui survivent, en grande partie, alors à son passage. Les graines du pin gris germent préférentiellement sur des substrats dépourvus de litière, tels que le sol minéral. Le taux de croissance de cette essence est moyen à rapide et les peuplements purs ou mélangés sont généralement récoltés entre 60 et 80 ans. En absence de feu (ou coupe), certains individus d'un peuplement peuvent vivre plus de 200 ans, mais, inévitablement, meurent sans régénérer une nouvelle pinède (Tableau 1.1).

Parmi les espèces dites tolérantes à l'ombre, on note l'épinette noire. Le principal mode de régénération de cette espèce après feu est par graine. Tout comme le pin gris, l'épinette noire garde sa capacité de reproduction suite aux incendies grâce à des cônes semi-sérotineux situés au sommet des arbres matures et même des jeunes arbres. En absence de feu, l'épinette noire peut se reproduire par marcottage à partir d'un déploiement de racines adventives des branches inférieures en contact avec le sol (LeBarron, 1940). Le temps de régénération après feu est rapide dans le cas des graines, ou graduel, dans le cas des marcottes. Les graines de l'épinette noire germent préférentiellement sur des substrats dépourvus de litière tels que le sol minéral. Le taux de croissance de l'épinette noire est moyen. Toutefois, comme cette espèce peut

s'établir sur une grande variété de sites, les conditions édaphiques telles qu'un sol tourbeux ou un sol minéral influencent fortement sa croissance. Les peuplements purs et mixtes d'épinette noire sont typiquement récoltés entre 70 et 110 ans, mais des individus peuvent atteindre 250 ans (Tableau 1.1).

Enfin, le sapin baumier, l'épinette blanche, et le thuya occidental n'ont pas de mécanismes reproductifs adaptés au feu comme le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc, le pin gris et l'épinette noire, ce qui explique en partie leur présence relativement tardive dans la dynamique de succession des peuplements mixtes. Le sapin et le thuya peuvent marcotter quoique ce mode de régénération végétative soit moins fréquent que chez l'épinette noire. Espèces très tolérantes à l'ombre (sapin et thuya) et intermédiaire (épinette blanche), leur tolérance à l'ombre explique aussi leur persistance dans un peuplement, c'est à dire, leur présence en sous-bois dans les jeunes peuplements ainsi que leur dominance dans la strate arborescente des peuplements plus âgés (Tableau 1.1). La dispersion de graines à partir des peuplements matures à proximité des aires brûlées (ou récoltées) permet le maintien de ces espèces dans des territoires dynamisés surtout par le feu (ou soumis à la récolte). Les graines de ces espèces germent préférentiellement sur des substrats dépourvus de litière feuillue tels que le bois mort et le sol minéral (Simard et al., 1998). Grâce à leur temps de régénération après feu (graduel pour le sapin et l'épinette blanche, et long pour le thuya), ces espèces s'établiront à des stades de succession plus avancés (Chen et Popadiouk, 2002; Kneeshaw et al., 1998). La croissance de ces espèces est relativement lente quoiqu'en conditions favorables, le sapin et l'épinette blanche peuvent croître rapidement en phase juvénile. Grâce à leur capacité à se régénérer dans des conditions ombragées du sous-bois, ces espèces, en particulier le sapin et le thuya, peuvent persister très longtemps dans les peuplements (Tableau 1.1).

1.2 Défis de l'aménagement de la forêt boréale mixte

L'aménagement durable des forêts met l'accent sur le maintien de la structure et de la composition à long terme des écosystèmes forestiers, afin d'offrir aux générations actuelles et futures les avantages environnementaux, économiques et sociaux que procurent ces écosystèmes (Gouvernement du Québec 2010). L'aménagement durable des peuplements mixtes présente de nombreux défis pour les aménagistes. Entre autres, l'aménagement durable des peuplements mixtes doit tenir compte des caractéristiques autoécologiques de chaque espèce i.e., leurs différents modes de reproduction, taux de croissance, tolérance à l'ombre et longévité des espèces qui composent ces forêts (Harvey et al., 2002, , Leduc, 2013, Prévost et al., 2014). Les aménagistes doivent également bien comprendre comment leurs interventions, particulièrement les coupes forestières, conditionnent la structure, la composition et la dynamique de régénération des peuplements par rapport aux effets de la dynamique et des perturbations naturelles. De fait, la régénération naturelle arborescente suivant une perturbation est influencée par de nombreux facteurs, tels que le régime de lumière et la composition du couvert forestier pré-perturbation, l'abondance et la qualité de lits de germination, les conditions microclimatiques, la présence et la nature de la compétition végétale ainsi que la richesse relative des sites, caractérisée par l'épaisseur et le type d'humus et le dépôt de surface (texture, drainage). Certains de ces facteurs sont sujets à des modifications induites par les pratiques sylvicoles et pourraient favoriser ou nuire à la régénération forestière.

1.2.1 Impact de la coupe forestière sur la structure et la composition forestière

En forêt boréale les coupes forestières industrielles à grande échelle, majoritairement effectuées par coupes totales (CT), sont pratiquées depuis les années 1950. Elles jouent un rôle important dans la dynamique forestière aux échelles locale et régionale (Bergeron et al., 2001). La CT consiste à prélever la totalité ou quasi-totalité des arbres de taille marchande (au Québec DHP > 9,1 cm) d'un peuplement en une seule opération et permet l'établissement, soit naturellement soit artificiellement (ou par une combinaison des deux), d'une nouvelle forêt équienne. La CT peut laisser toutefois sur pied des arbres non commerciaux ainsi que des tiges commerciales de mauvaise qualité. Au Québec, cette pratique d'aménagement, longtemps utilisée en raison de sa rentabilité économique, a laissé place à la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) dans les années 1990 comme principale méthode d'exploitation forestière.

La différence essentielle entre la CT et la CPRS est que cette dernière, en restreignant la circulation de la machinerie forestière aux sentiers (soit environ 25% de la superficie des parterres de coupe), protège davantage les sols et la régénération préétablie (là où elle est présente), et donc favorise le renouvellement naturel de la forêt. Toutefois, les pratiques d'aménagement orientées vers des coupes industrielles de relativement courtes révolutions (i.e. moins de 100 ans) et de faible rétention (i.e. CT et CPRS) ont considérablement modifié la composition de la forêt boréale du Québec (Bergeron et al., 2002). On a longtemps pensé que la dynamique issue des CT ou CPRS était semblable à celle issue des incendies forestiers. Cependant, les études menées au cours des trois dernières décennies (Bergeron et al., 2001) nous mènent à constater que les effets de la CT à l'échelle du peuplement ne s'apparentent que superficiellement à ceux découlant des feux de forêt. Par exemple, en brûlant des parties aériennes de la

Tableau 1.1 Caractéristiques autoécologiques des principales espèces de la forêt boréale mixte (Harvey et al., 2002; Leduc, 2013).

Espèces	Mode de reproduction après feu	Temps de régénération après feu	Mode de reproduction en absence de feu	Taux de croissance	Tolérance à l'ombre	Age de révolution/Longévité (Années)
Peuplier faux-tremble	Dragons	Rapide	Dragons dans les trouées	Rapide	Très intolérant	50-90/55-120
Bouleau blanc	Graines, rejets de souches	Rapide	Germination en trouées	Moyen	Intolérant	60-90/140-200
Pin gris	Graines	Rapide	Germination sur affleurements	Moyen	Très intolérant	50-90/120-230
Épinette noire	Graines	Rapide ou graduel	Marcottage	Moyen	Tolérant	80-130/120-250
Épinette blanche	Graines	Variable (graduel)	Germination sous couvert	Lent	Intermédiaire	70-110/150-250
Sapin baumier	Graines	Variable (graduel)	Germination sous couvert	Lent	Très tolérant	50-90/100-200
Thuja occidental	Graines	Long	Germination (bois mort) ;	Lent	Très tolérant	80-160/150-600+

végétation et la couche organique, le feu est une perturbation qui altère davantage les propriétés chimiques du sol que la récolte. Il peut tuer complètement ou presque la végétation sur place (incluant la régénération en sous-bois), mais il laisse passablement de bois mort debout et au sol sur place. Par contraste, une coupe totale, par l'utilisation de la machinerie lourde, engendre une perturbation plutôt mécanique ou physique du sol (perturbations qui se traduisent par le compactage du sol organique et minéral), mais génère un volume de chicots et bois mort au sol beaucoup moindre dans les jeunes peuplements en développement. Le manque de chicots et le relativement faible volume de bois mort au sol dans les jeunes peuplements après coupe totale peuvent causer une diminution de la qualité d'habitat de nombreuses espèces, par exemple les grands rapaces, les oiseaux et les mammifères cavicoles, ainsi que les petits mammifères, salamandres et autres organismes qui dépendent du bois mort au sol (Imbeau et al., 1999, Brassard et Chen. 2010, Boucher et al., 2017).

À l'échelle du peuplement, l'effet immédiat de la coupe totale se manifeste souvent par une reprise vigoureuse de la végétation compétitrice, particulièrement sur les sites riches. L'étude de Harvey et Bergeron (1989) dans la sapinière à bouleau blanc de l'Abitibi a montré que la coupe totale (i.e. « CPRS ») a entraîné le passage d'un couvert forestier résineux ou mixte résineux vers une composition feuillue ou mixte feuillue après coupe. De plus, ce « virage feuillu » n'était pas restreint aux feuillus commerciaux (tremble et bouleau), mais incluait aussi des arbustes feuilles (aulne rugueux [*Alnus incana*], cerisiers [*Prunus spp.*], érable à épis [*Acer spicatum*]). Ce changement de composition a pour conséquence, entre autres, la formation d'une sous-canopée feuillue dense et d'une litière feuillue importante qui présente des effets inhibiteurs sur l'installation et la survie de la régénération des résineux (Simard et al., 1998). En effet, les petites graines de sapin baumier germent davantage sur un sol minéral avec peu ou pas de matière organique que sur une couche organique constituée ou couverte de litière feuillue fraîche (Cornett et al., 1998). Les semis qui réussissent à germer sont souvent étouffés par une couche de feuilles tombées en automne et

écrasées par le poids de la neige. Les études de Simard et al. (1998), Greene et al. (1999) et Robert et al. (2012) ont montré que les résineux se trouvaient le plus souvent dans des microsites relativement bien éclairés, dépourvus ou presque de litière, en particulier de litière feuillue, et avec une couverture réduite de végétation inférieure (i.e. <50 cm de hauteur). De plus, le bois mort bien décomposé constitue un substrat particulièrement favorable pour le thuya (Simard et al. 1998) et l'épinette blanche (Robert et al. 2012).

A l'échelle du paysage, la comparaison des impacts de l'aménagement forestier basé essentiellement sur les coupes totales et ceux d'un régime naturel de feux de forêt montre également des différences de structure d'âge et de composition forestière (Reich et al., 2001; Fourrier et al., 2013; Taylor et al., 2013). Selon Bergeron et al. (2001), dans l'ouest de l'Abitibi le cycle de feu moyen pour la période 1920-1999 est de 325 ans et l'âge moyen des forêts est de 140 ans. Ceci se traduit par un paysage forestier qui, historiquement, a été en moyenne plus âgé qu'actuellement et donc, composé davantage de peuplement résineux et mixte à dominance résineuse (2^{ème} et 3^{ème} cohortes). Actuellement, la majeure partie de la forêt boréale sous un régime d'aménagement équienne est aménagée sur des révolutions d'environ 80 ans, bien que des forêts naturelles passablement plus âgées soient encore exploitées. Cette différence entre l'âge moyen historique de la forêt (environ 140 ans) et le régime d'aménagement actuel (révolutions forestières autour de 80 ans) est reflétée par le rajeunissement de la matrice forestière et par la perte de vieilles forêts et de la diversité végétale et animale qui y est associée (Imbeau et al., 1999, Brassard et Chen. 2010).

1.2.2 Impact de la perturbation associée à la circulation de la machinerie forestière sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle.

La récolte forestière peut directement et indirectement influencer les propriétés du sol (Figure 1.3). Particulièrement dans des sentiers de débardage, l'action directe de la circulation de la machinerie forestière a pour effet de détruire la végétation du sous-bois, incluant la régénération préétablie, écraser ou enlever la couche organique et, selon la nature du dépôt, compacter les horizons supérieurs du sol minéral (Harvey et Brais, 2002). Cette compaction peut empêcher l'établissement et la croissance des semis selon qu'on se trouve sur les sentiers de récolte) où le sol est plus compacté (perturbation élevée donc possible obstacle à la croissance et à la pénétration des racines) ou en dehors des sentiers (perturbation faible et sol moins compacté) (Stransky et al., 1985, Prévost 1992, Harvey et Brais, 2002). Cette action contribue à réduire l'épaisseur de la couche organique, à exposer le sol minéral et à modifier la qualité du drainage par la formation d'ornières et la compaction du sol. L'étude de Harvey et Brais (2002) réalisées en forêt boréale mixte a montré qu'au cours des 7 années suivant la coupe, celle-ci pouvait engendrer un gradient de perturbation physique du sol, du sentier (perturbation élevée) jusqu'au centre de la bande qui sépare les sentiers (bande de protection; perturbation faible), et influencer l'abondance des espèces arbustives et herbacées, selon que l'on soit sur sentier ou hors sentier (bande de protection). Dans le cadre de cette étude, sur les sites à texture fine, les densités d'épinette noire et de sapin baumier étaient élevées (> 20 000 tiges/ha chaque) et les espèces du sous-bois demeuraient abondantes dans les bandes de protection (Harvey et Brais, 2002). La perturbation plus sévère dans les sentiers a favorisé l'établissement du mélèze, du framboisier et de graminoides (Harvey et Brais, 2002). Sur les sites à texture grossière, une réduction temporaire du recouvrement des éricacées a été observée dans les sentiers (Harvey et Brais, 2002). D'autres espèces, telles que le peuplier faux-tremble ou le

bouleau blanc, pourraient s'installer sur les sentiers là où elles étaient déjà présentes (Jeglum, 1983; Harvey et Brais, 2002).

1.2.3 Impact des facteurs d'habitats sur l'abondance et la croissance des espèces forestières

L'habitat, notamment le milieu de germination (sol, litière) est le facteur prépondérant à l'installation des recrues dans les sapinières boréales (Bergeron et al., 1992, Brais et al. 1995, Raymond et al., 2000). D'après une étude de Raymond et al., (2000) réalisé en sapinières boréales riches de secondes venues, les résultats de 5 saisons de croissance ont montré que le milieu de germination était le facteur prépondérant à l'installation des recrues des espèces telles que le sapin baumier, l'épinette blanche et le bouleau à papier (Raymond et al., 2000).

Les sols du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest sont constitués, en grande partie, d'argiles glaciolacustres (sols riches), de tills glaciaires (sols moyennement riches à pauvres), des dépôts fluvioglaciaires (sols généralement pauvres) et, de dépôts organiques (Bergeron et al., 1992). Les dépôts de surface sont définis comme des sédiments meubles (argile, sable, gravier, cailloux, blocs, etc.) d'origine, de nature, de morphologie et d'épaisseur diverses. Ils reposent généralement sur le substrat rocheux, en relation directe avec les processus de pédogenèse (formation et évolution d'un sol) qui offrent le support à la végétation sous-jacente (Dufour, 2016). Le sol est à la fois un réservoir et un conducteur pour les éléments nutritifs, l'eau et l'air. La texture du sol influence la croissance des espèces à travers ses effets sur la rétention d'eau et la capacité d'échange cationique (Brais et al. 1995). D'après plusieurs études réalisées en forêt boréale, le type de dépôt de surface (Figure 1.3) ainsi que la texture et le drainage du sol ont un effet sur la composition, l'abondance et la croissance

relatives des espèces des strates de de sous-bois, arbustive et arborescente des peuplements (Légaré et al., 2001; Laquerre et al., 2009).

L'étude de Légaré et al. (2001), réalisée sur deux types de dépôts de surface (i.e. till et argile) et dans quatre types de couverts forestiers en forêt boréale mixte a montré que la richesse et la diversité de la strate de sous-bois étaient influencées par le dépôt de surface. Plusieurs espèces, telles que *Mitella nuda*, *Rubus pubescens* et *Galium triflorum*, étaient associées à des dépôts d'argile et deux espèces, *Diervilla lonicera* et *Maianthemum canadense*, étaient associées aux tills. Les sites (particulièrement les argiles glaciolacustres) seraient plus sensibles à l'enfeuillement par le peuplier faux-tremble que les sites subhydriques (Laquerre et al., 2009). Selon Harvey et Bergeron (1989) et Harvey et al (1995), en Abitibi, le peuplier faux-tremble montre une bonne capacité à revenir après coupe, notamment sur des sites à dépôts fins tels les argiles glaciolacustres. D'après Laquerre et al (2009), les sols jouent un rôle important dans la croissance des plantes/arbres. Des espèces telles que le peuplier faux-tremble sont associées aux sols épais riches en argiles (Laquerre et al., 2009). D'autres facteurs, tels que le drainage du sol, joueraient un rôle important dans la croissance et la survie des semis. En effet, d'après l'étude de Landhäusser et Lieffers (2003), sur les sols mal drainés, une augmentation de l'humidité des sols pourrait avoir pour conséquences de créer des conditions fréquemment anoxiques au niveau du système racinaire des semis et par conséquent réduire l'assimilation des nutriments et affecter la croissance et la survie des semis. D'après l'étude de Sims et al. (1990), le sapin et l'épinette blanche sont communs tant sur les sols mal drainés que bien drainés (mais pas très pauvres) et croissent sur des sols de profondeurs variées, hormis les sols très minces.

Par ailleurs, la température du sol et la quantité de lumière incidente sont également susceptibles de modifier l'abondance et la croissance des semis d'espèces arborescentes (Figure 1.3). Sims et al (1990) ont montré que la survie des jeunes semis d'épinette est favorisée lorsque le milieu est partiellement ombragé, car ceci limite

l'évapotranspiration et améliore la température des lits de germination et des microsites de croissance. Une étude menée par Gray et al. (2002) dans le Pacifique Nord-Ouest aux États-Unis a montré, le long d'un gradient d'ouverture de la canopée, que la température de l'air et du sol augmentait avec la taille des trouées et que dans des trouées de 0.2 ha la température de l'air et du sol pouvait fréquemment dépasser 30°C et 20°C, respectivement. Chez les épinettes noires et blanches, l'activité photosynthétique commence à diminuer dès que la température de l'air atteint 20°C et elle cesse complètement lorsqu'elle atteint 35°C (Lamhamedi et Bernier 1994), les semis d'épinettes établis dans des parterres de coupes sont donc susceptibles de voir leur taux de croissance diminuer sous l'effet d'une ouverture complète de la canopée par la récolte. Enfin, la quantité de lumière disponible suite à l'ouverture de la canopée par la récolte est également susceptible d'influencer l'abondance relative des essences tolérantes (p. ex. le sapin baumier et l'épinette noire) et intolérantes (p. ex. le peuplier faux-tremble) à l'ombre et, par conséquent, le développement et la composition future des peuplements (Beaudet et al. 2011).

Enfin, en Abitibi, Harvey et Bergeron (1989) et Harvey et al. (1995) ont observé après une coupe totale une plus forte densité d'espèces compétitrices comme le framboisier, les cerisiers, l'aulne rugueux et l'érable à épis. En faisant compétition pour la lumière et les ressources du sol, ces espèces constituent une contrainte potentielle à la croissance et à la survie des semis préétablis et des jeunes arbres. Selon Jobidon (1995) et Larouche et al (2013), grâce à la capacité de leur système racinaire à explorer l'humus, leur très forte exigence en éléments nutritifs et leur capacité de croître très rapidement dans les stations partiellement ombragées, ces espèces compétitrices limitent les possibilités d'établissement d'une régénération résineuse et tendent également à devenir dominantes dans les peuplements en rétablissement de sapin baumier associé au bouleau blanc.

Dans ce contexte, il est primordial de mieux connaître les effets de divers traitements sylvicoles sur l'environnement de croissance de la régénération naturelle afin de mieux prévoir et contrôler le développement et la composition des peuplements en régénération suite à la récolte.

1.3 Perspective d'aménagement de la forêt boréale mixte

1.3.1 Aménagement écosystémique

L'aménagement écosystémique, adopté dans le régime forestier du Québec en avril 2010 (L.R.Q., c. A18-1) et mis en vigueur en 2013, est une approche qui vise à maintenir les forêts aménagées dans un état proche de celui des forêts naturelles (Gouvernement du Québec 2010). Par la réduction des écarts entre les paysages issus des perturbations naturelles et ceux aménagés, elle a pour objectif de maintenir la structure et la composition des écosystèmes forestiers afin de garantir le maintien des fonctions des écosystèmes et, par conséquent, de conserver les bénéfices sociaux et économiques que l'on en retire (Gauthier et al., 2008). Avec l'émergence du concept d'aménagement écosystémique et de son adoption légale, il est attendu que les peuplements forestiers, dont les peuplements boréaux mixtes, soient aménagés en s'inspirant de nos connaissances des régimes de perturbations et de la dynamique naturelle des peuplements (Bergeron et al., 1999).

Ainsi, tout en reconnaissant de nombreuses différences entre les perturbations naturelles et anthropiques, les effets des grands incendies, particulièrement en ce qui a trait au recrutement de peuplements équiennes, peuvent être « reproduits » par l'utilisation d'un régime de récolte à faible rétention (i.e. CT, CPRS), alors que les perturbations secondaires, comme les épidémies de tordeuse et de la livrée des forêts et les chablis, peuvent être « simulées » par l'application de coupes partielles (CP) (Bergeron et al., 1999).

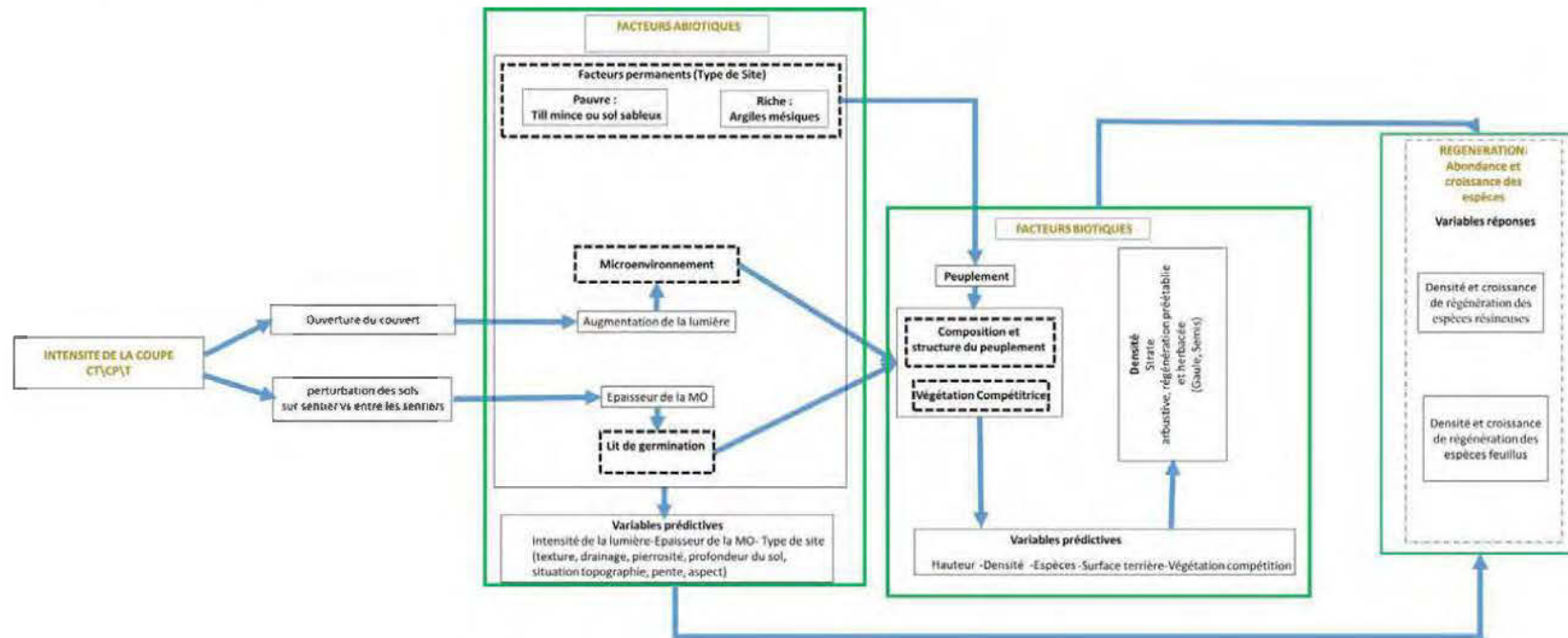
1.3.2 Quelques variantes de la coupe partielle

Dans une perspective d'aménagement écosystémique, les CP sont considérées comme une alternative, ou plutôt un ajout d'outils importants à intégrer au régime d'aménagement traditionnel axé presque exclusivement sur la CT ou CPRS. Le développement de pratiques sylvicoles permettant le maintien d'une mosaïque forestière ressemblant davantage à celle de la forêt dynamisée par des perturbations naturelles (i.e. variabilité structurale et compositionnelle et différentes classes d'âges, incluant des forêts surannées et anciennes) a été proposé, entre autres, par Bergeron et Harvey (1997). Les coupes partielles consistent à récolter une partie des arbres commercialisables d'un peuplement forestier, laissant ainsi un couvert forestier, du moins partiel, en tout temps sur une hauteur égale ou supérieure à 7 mètres. On distingue plusieurs types de coupes partielles selon l'objectif d'aménagement et les modalités d'interventions. Par exemple, un régime sylvicole de coupes progressives irrégulières (CPI) consiste d'une série de coupes partielles successives d'intensité faible ou modérée et aux intervalles de 20 à 40 ans. La CPI vise donc à prélever les arbres parvenus à maturité et favoriser le remplacement de ceux-ci tout en établissant une nouvelle cohorte de régénération après chaque intervention et en maintenant ou générant des peuplements de structure d'âge (ou diamétrale) irrégulière (Raymond et al 2009).

Les peuplements de structure irrégulière comprennent certains attributs des vieilles forêts dont des étages multiples, un mélange de cohortes (semblable à l'issue de la dynamique de perturbations secondaires naturelles), une variabilité dimensionnelle des arbres et de leur distribution spatiale, des trouées de tailles variées et irrégulièrement distribuées et la présence de régénération en sous-bois.

L'intensité des prélèvements des CPI peut se situer entre 20 et 50% de la surface terrière du peuplement, le temps de rotation (de l'intervention subséquente) étant

Figure 1.3 Modèle conceptuel illustrant les effets entre l'intensité du prélèvement de coupe et les facteurs biotiques et abiotiques d'habitat influençant la régénération naturelle.



directement associé au prélèvement. En principe, ce régime sylvicole permettrait de produire de façon « continue » du bois d'œuvre de qualité à partir des peuplements traités. La coupe progressive uniforme (CPU), quant à elle, est un régime sylvicole équiennne qui vise à régénérer un peuplement naturellement en deux ou trois interventions réalisées à l'intérieur d'une vingtaine d'années. Généralement appliquée dans des peuplements équiennes composés d'au moins une essence tolérante à l'ombre, une première coupe prélève généralement plus de 50 % de la surface terrière, tout en laissant des semenciers dans l'étage supérieur et en diminuant la densité de tiges afin d'augmenter l'entrée de la lumière en sous-étage. En supposant que les conditions créées par le peuplement résiduel soient plus ouvertes et composées de semenciers désirés, d'enseillement au sol et de lits de germination adéquats, cela favorise l'installation de régénération naturelle abondante et bien distribué. Une ou deux coupes subséquentes seront appliquées dans les 10 à 20 ans suivants. Comme il s'agit d'un régime sylvicole équiennne, le maintien du couvert partiel est de courte durée et les jeunes peuplements régénérants de ces traitements ne se distinguent pas nécessairement beaucoup, sur le plan structurel, d'autres coupes de faible rétention comme la CPRS et la coupe totale. Néanmoins, les CP, dans l'ensemble de leur gamme de variabilité, constituent une alternative ou un complément intéressant à la CT et à la CPRS qui rajeunissent systématiquement le paysage forestier. Par ailleurs, des études récentes portant sur les CP permettent de faire quelques constats. Par exemple, à l'échelle du paysage, les CP maintiendraient mieux la biodiversité des écosystèmes forestiers (i.e. structure et composition, legs biologiques) en favorisant une transition de peuplements relativement jeunes et simples vers des structures et des compositions plus semblables aux vieux peuplements (Pothier et Prévost, 2002; Brais et al., 2013). Elles permettent ainsi de reproduire, du moins partiellement, les attributs des forêts anciennes ou surannées, surtout en ce qui a trait à la structure inéquiennne, essentielle au maintien des habitats pour la biodiversité (Pothier et Prévost, 2002 ; Bose et al., 2015). Les CP pourraient également diminuer les effets liés à la récolte sur les habitats forestiers et mieux préserver la composition spécifique des strates de sous-bois des forêts âgées ou

anciennes. Ainsi, un régime d'aménagement incorporant les CP devrait permettre de maintenir des forêts mixtes, et plus précisément des forêts mixtes à dominance résineuse (Prévost et Pothier, 2003; MacDonald et al., 2004; Prévost et al 2010), ainsi qu'une portion du couvert forestier régional en peuplements caractéristiques des stades de succession avancés (Bergeron et Harvey 1997 ; Bergeron et al., 1999 ; Harvey et al., 2002). Les CP constituent donc un moyen de générer, du moins en partie, la variabilité naturelle de la composition et de la structure interne de peuplements et, à plus grande échelle, de maintenir des paysages ayant un caractère plus naturel dans les régions forestières aménagées (Bergeron et Harvey, 1997; Gendreau-Berthiaume et al., 2012).

1.4 Objectifs du projet, questions de recherche et hypothèses

1.4.1 Objectifs du projet

Ce projet de recherche avait pour objectif général d'améliorer nos connaissances des effets 1) de divers traitements de récolte définis par différentes intensités de prélèvement, 2) de la perturbation physique du sol et 3) des facteurs d'habitat sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle dans des peuplements mixtes à dominance peuplier faux-tremble en Abitibi. Plus spécifiquement, il s'est agi dans un premier temps d'évaluer et de comparer l'effet de différentes intensités de prélèvement (i.e. les effets de différents traitements de récolte) sur l'abondance de la régénération naturelle des espèces commerciales. Dans un deuxième temps, il s'est agi d'évaluer et comparer l'effet de la perturbation physique des sols associée à la circulation de la machinerie lors de la récolte sur la croissance de la régénération naturelle située dans les sentiers et hors des sentiers de débardage. Enfin, il a été question d'identifier comment certains facteurs biotiques (e.g. composition du peuplement) et abiotiques (e.g. épaisseur de la couche organique, température, texture du sol et substrats en

surface) influencent l'abondance et la croissance de la régénération naturelle à moyen terme (7-19 ans après la coupe).

1.4.2 Questions de recherche et hypothèses

Question 1 : Les traitements de récolte, tels que définis par différentes intensités de prélèvement, ont-ils un effet sur l'abondance de la régénération naturelle des espèces feuillues et résineuses à moyen terme ?

Hypothèse 1 : A) Plus l'intensité du prélèvement est faible, plus l'abondance de la régénération naturelle des espèces résineuses post-coupe est élevée (Doucet, 1988). B) À l'inverse, l'abondance de la régénération naturelle du peuplier faux-tremble est positivement liée à l'augmentation de l'intensité du prélèvement (Brais et al., 2004, Prévost et al 2010).

Compte tenu des différences locales de perturbation (i.e., ouverture du couvert, présence de substrat de germination adéquat, exposition du sol minéral et hausse de la température du sol) et le mode de reproduction des espèces, nous posons la question et l'hypothèse suivantes :

Question 2 : La perturbation associée à la circulation de la machinerie forestière lors de la récolte influence-t-elle l'abondance et la croissance de la régénération naturelle différemment sur sentier et hors sentier ?

Hypothèse 2 : A) Le recrutement post-récolte, de la régénération feuillue est plus élevé dans les sentiers (sols perturbés, plus grande ouverture du couvert forestier) qu'en dehors des sentiers (sols non perturbés, moins grande ouverture du couvert). B) Par ailleurs, à moyen terme (7-19 ans après la coupe) l'abondance de la régénération

résineuse sera plus élevée en dehors des sentiers (moins d'impact direct de la machinerie). C) De plus, la régénération résineuse hors des sentiers sera principalement préétablie et, par conséquent, celle-ci sera plus haute que celle présente dans les sentiers qui, elle, sera principalement établie après coupe.

Question 3 : Quelle est la contribution relative des facteurs biotiques (composition du peuplement, type de litière) et abiotiques (épaisseur de la couche organique, température et texture du sol) à l'abondance et la croissance de la régénération naturelle?

Hypothèse 3 : L'abondance et la croissance du peuplier faux-tremble sont positivement corrélées à l'importance (surface terrière) du peuplier faux-tremble mature dans le peuplement avant coupe, à l'intensité de récolte et à l'augmentation de la température du sol (Gradowski et al., 2010; Prévost et al 2010).

Hypothèse 4 : L'abondance du sapin est négativement corrélée à l'abondance de la litière feuillue (Côté et Bélanger 1991; Simard et al., 1998).

CHAPITRE II

RÉGÉNÉRATION NATURELLE APRÈS COUPE PARTIELLE DANS DES PEUPLEMENTS MIXTES À DOMINANCE DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE

Freddy NGUEMA ALLOGO¹, Benoit LAFLEUR¹, Brian D. HARVEY¹

¹Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi Témiscamingue

2.1 Résumé

Les effets des divers traitements de récoltes et de la perturbation physique du sol, ainsi que le rôle de modulateur de certains facteurs biotiques (composition du peuplement et type de litière) et abiotiques (température du sol, texture du sol, épaisseur) d'habitats sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle ont été évalués dans des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble (PET). Deux modalités de récolte ont été comparées entre elles, soient des coupes partielles (CP, 25-31% de surface terrière prélevée) et des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS, 91-92 % de surface terrière prélevée), et comparées à des peuplements témoins non récoltés. Les résultats indiquent que l'abondance du peuplier, espèce pionnière intolérante à l'ombre, augmente avec l'intensité du prélèvement et qu'elle est positivement corrélée à sa surface terrière mature dans le peuplement avant coupe. La croissance en hauteur de la régénération naturelle du peuplier est quant à elle positivement liée à la température du sol, même plusieurs années après l'intervention. Comparativement aux CPRS, les CP ont conduit à une plus forte abondance de la régénération naturelle du sapin. L'abondance du sapin a été positivement corrélée à l'abondance de la litière mixte et négativement corrélée à l'abondance de la litière feuillue. Ces résultats suggèrent qu'il est possible de contrôler l'abondance du PET et de favoriser la régénération résineuse à l'aide de pratiques sylvicoles adaptées qui

limitent l'ouverture de la canopée et favorisent à la surface du sol une litière mixte plutôt qu'une litière feuillue.

2.2 Introduction

Les forêts mixtes (i.e. celles constituées d'un mélange d'essences feuillues et résineuses) représentent une composante écologique et économique importante de la forêt boréale canadienne (Prévost et al., 2003). Au Québec, les forêts mixtes du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc sont naturellement dynamisées par des perturbations naturelles primaires, telles que les incendies forestiers, des perturbations secondaires, telles que les épidémies d'insectes et le chablis, et la mortalité synchrone de bouquets d'arbres (Gauthier et al., 2001, Bergeron et al., 2004). Les espèces végétales et animales composant la forêt boréale mixte sont adaptées au régime de perturbations sous lequel elles ont évolué depuis plusieurs milliers d'années. Dans ce contexte, les diverses compositions et structures forestières issues de ces perturbations naturelles peuvent servir à la planification de l'aménagement forestier (Bergeron et al., 1999). L'aménagement forestier écosystémique, pierre angulaire de l'aménagement adaptatif, de l'aménagement forestier moderne, tente de rapprocher la mosaïque forestière aménagée à la variabilité de composition et structure créée par les régimes de perturbations naturelles (Kneeshaw et Prévost 2007). Il est suggéré qu'une utilisation plus étendue de coupes partielles (et donc une réduction des superficies en coupes à faible rétention) aurait pour effet, à l'échelle du paysage, de maintenir des structures et des compositions plus semblables à celles issues des perturbations secondaires naturelles et limiteraient la régénération d'espèces pionnières comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh) et certains arbustes feuillus telles que l'érable à épis (*Acer spicatum* Lambert) (Prévost et Pothier 2003, Brais et al., 2004, 2013). Ceci est d'autant plus important parce que la récolte industrielle de la forêt boréale, bien qu'elle constitue un

agent de perturbation relativement récente (cinquantaine d'années), affecte de vastes territoires et joue un rôle de plus en plus important dans la dynamique forestière (Bergeron et al., 2001). Par exemple, l'utilisation à grande échelle des coupes forestières à faible rétention (coupes totales [CT] ou coupes avec protection de la régénération et des sols CPRS]) et de relativement courtes révolutions (80-100 ans) a conduit à la diminution de la mixité de la forêt boréale et à l'augmentation de la proportion relative de feuillus de lumière (un phénomène nommé enfeuillage) notamment par le peuplier faux-tremble, espèce intolérante à l'ombre (Laquerre et al., 2009, 2011). À ce titre, l'augmentation de la proportion du territoire couvert par le peuplier faux-tremble, principalement grâce à sa capacité de se régénérer par drageonnement, témoigne du rajeunissement de la forêt boréale (Brais et al., 2004, 2013). Ce phénomène se traduit par une réduction de la composante résineuse dont dépendent les secteurs industriels de bois d'œuvre et de pâtes et papiers.

La circulation de la machinerie forestière lors des opérations de récolte occasionne des perturbations physiques aux sites récoltés. Le compactage des sols, la réduction de l'épaisseur de la couche organique, l'exposition du sol minéral et la modification du drainage naturel peuvent affecter la productivité forestière et la régénération naturelle (Sims et al., 1990; Harvey et Brais 2002). En général, les sentiers de récolte et de débardage subissent une perturbation plus élevée que les zones en dehors des sentiers qui ne sont pas directement impactées par la machinerie forestière et ceci peut influencer localement l'abondance ou la croissance de la régénération forestière (Harvey et Brais 2002). La circulation de la machinerie détruit, du moins partiellement, la végétation du sous-bois, incluant la régénération préétablie et peut influencer la qualité du milieu pour l'établissement de régénération naturelle après la récolte (Harvey et Brais 2002).

Des études réalisées en forêt mixte au Québec (et ailleurs) démontrent que certains facteurs biophysiques, ainsi que l'autoécologie des espèces, influencent l'abondance et

la croissance de la régénération naturelle (Greene et al 1999; Légaré et al., 2001; Pothier et Prévost 2002). Parmi les facteurs abiotiques susceptibles d'influencer l'abondance et la croissance de la régénération naturelle et la strate de sous-bois, on note le degré d'ouverture de la canopée (i.e. degré d'ensoleillement associé à l'intensité du prélèvement) (Brais et al. 2004) et les facteurs édaphiques, dont la richesse relative des sites (souvent associée à la texture du sol minéral et au drainage) (Harvey et Bergeron 1989, Béland et Bergeron 1993). Par exemple, Pothier et Prévost (2002) et Gradowski et al (2010) ont montré que l'ouverture de la canopée forestière par la coupe augmente la radiation solaire atteignant le sol et donc la température du sol ce qui favorise l'émergence de drageons de peuplier faux-tremble. Ces études ont également noté une forte abondance des espèces résineuses notamment de sapin et d'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss) dans les coupes à faible prélèvement et une forte abondance de feuillus, notamment de peuplier faux-tremble après coupes de très fort prélèvement (Pothier et Prévost 2002,). De plus, d'après Parent (1995) la croissance en hauteur du sapin peut varier en fonction de la disponibilité de la lumière; entre 3 à 25 % de densité de flux de photons photosynthétiques (DFPP; i.e. quantité de photons de longueur d'onde comprise entre 400 et 700 nm), la croissance en hauteur du sapin était très positivement influencée par le DFPP, alors qu'au-delà de 25%, cette influence s'atténuait rapidement.

Des facteurs biotiques, tels que la composition du couvert arborescent et du sous-bois avant coupe et l'abondance et le type de lits de germination (type de litière, présence de bois mort et épaisseur et composition de la couche organique) peuvent également influencer l'abondance et la croissance de la régénération naturelle et la strate de sous-bois. D'après une étude réalisée en forêt boréale mixte dans l'Ouest canadien, la surface terrière de peupliers (peupliers faux-tremble et baumier (*Populus balsamifera*) combinés) avant la coupe influencerait positivement la densité de drageons du peuplier et, dans certains cas, leur croissance (Gradowski et al., 2010). Hormis l'influence des facteurs tels que la composition du couvert arborescent avant coupe sur l'abondance de

la régénération naturelle, d'autres études telles que celle de Côté et Bélanger (1991) et de Bélanger et al. (1993) ont montré que la densité et la croissance de la régénération des espèces résineuses étaient plus faibles sur la litière feuillue et dans les sous-bois dominés par des plantes herbacées comparativement à la litière d'aiguilles ou des sous-bois dominés par les mousses.

Bien entendu, l'autoécologie des espèces arborescentes aussi influence leur capacité à s'établir et croître naturellement. Par exemple, le peuplier faux-tremble, qui se reproduit localement de façon végétative par drageonnement, est plus abondant et croît mieux sous l'effet des fortes ouvertures du couvert et de faible rétention de tiges mature de peuplier (Stenecker, 1974). Grâce à leurs banques aériennes de graines (cônes sérotineux et semi-sérotineux), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb), espèce très intolérante à l'ombre, et l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill] B.S.P.), espèce tolérante à l'ombre, sont aptes à se reproduire suite au passage d'un feu (Sim et al., 1990; St-Pierre et al., 1992). Cette adaptation au feu ne fournit toutefois aucun avantage reproductif après coupe forestière. D'autres espèces boréales telles que le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), espèces très tolérantes à l'ombre, et l'épinette blanche, de tolérance intermédiaire, se reproduisent presque uniquement par graine. Le sapin et le thuya n'ont pas de mécanismes reproductifs adaptés au feu comme le pin gris et l'épinette noire, toutefois elles peuvent marcotter. Par conséquent, ces espèces s'établiront à des stades de succession plus avancés (Chen et Popadiouk, 2002; Kneeshaw et al., 1998). De plus, le sapin possède des graines 4 fois plus pesantes que celles du bouleau blanc et l'épinette blanche, ce qui peut expliquer sa meilleure résistance au stress hydrique, la meilleure survie de ses semis et sa capacité à s'installer sur des substrats plus variés, incluant l'humus forestier (Galipeau et al., 1997; Robert et al., 2012).

L'exploitation de la forêt boréale, notamment par l'utilisation des coupes forestières de courtes révolutions et de faible rétention (i.e. CT et CPRS), nous mène à constater,

entre autres, qu'à l'échelle du peuplement, les effets d'un tel régime ne s'apparentent que superficiellement ou partiellement à ceux découlant des régimes de perturbation et de la dynamique naturelle des peuplements. Les perturbations secondaires, telles que les épidémies d'insectes, les chablis et la dynamique de trouées, laissent passablement de structure verticale et horizontale dans des peuplements affectés, et même à l'intérieur des grandes superficies brûlées il reste toujours des zones boisées qui ont échappé totalement ou partiellement aux effets létaux du feu (Bergeron et al., 2002). La récolte à faible rétention peut donc compliquer la remise en production naturelle, entre autres, en limitant les sources de semence et en altérant les conditions biophysiques critiques aux processus de régénération. La généralisation d'un régime de courte révolution et à faible rétention présente par conséquent plusieurs enjeux pour l'aménagement durable de la forêt boréale. Avec l'émergence du concept d'aménagement écosystémique et son adoption légale au Québec, les coupes partielles (CP) sont considérées comme un ajout d'outils ou d'approches sylvicoles à un régime d'aménagement qui a été, jusqu'à tout récemment, axé presque exclusivement sur la CT ou CPRS. En principe, les CP déployées à l'intérieur d'une planification spatiale stratégique permettraient de maintenir à l'échelle du paysage des massifs de peuplements dont la structure et la composition ressembleraient à ceux dynamisés par des trouées et des perturbations secondaires (Bergeron et al., 2002; Brais et al., 2013; Pothier et Prévost, 2002). En principe, elles permettraient ainsi de maintenir des attributs de complexité de forêts anciennes ou surannées, surtout en ce qui a trait à la strate de sous-bois et à la structure inéquienne ou irrégulière, attributs d'habitat importants pour la biodiversité en forêt boréale (Légaré et al., 2001; Laquerre et al., 2009).

Toutefois, à ce jour les effets des CP sur la régénération naturelle en forêt boréale mixte, hormis quelques exceptions (Brais et al., 2013; Prévost et al 2010, Prévost et DeBlois 2014), restent relativement peu documentés. En dehors de quelques dispositifs expérimentaux, nos connaissances des effets des coupes partielles en forêt boréale

mixte, notamment à dominance peuplier faux-tremble, restent limitées. Une des spécificités de cette étude est que l'effet du traitement a été étudié à moyen terme (7 à 19 ans après coupe) et se présente comme un complément à d'autres études réalisées en peuplements mixte ou feuillu où celles-ci ont étudié l'effet du traitement à plus court terme (1 à 6 ans après coupe) (Brais et al., 2004, 2013) et à moyen terme (10 ans après coupe) (Prévost et al 2010).

Le but de cette étude était d'améliorer nos connaissances quant aux effets à moyen terme de différentes intensités de prélèvement et de la perturbation associée à la circulation de la machinerie forestière sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle dans des peuplements boréaux mixtes à dominance peuplier faux-tremble. Il a été également question d'évaluer le rôle de modulateur de la régénération naturelle joué par certains facteurs biotiques et abiotiques.

Nous avons émis l'hypothèse que (H1) plus l'intensité du prélèvement est faible, plus l'abondance post-récolte de la régénération naturelle des semis d'espèces résineuses sera forte (Doucet, 1988; Prévost et al., 2010 ; Prévost et DeBlois 2014). À l'inverse (H2) l'abondance de la régénération naturelle du peuplier faux-tremble sera positivement influencée par l'augmentation de l'intensité du prélèvement (Prévost et Pothier, 2003; Brais et al., 2004; Prévost et al., 2010).

Aussi, en supposant une perturbation physique du sol plus élevée dans les sentiers et en tenant compte de l'autoécologie de chaque espèce et de la hausse de la température du sol causé par l'ouverture de la canopée, nous anticipions que (H3) le recrutement post-récolte de la régénération feuillue serait plus élevé dans les sentiers (sols perturbés) qu'en dehors des sentiers (sols non perturbés). Par ailleurs, à moyen terme (7 à 19 ans après coupe), (H4) l'abondance de la régénération résineuse sera plus élevée en dehors des sentiers, grâce à une survie supérieure. De plus (H5) la régénération

résineuse hors des sentiers sera principalement préétablie et, par conséquent, plus haute que celle présente dans les sentiers qui, elle, sera principalement établie après coupe.

Nous supposons que (H6), l'abondance et la croissance du peuplier faux-tremble sera positivement corrélée à l'importance (surface terrière) du peuplier faux-tremble mature dans le peuplement avant coupe, à l'intensité de récolte et à l'augmentation de la température du sol (Gradowski et al., 2010; Prévost et al 2010).

Enfin, nous émettons l'hypothèse (H7) que l'abondance du sapin sera négativement corrélée à l'abondance de la litière feuillue (Côté et Bélanger 1991; Simard et al. 1998; Greene et al. 1999).

2.3 Matériels et Méthodes

2.3.1 Site d'étude

L'étude a été réalisée dans la région de l'Abitibi, dans le nord-ouest du Québec, à 45 km au nord-ouest de Rouyn-Noranda (Harvey et Brais 2007). Plus spécifiquement, le site d'étude se situe dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest (Figure 2.1), à la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) (48° 30' N, 79° 20' O) où la coupe partielle est pratiquée de manière opérationnelle depuis la fin des années 1990. Le climat est continental et selon la station météorologique la plus proche (Mont Brun), pour la période 1980-2010, la température annuelle moyenne est de 1,0 °C et les précipitations annuelles moyennes sont de 985 mm, alors que la saison de croissance dure environ 150 à 160 jours (Environnement Canada 2018).

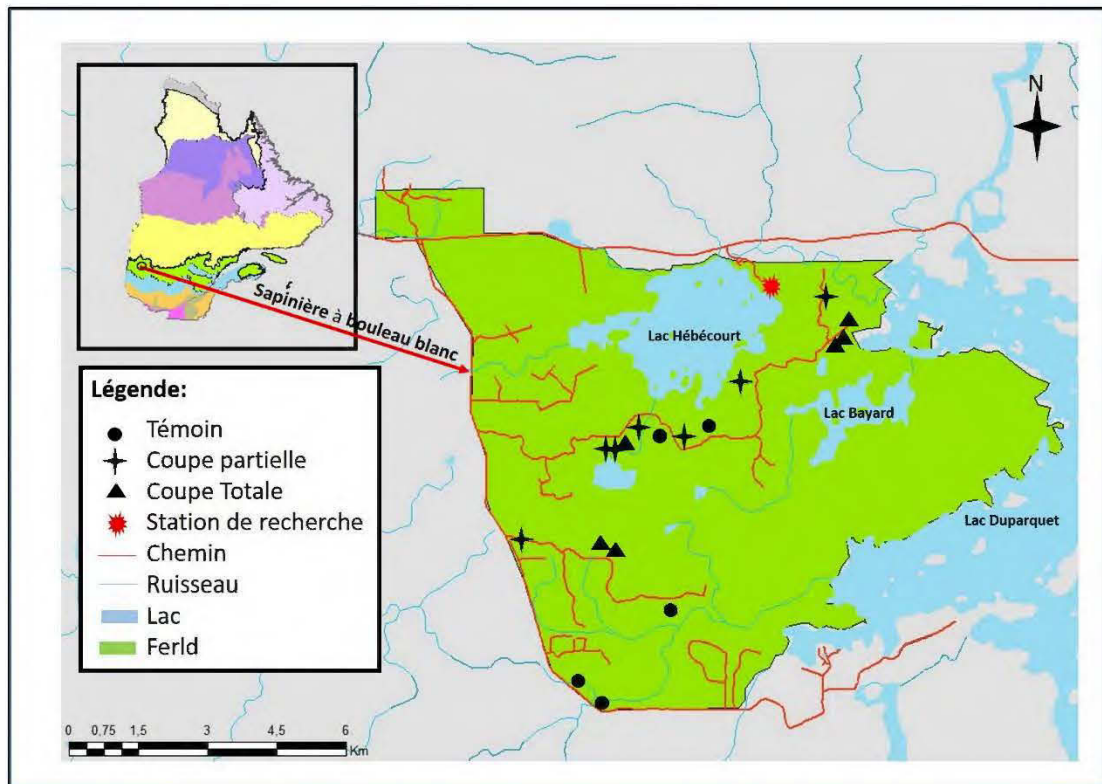


Figure 2.1 Localisation du site d'étude

Les argiles glaciolacustres couvrent 55% du territoire de la Forêt du lac Duparquet (Harvey et Brais 2007) et représentent le principal héritage des lacs proglaciaires, Barlow-Ojibway ayant inondé la région suite à la fonte des glaciers (Vincent et Hardy 1977). Les tills glaciaires couvrent 21% de la FERLD et représentent un mélange de roches broyées dans une matrice fine laissée en place lors du passage des glaciers (Bergeron et al. 1992). Ils résultent du transport par les glaciers de fragments arrachés au substrat rocheux et de dépôts meubles anciens (Vincent et Hardy 1977). Enfin, les dépôts organiques occupent environ 20% du territoire de la FERLD.

Les peuplements matures du territoire sont majoritairement constitués de mélanges de résineux tolérants à l'ombre (sapin baumier, épinettes blanches et noires, thuya de l'est) et de bouleaux blancs, tandis que les peuplements naturels plus jeunes sont constitués

principalement d'essences intolérantes à l'ombre tels le peuplier faux-tremble et le pin gris (Bergeron et al., 1983, Harvey et al., 2002).

2.3.2 Caractérisation des peuplements

Les peuplements étudiés ont été limités aux peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble. Ces peuplements (ou la grande majorité) avaient une structure plutôt équiennne. Le plan d'échantillonnage comprend des peuplements récoltés par coupe partielle et coupe totale entre 1998 et 2010 ainsi que des peuplements témoins semblables, i.e. non récoltés (Tableau 2.1). Tous les peuplements sélectionnés, sauf les témoins, ont été récoltés en hiver. Pour l'ensemble des traitements, le temps moyen écoulé entre la coupe et la caractérisation des peuplements pour la présente étude est d'environ 13 ans (soit environ 10 ans pour les CP et 15 ans pour les CPRS. Avant la récolte, la dernière perturbation naturelle ayant touché (initié) ces peuplements était un feu qui a eu lieu en 1923 (Bergeron 2000). Les sites ont été présélectionnés sur des dépôts d'argiles glaciolacustres (4GA, texture fine) que sur des dépôts glaciaires (1A, tills) grâce à une analyse de la base de données d'inventaire de la FERLD, incluant les secteurs d'intervention, et l'étude de photos aériennes du territoire.

Des campagnes de reconnaissance sur le terrain ont été également nécessaires afin de préciser la composition des peuplements lorsque l'information n'était pas spécifiée (exemple : FFXRX, voir Tableau 2.1). Deux grandes variantes de coupes partielles ont été utilisées. L'objectif était de favoriser la transition des peuplements à structure plutôt équiennne vers des structures plus inéquiennes. Les coupes progressives irrégulières (CPI), qui représentaient un gradient moyen de prélèvement de surface terrière comprise entre 15-35 %, visaient à prélever une portion des arbres parvenus à maturité et à favoriser la transition des peuplements vers des structures plus inéquiennes. Elle permet de produire de façon continue du bois d'œuvre de qualité à

partir de peuplements matures. Les coupes progressives uniformes (CPU), qui représentaient un gradient moyen de prélèvement de surface terrière comprise entre 20-42 %, quant à elles permettent surtout de laisser des semenciers dans l'étage supérieur tout en diminuant le nombre de tiges afin d'augmenter l'entrée de la lumière en sous-étage. Ces variantes de coupes partielles présentaient un gradient moyen de prélèvement de surface terrière comprise entre 25-31%. Les CPRS présentaient quant à elles un taux de prélèvement de surface terrière de 91-92 %.

Afin de tenir compte de la variabilité des sols/dépôts des stations forestières sur lesquelles croissent les peuplements sélectionnés pour cette étude, nous avons stratifié notre échantillonnage en fonction des dépôts de surface. Selon la cartographie écoforestière du 4^e décennal, nos peuplements poussaient aussi bien sur des dépôts d'argiles glaciolacustres (4GA, texture fine) que sur des dépôts glaciaires (1A, tills) habituellement associés aux classes texturales plus grossières. Or, des analyses granulométriques effectuées *a posteriori* sur des échantillons de sol minéral des sites cartographiés comme de tills (1A) et d'argile (4GA) ont révélé que les textures des sols des deux types de site étaient, pour toute fin pratique, pareilles. En effet, tous les sites cartographiés comme étant sur dépôt glaciolacustre étaient des argiles lourdes (> 60 % d'argile), tandis que la texture des sites cartographiés comme des tills était toujours dans la grande classe de texture fine $\sim \geq 40$ % d'argile). Cette erreur systématique de photo-interprétation à l'égard du type de dépôt et, par conséquent, notre anticipation de la distinction des classes texturales, nous a forcé d'abandonner l'objectif de comparer la dynamique de la régénération en fonction des dépôts de surface. Notons que, dans la ceinture d'argile, les zones de contacts entre différents dépôts quaternaires sont souvent subtiles et les faibles différences topographiques peuvent influencer la présence ou non d'un dépôt.

Tableau 2.1 Caractéristiques des peuplements échantillonnés

Traitement	Type de traitement	Appellation cartographique de groupement d'espèce	Année du dernier feu / Année de récolte	ST totale AVC/ APC (m ² ha ⁻¹)	Feuillus ST AVC/ST APC (max-min)	Résineuse ST AVC/ST APC (max-min)	Nombre de placettes par traitement
Témoin	Contrôles (non traités)	PEPEPG	1923	39,9/38,0	30,6 (3,7-39,2)/ 25,9 (1,7-29,7)	9,3 (0,6-17,4)/ 12,1 (0,8-19,2)	30
		PEPESB					
Coupe partielle	Coupe progressive irrégulière	PEPEEN	1923/2009	34,0/23,2	20,4 (0,4-31,2)/ 15,1 (0,7-20,2)	13,6 (0,7-21,2)/ 8,1 (1,7-12,2)	30
		PEPEPG	1923/2009				
		PEPESB	1923/2010				
	Coupe progressive uniforme	PEPEPG	1923/2008				
		PEPEPG	1923/2007				
PEPEPG	1923/1998						
Coupe totale	CPRS	PEPEPG	1923/1998	31,6/4,0	17,5 (0,5-19,5)/ 3,3 (0,2-10,5)	14,1 (0,6-16,9)/ 0,7 (0,3-1,1)	30
		FNFX	1923/2004				
		FNFX	1923/2003				
		FNFNRX	1923/2000				

ST (Surface terrière), PE (peupliers), PG (pin gris); SB (sapin baumier); EN (épinettes noires); FN (feuillus non commerciaux), FX (feuillus indéterminés), RX (résineux indéterminés); ST (surface terrière).AVC (Avant coupe), APC (Après coupe), F (feuillus).

2.3.3 Inventaire de la strate arborescente et de la régénération naturelle

Les données utilisées dans cette étude ont été récoltées pendant l'été 2017. Six sites (i.e. répliqués) ont été sélectionnés pour chacun des traitements de récolte (incluant le témoin). Chacun des répliqués comprenait 5 placettes d'échantillonnage (PE) circulaire de 400 m² (11,28 m de rayon), pour un total de 90 placettes échantillonnées (i.e. 30 par traitement) (Figure 2.2). Les PE ont été installées de manière aléatoire à l'intérieur de chaque site et étaient distantes d'au moins 50 m les unes des autres. Afin d'évaluer et de mesurer l'effet des traitements de récolte sur le peuplement résiduel et l'abondance de la régénération naturelle, toutes les tiges de taille marchande (DHP \geq 9,1 cm) ont été dénombrées, identifiées à l'espèce et mesurées au DHP à l'intérieur de chaque PE.

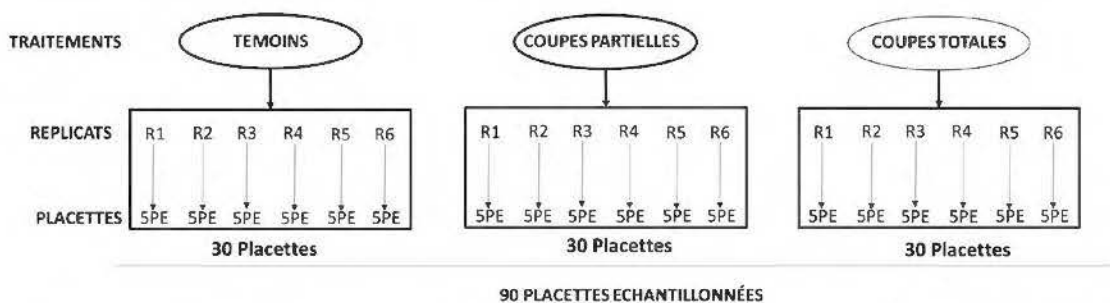


Figure 2.2 Plan d'échantillonnage dans chaque traitement de récolte (R : répliqués, PE : placettes d'échantillonnages).

De plus, dans chaque PE nous avons installé une sous-placette de 100 m² dans laquelle ont été dénombrées et identifiées à l'espèce les gaules ($1 \leq \text{dhp} \leq 9,0 \text{ cm}$) des espèces feuillues et résineuses (Figure 2.3). Enfin, la régénération naturelle des « semis » (incluant des drageons) d'espèces arborescentes (DHP $\leq 1 \text{ cm}$) a été dénombrée par essence dans quatre micro-placettes de 4 m² par PE (Figure 2.3).

Comme les placettes d'échantillonnage des peuplements avant coupe n'avaient pas été localisées avec un poteau central, nous n'avons pas pu mesurer avec précision les

mêmes placettes en 2017. Nous avons alors situé les placettes d'inventaire dans le cadre de cette étude à proximité des placettes d'échantillonnage originales dans les peuplements ayant les mêmes appellations cartographiques.

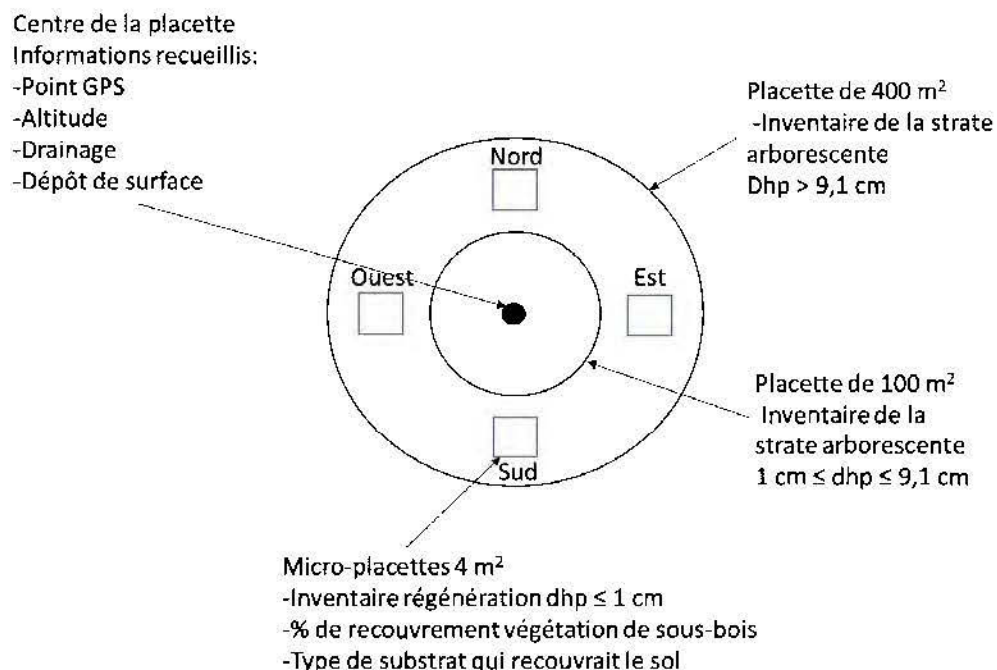


Figure 2.3 Placettes d'échantillonnage pour l'inventaire des strates arborescentes et la régénération naturelle et de sous-bois.

2.3.4 Inventaire de la régénération sur sentier et hors sentier

L'effet de la perturbation locale associée à la circulation de la machinerie forestière sur l'abondance et la croissance en hauteur de la régénération naturelle a été évalué et mesuré sur sentier et hors sentier, dans chacun des traitements incluant les témoins (inventaire sans sentier) (Figure 2.4). Au total, 190 micro-placettes de 4 m² ont été positionnées sur sentier et hors sentier dans l'ensemble des traitements de récolte (80 par traitement de récolte [40 sur sentier et 40 hors sentier] et 30 dans les témoins). Dans

ces micro-placettes, la régénération (tiges ≤ 1 m de hauteur et dhp ≤ 1 cm) a été identifiée à l'espèce et la hauteur des tiges mesurée. Plus spécifiquement, nous avons noté la hauteur totale et l'accroissement en hauteur des trois dernières années de chacune des tiges feuillues et résineuses. L'accroissement des trois dernières années (2016-2015-2014) a été déterminé en mesurant la distance entre deux cicatrices de bourgeons terminaux. De la même manière, pour les tiges résineuses, nous avons aussi déterminé l'âge minimal des semis résineux afin de déterminer si ces derniers se sont établis avant ou après la récolte.

À l'intérieur de chaque micro-placette ont également été mesurées l'épaisseur de la couche organique et la température du sol minéral (Hobos loggers; sonde enfouie à 15 cm de profondeur à partir de l'interface entre la couche organique et le sol minéral). La composition du substrat en surface ou « couverture morte » (i.e. litière feuillue, aiguilles ou mixte) a été notée et les classes de recouvrement [0-25], [26-50], [51-75], [76-100] par type de substrat a été visuellement estimées à l'intérieur de chaque micro-placette.

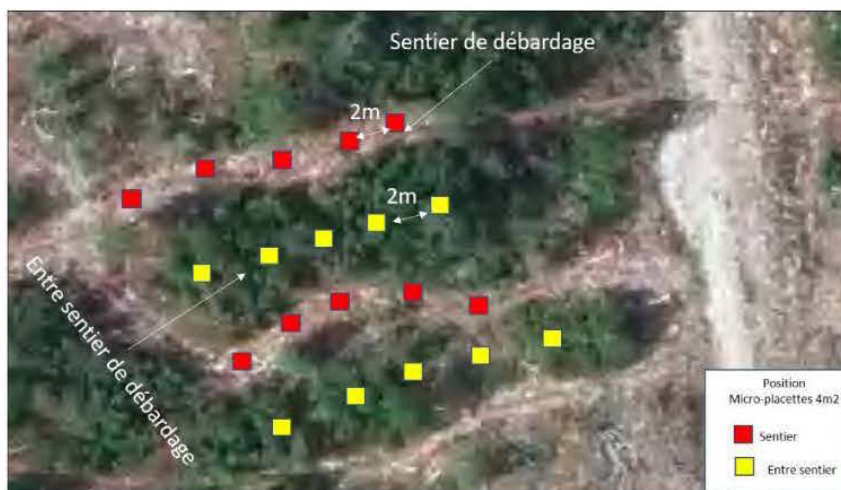


Figure 2.4 Schémas d'échantillonnage pour évaluer l'influence de la perturbation du sol sur la régénération naturelle dans le sentier et hors sentier.

Des échantillons de sol minéral ont été prélevés afin de déterminer la texture du sol. La texture des sols a été déterminée selon la méthode de l'hydromètre Bouyoucos (Bouyoucos 1962). Des échantillons de sol (n= 95) ont été prélevés à 50 cm de profondeur à l'aide d'une tarière dans la moitié des micro-placettes par traitement de récolte sur sentiers et hors sentiers. En laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm avant l'analyse.

2.3.5 Analyses statistiques

Les effets des traitements de récolte sur la surface terrière des peuplements résiduels et l'abondance de la régénération naturelle ont été évalués et comparés à l'aide des modèles mixtes d'ANOVA à un facteur de classification. Dans ces modèles, le traitement de récolte a été intégré comme facteur fixe, le site et les placettes comme variables aléatoires et le temps écoulé depuis la récolte comme co-variable.

Des modèles mixtes d'ANOVA à un critère de classification ont également été utilisés afin de comparer les effets de la perturbation associés à la circulation de machinerie (i.e. positionnement relative aux sentiers) sur l'abondance et la croissance (i.e. la hauteur totale et les 3 dernières années de croissance) de la régénération naturelle. Pour cette analyse, la localisation de la régénération (i.e. dans les sentiers ou hors des sentiers) a été utilisée comme facteur fixe, le site et les micro-placettes comme variables aléatoires et le temps écoulé depuis la récolte comme co-variable. Par ailleurs, nous avons déterminé la force des relations entre les facteurs d'habitat étudiés (i.e., composition du peuplement, température du sol, texture du sol, épaisseur de la couche organique, substrat de croissance) et l'abondance et la croissance de la régénération naturelle des espèces à l'aide de corrélations de Pearson.

Avant les analyses, les résidus ont été testés pour vérifier la normalité et l'homoscédasticité des variances. Dans les cas où cela était nécessaire, des transformations par racine carrée ou l'inverse de la racine carrée ont été effectuées. Des comparaisons post hoc (Tukey HSD) ont été utilisées pour contraster les niveaux des variables fixes, et les différences ont été jugées significatives lorsque $p \leq 0,05$. L'ensemble des données ont été analysées à l'aide de SPSS Statistics 22.

2.4 Résultats

2.4.1 Strate arborescente avant et après coupe

Tant dans les sites soumis à la CT qu'à la CP, la surface terrière des peuplements avant coupe était dominée à plus de 60% par le peuplier faux-tremble. Parmi les espèces résineuses les plus abondantes avant la récolte (Tableau 2.2), on note le pin gris, le sapin et l'épinette blanche. En moyenne, ces espèces représentaient respectivement un peu plus de 11%, 5% et 5% de la surface terrière des peuplements. Avant coupe, il n'y avait pas de différence significative dans la composition des peuplements traités et témoins (Tableau 2.2).

Après coupe (7 à 19 ans) la surface terrière du PET ($d_{hp} \geq 9,1\text{cm}$) était significativement plus importante dans les témoins que dans les CP et les CT, et significativement plus élevée dans les CP que dans les CT (ANOVA, $p < 0,001$) (tableau 2.3). Relativement aux témoins, la surface terrière du PET avait diminuée après CT de $23,3 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ et de $10,6 \text{ m}^2$ après CP.

Tableau 2.2 Surface terrière par espèce avant coupe dhp $\geq 9,1$ cm ($\text{m}^2\text{ha}^{-1} \pm$ erreur standard).

Essence	Traitement			valeurs-p
	TEMOIN	CP	CT	
PET	29,4 (11,9)	18,6 (14,4)	16,4 (20,0)	0,061
BOP	1,2 (2,2)	1,8 (2,0)	1,1 (2,0)	0,438
SAB	2,6 (2,3)	2,9 (2,2)	3,6 (4,2)	0,598
EPB	1,5 (1,2)	2,7 (3,3)	2,4 (2,8)	0,685
EPN	1,2 (1,2)	2,5 (3,4)	1,6 (1,2)	0,085
PIG	2,7 (1,4)	5,2 (4,2)	6,1 (4,2)	0,735
THO	0,1 (1,4)	0,3 (1,5)	0,4 (1,2)	0,454
<i>Total</i>	<i>39,9 (24,43)</i>	<i>34,0 (25,64)</i>	<i>31,6 (29,52)</i>	<i>0,455</i>

CP (coupe partielle); CT (coupe totale); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (thuya).

La surface terrière du SAB était significativement plus importante dans les témoins et les CP que dans les CT, et similaire entre les témoins et le CP (ANOVA, $p < 0,001$) (Tableau 2.3). Relativement aux témoins, la surface terrière du SAB après traitement avait diminué de $5,6 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ après CT et de $3,8 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ après CP. On note également dans chacun des traitements une différence significative entre les surfaces terrières de EPB (ANOVA, $p < 0,03$) et du BOP (ANOVA, $p = 0,008$). La surface terrière de ces espèces était plus importante dans les témoins et les CP que dans les CT (Tableau 2.3). Il n'y avait pas de différence significative de surfaces terrières entre les témoins et les CP pour le EPB et BOP (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 Surface terrière des arbres marchands dhp $\geq 9,1$ cm 7 à 19 ans après coupe ($m^2ha^{-1} \pm$ erreur standard).

Essence	Traitement			valeurs-p
	TEMOIN	CP	CT	
PET	24,4 (10,9)a	13,8 (10,8)b	3,1 (4,4)c	< 0,001
BOP	1,5 (2,0)a	1,3 (1,6)a	0,2 (0,6)b	0,008
SAB	6,2 (4,1)a	2,4 (1,7)a	0,6 (1,5)b	< 0,001
EPB	2,3 (2,6)a	3,0 (2,6)a	0,1 (0,3)b	0,030
EPN	1,6 (3,3)	0,2 (0,7)	0,0 (0,0)	0,076
PIG	1,6 (4,2)	2,4 (4,0)	0,0 (0,0)	0,085
THO	0,4 (1,4)	0,1(0,5)	0,0 (0,0)	0,551
Total	38,0 (28,54)a	23,2 (21,9)b	4,0 (7,4)c	< 0,001

CP (coupe partielle); CT (coupe totale); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); PEB (peuplier baumier), SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (thuya). Les lettres différentes indiquent (lecture sur les lignes) des différences significatives entre les traitements (test de Tukey).

2.4.2 Abondance de la régénération naturelle par traitement de récolte

Les semis de PET (ci-après « semi-issus des drageons de PET de dhp ≤ 1 cm») étaient significativement plus abondants dans les traitements de CP que dans les traitements de CT et les témoins (ANOVA, $p < 0,024$) (Tableau 2.4). Il n'y avait pas de différence significative d'abondance de semis de PET entre les CT et les témoins (Tableau 2.4). Les semis de SAB étaient significativement plus abondants dans les traitements de CP que dans les CT (ANOVA, $p < 0,001$). Il n'y avait pas de différence significative d'abondance de la régénération naturelle du SAB entre les témoins et les CP. Bien que très peu observée dans nos sites, l'EPB était significativement plus abondante dans les CP que dans les CT et les témoins (ANOVA, $p = 0,048$) (Tableau 2.4). Il n'y avait pas de différence significative d'abondance de la régénération naturelle des semis d'EPB entre les CT et les témoins (Tableau 2.4). Il n'y avait pas de différence significative d'abondance de semis entre les traitements pour les autres espèces.

Tableau 2.4 Abondance (nombre ha⁻¹ ± erreur standard) des tiges ≤ 1m de hauteur par traitement de récolte 7 à 19 ans après coupe.

Essence	Traitement			Valeurs-p
	TEMOIN	CP	CT	
PET	1417 (321)b	5188 (884)a	1667 (561)b	0,024
BOP	42 (42)	104 (61)	21 (21)	0,436
SAB	12042 (2135)a	13604 (1719)a	3583 (964)b	<0,001
EPB	500 (132)b	1979 (596)a	417 (165)b	0,048
EPN	479 (209)	146 (71)	312 (163)	0,678
PIG	0 (0)	0 (0)	83 (83)	NIL
THO	0 (0)	63 (35)	0 (0)	NIL
Total	<i>14473 (13268)b</i>	<i>21084 (19282)a</i>	<i>6083 (5160)c</i>	<0,001

CP-HS (Coupe partielle hors sentier); CP-S (Coupe partielle sentier); CT-HS (Coupe totale hors sentier); CT-S (Coupe totale sentier); PET (Peuplier faux-tremble); BOP (Bouleau à papier); SAB (Sapin baumier); EPB (Epinette blanche); EPN (Epinette noire); PIG (Pin gris);THO (Thuya). Les lettres différentes indiquent (lecture sur les lignes) des différences significatives entre les traitements (test de Tukey).

2.4.3 Abondance de la régénération naturelle des gaules par traitement de récolte

Parmi les espèces inventoriées, l'abondance des gaules du PET a varié le plus en fonction de l'intensité du prélèvement ; les gaules de PET étaient significativement plus abondantes dans les traitements de CT que dans les traitements de CP et les témoins, et significativement plus abondantes dans les CP que dans les témoins (ANOVA, p <0,001) (Tableau 2.5). Il n'y a pas de différence significative entre les traitements de récoltes pour les gaules de toutes les autres espèces (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 Abondance (nombre ha⁻¹ ± erreur standard) des tiges 1 cm ≤ dhp ≤ 9,1 cm par traitement de récolte 7 à 19 ans après coupe.

Essence	Traitement			Valeurs-p
	TEMOIN	CP	CT	
PET	173 (56) ^c	1486 (320) ^b	10193 (111) ^a	<0,001
BOP	60 (20)	233 (72)	533 (112)	0,225
SAB	1093 (175)	846 (121)	1666 (711)	0,316
EPB	60 (21)	103 (24)	76 (32)	0,745
EPN	53 (28)	10 (7)	80 (47)	0,468
PIG	0 (0)	0 (0)	53 (53)	NIL
THO	0 (0)	7 (7)	0 (0)	NIL
Total	<i>1439 (832)^a</i>	<i>2685 (1154)^a</i>	<i>12601 (10269)^b</i>	<0,001

CP (coupe partielle); CT (coupe totale); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); PEB (peuplier baumier), SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (thuya). Les lettres différentes indiquent (lecture sur les lignes) des différences significatives entre les traitements (test de Tukey).

2.4.4 Effet du positionnement sentier vs hors sentier sur l'abondance des semis.

Les semis de PET (ci-après «semi-issus des drageons de PET») étaient significativement plus élevés dans les sentiers des CP qu'en dehors des sentiers (ANOVA, $p < 0,001$) (Tableau 2.6). Les semis de PET étaient significativement moins abondants dans les CT que dans les CP dans les sentiers et hors sentiers et les témoins. Par ailleurs, les semis de sapin baumier dans les CP étaient moins abondants dans les sentiers et hors sentiers que dans les témoins, mais significativement plus abondants dans les sentiers et hors sentiers après CP par rapport aux mêmes positions dans les CT (ANOVA, $p < 0,001$). Il n'y avait pas de différence significative dans l'abondance des semis ≤ 1m de hauteur de PET dans les témoins par rapport au CP hors sentier (Tableau 2.6). Pour toute autre espèce, il n'y avait pas de différence significative d'abondance de régénération par rapport au positionnement. (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 Abondance (nombre ha⁻¹ ± erreur standard) des tiges ≤ 1m de hauteur par traitement de récolte et position par rapport aux sentiers 7 à 19 ans après coupe.

Essence	Traitement					valeurs-p
	TEMOIN	CP-HS	CP-S	CT-HS	CT-S	
PET	2931 (635)b	2073 (735)b	6667 (1280)a	64 (73)c	366 (316)c	<0,0001
BOP	0 (0)	0 (0)	0 (0)	50 (65)	61 (71)	0,697
SAB	9083 (1028)a	3170 (316)b	1710 (359)b	313 (190)c	119 (84)c	<0,0001
EPB	500 (446)	366 (202)	329 (195)	188 (148)	0 (0)	0,429
EPN	125 (107)	0 (0)	0 (0)	188 (148)	120 (120)	0,530
PIG	0 (0)	0 (0)	0 (0)	63 (62)	0 (0)	NIL
Total	12639 (255)a	5609 (230)b	8706 (224)b	866 (219)c	666 (220)c	<0,0001

CP-HS (Coupe partielle hors sentier); CP-S (Coupe partielle sentier); CT-HS (Coupe totale hors sentier); CT-S (Coupe totale sentier); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (Thuya).

A moyen terme, entre 7 et 19 ans après coupe, la régénération résineuse préétablie n'était pas significativement plus importante hors des sentiers et sur sentier pour l'ensemble des traitements de récolte toutes espèces confondues. (Tableau 2.7). Néanmoins, il y avait une différence significative d'abondance de la régénération du SAB entre les témoins et l'ensemble des traitements de coupe de CP et CT en fonction du positionnement par rapport aux sentiers et moment d'établissement (i.e. régénération préétablie vs régénération établie après coupe) (ANOVA, p <0,001). Le SAB était plus abondant dans les témoins (Tableau 2.7).

2.4.5 Hauteur et croissance de la régénération sur sentier et hors sentier.

A moyen terme (7 à 19 ans après coupes), on note que le PET (tiges ≤ 1 m de hauteur et $d_{hp} \leq 1$ cm) était significativement plus grand dans les CT sur sentier et hors sentier que dans les témoins et les CP sur sentier et hors sentier, et que tant pour les CP et les CT il n'y avait pas de différence significative entre les semis sur sentier et hors sentier (ANOVA, $p = 0,0003$) (Tableau 2.8). Il n'y avait pas de différence significative de hauteur sur sentier et hors sentier dans chacun des traitements pour les autres espèces (Tableau 2.8).

De plus, l'accroissement annuel moyen du PET était plus élevé dans les CT sur sentier et hors sentier que dans les témoins et les CP sur sentier et hors sentier, et que tant pour les CP et les CT il n'avait pas de différence significative entre les semis sur sentier et hors sentier (ANOVA, $p = 0,0003$). Il n'y avait pas de différence significative de hauteur sur sentier et hors sentier dans chacun des traitements pour les autres espèces (Tableau 2.9).

Tableau 2.7 Abondance (nombre ha⁻¹ ± erreur standard) de semis de résineux en fonction du traitement de récolte, de la position par rapport aux sentiers et moment d'établissement (préétablie versus après coupe) 7 à 19 ans après coupe.2

Traitement-Position-Moment d'établissement										
Essence	TEMOIN	CP-HS-P	CP-HS-A	CP-S-P	CP-S-A	CT-HS-P	CT-HS-A	CT-S-P	CT-S-A	valeurs-p
SAB	9083 (1028)a	1768 (180)b	1402 (196)bc	1184 (198)bc	526 (161)bc	125 (86)c	188 (104)c	0 (0)c	119 (84)c	<0,0001
EPB	500 (361)	244 (117)	122 (85)	132 (88)	197 (107)	63 (62)	125 (86)	0 (0)	0 (0)	0,327
EPN	125 (107)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	125 (86)	63 (62)	60 (60)	60 (60)	0,620
PIG	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	63 (62)	0 (0)	0 (0)	0,458
THO	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL	NIL
Total	9708 (1053)a	2012 (235)b	1524 (229)bc	1316 (236)b	724 (179)c	313 (181)c	438 (150)c	60 (60)c	179 (102)c	<0,0001

CP-HS-A (Coupe partielle hors sentier, semis établis après coupe) CP-HS-P (Coupe partielle hors sentier, semis préétablis); CP-S-A, (Coupe partielle sur sentier, semis établis après coupe); CP-S-P (Coupe partielle sur sentier, semis préétablis); CT-HS-A (Coupe totale hors sentier, semis établis après coupe); CT-HS-P (Coupe totale hors sentier, semis préétablis); CT-S-A (Coupe totale sur sentier, semis établis après coupe); CT-S-P (Coupe totale sur sentier, semis préétablis) PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (Thuya).

2.4.6 Influence de la surface terrière et des substrats de germination sur l'abondance des semis.

Bien que nous observions des corrélations significatives entre certaines variables, il est important de mentionner qu'aucune n'était élevée (i.e. $r < 0.445$; Tableau 2.10). On note néanmoins que l'abondance de la régénération naturelle du PET était positivement corrélée à la surface terrière du PET exploitable ($d_{hp} \geq 9,1$ cm). De plus, l'abondance de régénération du tremble était positivement corrélée à la surface terrière du SAB dans le peuplement avant coupe tandis que le sapin ne l'est pas (Tableau 2.10).

Tableau 2.8 Hauteur moyenne (cm \pm erreur standard) de la régénération sur sentier et hors sentier par traitement de récolte (n=190) 7 à 19 ans après coupe.

Essence	Traitement - position					valeurs-p
	TEMOIN	CP-HS	CP-S	CT-HS	CT-S	
PET	12,9 (1,0) ^c	103,7 (16,9) ^b	160,7 (8,3) ^b	253,0 (10,4) ^a	290,0 (10,5) ^a	0,0003
BOP	NIL	NIL	264 (NIL)	126 (NIL)	NIL	NIL
SAB	31,1 (3,5)	35,8 (2,4)	38,3 (2,7)	74,4 (13,1)	46,0 (8,8)	0,111
EPB	28,1 (7,5)	14,4 (5,6)	30,3 (6,1)	46,0 (38,0)	113,0 (5,0)	0,054
EPN	NIL	NIL	56,5 (12,9)	109,0 (18,0)	66,0 (21,8)	NIL
PIG	NIL	34,5 (NIL)	NIL	14,0 (NIL)	NIL	NIL

CP-HS (Coupe partielle hors sentier); CP-S (Coupe partielle sentier); CT-HS (Coupe totale hors sentier); CT-S (Coupe totale sentier); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (Thuya)

Tableau 2.9 Accroissement annuel moyen (cm \pm erreur standard) des trois dernières années de la régénération végétative sur sentier et hors sentier par traitement de récolte (n=190) 7 à 19 ans après coupe.

Essence	Traitement					valeurs-p
	TEMOIN	CP-HS	CP-S	CT-HS	CT-S	
PET	13,8 (1,8)b	16,4 (1,9)b	18,6 (1,1)b	31,2 (NIL)a	33,5 (3,5)a	0,0003
BOP	NIL	NIL	NIL	28,0 (NIL)	32,2 (NIL)	NIL
SAB	11,0 (0,6)	14,4 (0,7)	17,8 (2,4)	18,4 (4,1)	9,4 (1,4)	0,053
EPB	8,6 (1,1)	9,9 (1,8)	10,0 (1,6)	9,5 (3,6)	23,3 (0,3)	0,251
EPN	7,4 (1,6)	NIL	NIL	10,6 (1,1)	12,2 (1,6)	NIL
PIG	NIL	11,0 (NIL)	NIL	5,3 (NIL)	NIL	NIL

CP-HS (Coupe partielle hors sentier); CP-S (Coupe partielle sentier); CT-HS (Coupe totale hors sentier); CT-S (Coupe totale sentier); PET (peuplier faux-tremble); BOP (bouleau à papier); SAB (sapin baumier); EPB (épinette blanche); EPN (épinette noire); PIG (pin gris); THO (Thuya). Les lettres différentes indiquent (lecture sur les lignes) des différences significatives entre les traitements (test de Tukey).

De plus l'abondance de la régénération naturelle du PET était négativement corrélée au pourcentage de recouvrement de litière mixte. On note aussi l'existence des liens entre le substrat à la surface du sol, dont la litière, et l'abondance de la régénération naturelle des espèces résineuses.

Ainsi, l'abondance de la régénération naturelle du SAB était négativement corrélée au pourcentage de recouvrement de litière feuillue et positivement corrélée à celui de litière mixte et à la surface terrière du PET avant coupe (Tableau 2.10).

2.4.7 Influence des facteurs biophysiques sur la croissance des semis

Bien que certaines corrélations soient significatives, on note toutefois de faibles relations (i.e. $r < 0.268$; Tableau 2.11). Parmi les facteurs d'habitat mesurés (température du sol, texture du sol, épaisseur de la matière organique, temps après coupe), la hauteur du PET était positivement corrélée à la température du sol ($r = 0,189$, $P = 0,009$; Tableau 2.11). De plus, l'accroissement des trois dernières années du PET était positivement corrélé au pourcentage de sable ($r = 0,167$, $P = 0,021$) et négativement corrélé au pourcentage de limon ($r = -0,231$, $P = 0,001$; Tableau 2.11) contenu dans le sol.

La hauteur du SAB était négativement corrélée à la température du sol ($r = -0,209$, $P = 0,004$) et positivement corrélée au temps après coupe ($r = 0,222$, $P = 0,002$; Tableau 2.11). Enfin la hauteur du SAB a été positivement corrélée ($r = 0,268$, $P < 0,001$) au pourcentage de sable contenu dans le sol et négativement corrélé au pourcentage d'argile ($r = -0,204$, $P = 0,005$) et au pourcentage de limon ($r = -0,222$, $P = 0,002$; Tableau 2.11). Bien que pas très fort, il existait un lien positif entre l'accroissement des 3 dernières années du SAB et le pourcentage de sable contenu dans le sol ($r = 0,165$, $P = 0,023$) et un lien négatif entre l'accroissement des 3 dernières années et le pourcentage de limon. ($r = -0,258$, $P < 0,001$; Tableau 2.11).

Tableau 3.10 Corrélations de Pearson entre les substrats de germination, surface terrière du tremble et du sapin et l'abondance de la régénération naturelle.

	Bois mort bien décomposé	Litière feuillue	Litière résineuse	ST PET AVC	ST PET APC	ST SAB AVC	STSAB APC
Abondance de PET	0,249* (0,018)	0,150 (0,158)	-0,219* (0,038)	0,364** (<0,001)	0,039 (0,717)	0,312** (0,003)	0,136 (0,200)
Abondance de SAB	0,210* (0,047)	-0,413** (<0,001)	0,445** (<0,001)	0,327** (0,002)	-0,212* (0,045)	0,007 (0,949)	0,150 (0,157)
Abondance totale de feuillue	0,252* (0,016)	0,145 (0,174)	-0,216* (0,041)	0,363** (<0,001)	0,039 (0,714)	0,314** (<0,001)	0,135 (0,714)
Abondance totale de résineux	0,215* (0,042)	0,215* (0,042)	0,215** (<0,001)	0,336** (0,001)	-0,207 (0,051)	-0,003 (0,978)	0,160 (0,131)

**La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

*La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

Les valeurs entre parenthèses représentent les p-values
ST (Surface terrière); AVC (avant coupe); APC (après coupe)

Tableau 4.11 Corrélation de Pearson entre les facteurs biophysiques et la croissance de la régénération naturelle.

	Température du sol	%Sable	%Argile	%Limon	Epaisseur M.O.	Temps après coupe
Hauteur totale de feuillus	0,186* (0,010)	0,060 (0,415)	0,004 (0,955)	0,162* (0,026)	-0,142 (0,051)	0,159* (0,029)
Hauteur du PET	0,189** (0,009)	0,045 (0,542)	-0,019 (0,796)	0,182* (0,012)	-0,142 (0,051)	-0,153** (0,035)
Accroissement 3DA feuillus	0,071 (0,330)	-0,176* (0,015)	-0,111 (0,128)	-0,210** (0,004)	0,49 (0,506)	-0,071 (0,330)
Accroissement 3DA PET	0,086 (0,240)	0,167* (0,021)	-0,093 (0,200)	-0,231** (0,001)	0,42 (0,562)	-0,086 (0,240)
Hauteur totale de résineux	-0,207** (0,004)	0,219** (0,002)	-0,183* (0,011)	0,135 (0,063)	-0,035 (0,635)	0,175* (0,015)
Hauteur totale du SAB	-0,209** (0,004)	0,268** (<0,001)	-0,204** (0,005)	-0,222** (0,002)	-0,049 (0,506)	0,222** (0,002)
Accroissement 3DA résineux	-0,076 (0,294)	0,145* (0,046)	-0,081* (0,266)	0,200** (0,006)	-0,160* (0,024)	0,067 (0,35)
Accroissement 3DA du SAB	-0,068 (0,354)	0,165* (0,023)	-0,081 (0,264)	-0,258** (<0,001)	-0,152 (0,036)	-0,089 (0,220)

**La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral). *La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral). Les valeurs entre parenthèses représentent les p-values. 3DA (3 dernières années); M.O. (matière organique).

2.5 Discussion

Les données analysées dans cette étude ont été issues des traitements réalisés entre 7 à 19 ans après coupe. Les résultats ont été semblables à bien d'études effectuées en peuplements mixtes ou feuillus, c'est-à-dire que la CT (CPRS) a favorisé la régénération du PET comparée à la CP, et que la CP a favorisé la régénération de SAB comparée à la CT (Prévost et al 2010 ; Prévost et DeBlois 2014).

2.5.1 Influence des traitements de récolte sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle

En accord avec notre hypothèse H1, la régénération résineuse, particulièrement les semis de SAB, était plus abondante après CP qu'après CT (Tableau 6.5). Ces résultats suggèrent que les coupes partielles à faible intensité de prélèvement favorisent le maintien et le recrutement de la régénération d'espèces résineuses, dont le SAB, que les traitements de CT. Nous interprétons ce résultat de la manière suivante : 1) dans les CP la survie de la régénération préétablie semble meilleure après CP (plus d'établissement) qu'après CT; 2) pour qu'il y ait recrutement après coupe, il faut avoir des i) sources de semences et ii) des conditions d'établissement favorables (lits de germination, environnement de lumière, humidité, etc.) que les CP milieux plus propices par rapport aux CT. Il est important de mentionner que, à la base, la forte présence de résineux au moment de la coupe est probablement le facteur le plus important pour assurer sa présence après la coupe et que les peuplements étudiés dans le cadre de cette étude étaient plutôt marginaux à ce niveau d'où les résultats mitigés, 1) dans la strate arborescente pour les sources de semences, conditions d'ensoleillement réduites et composition de la couverture morte et 2) dans la strate de régénération pour la haute densité de préétablie et l'effet négatif sur la régénération

feuillue (surtout PET) (Béland et Bergeron 1993, Robert et al. 2012). En montrant une abondance plus importante de SAB après coupes partielles, nos résultats corroborent ceux de Robert et al. (2012) qui ont montré que le SAB avait plus de chance d'être présent à long terme après coupe partielle qu'après coupe totale. Prévost et Pothier (2003) et Brais et al., 2004, ont également trouvé des résultats similaires, notant une très forte abondance de la régénération résineuse, surtout du SAB, dans les coupes à faible intensité de prélèvement.

Le traitement de récolte n'a pas eu d'effet sur l'abondance de la régénération naturelle de « semis » (drageons: $dhp \leq 1\text{cm}$) de PET, à moyen terme (Prévost et DeBlois 2014). Ce résultat en désaccord avec notre hypothèse H2 est probablement dû au temps écoulé entre la réalisation des traitements et notre inventaire des semis en 2017 (7 à 19 ans), soit un temps suffisamment long, que les drageons survivants ont pu dépasser la limite de taille du stade de semis. Cette hypothèse est cependant confirmée pour le stade de gaules. À moyen terme (7-19 ans après coupe) la densité des gaules du PET était clairement plus élevée dans les CT (CPRS) qu'en CP. De plus, les effets des perturbations associées à la circulation de la machinerie sur la croissance de la régénération naturelle nous ont permis d'observer que le traitement de coupe totale a occasionné une plus forte croissance de la régénération du PET contrairement aux CP en accord avec l'hypothèse H3. Nous interprétons ce résultat de manières suivantes : dans un premier temps, en laissant plus de tiges sur le parterre, les coupes partielles à faibles intensités de prélèvement limitent la lumière incidente, le réchauffement du sol soit les facteurs favorisant le recrutement et la croissance du PET. 2) Dans un deuxième temps, le mode de reproduction locale privilégié du PET, soit le drageonnement, est aussi influencé par la rétention d'arbres matures. En effet, le drageonnement du peuplier est stimulé par deux principaux facteurs qui déclenchent le débourrement et la croissance de drageons. Le premier est la perte de la dominance apicale des tiges mères qui rompt un signal hormonal entre la cime et le système racinaire et déclenche le débourrement de drageons. ainsi dans les peuplements mixtes à dominance peuplier

faux-tremble, les CT provoquent un fort recrutement de PET par drageonnement (Greene et al., 1999, Prévost et Pothier 2003, Brais et al., 2004). Le second facteur est la création de conditions environnementales favorables à la croissance et la survie des drageons, principalement par l'augmentation de l'intensité de lumière et de la température du sol (DesRochers et Lieffers, 2001; Landhausser et al., 2006).

En réponse à l'hypothèse H4, le positionnement (sentier vs hors sentier) n'a pas influencé l'abondance de la régénération naturelle des résineux. Entre 7 et 19 ans après coupe, l'abondance de régénération résineuse préétablie des semis n'était pas significativement plus élevée hors des sentiers pour l'ensemble des traitements de récoltes et des espèces (Tableau 2.7).

Il est pertinent de mentionner que les peuplements étudiés et la dynamique des peuplements mixtes naturels à dominance de tremble en général ne sont pas généralement caractérisés par une forte composante de régénération résineuse préétablie. La transition ou la succession de ces types de peuplements vers des peuplements mixtes ayant une composante plus importante d'espèces résineuses tolérantes à l'ombre (source de semences) peut s'étirer sur des décennies (Bergeron 2000; Bergeron et al., 2014). Donc il n'est pas si étonnant que la régénération préétablie et le recrutement de SAB et d'autres essences résineuses ne soient pas plus élevés dans les peuplements étudiés.

2.5.2 Influence d'autres facteurs sur l'abondance et la croissance de la régénération naturelle

En accord avec notre hypothèse H6, les facteurs d'habitat tels que la surface terrière du PET mature dans le peuplement avant coupe et la température du sol causée par

l'ouverture de la canopée semblent être positivement corrélée à l'abondance (Tableau 2.10) et à la croissance (Tableau 2.11) de la régénération naturelle du PET bien que pas très fortement. Cette étude semble confirmer que plus le PET est abondant dans le peuplement avant coupe plus il le sera dans le peuplement après coupe et que les coupes à fortes intensités de prélèvement sont généralement efficaces pour régénérer le PET. Une fois le drageonnement déclenché, les taux de croissance et de survie des drageons seraient favorisés par l'augmentation de la température du sol et un apport accru de lumière (Steneker, 1974; Fraver et al., 2002; Prévost et al., 2010). Bien que nous n'ayons pas mesuré la lumière incidente dans les placettes après traitements, il est fort vraisemblable que l'augmentation de l'intensité de lumière dans les CPRS soit à l'origine d'une réponse immédiate en termes de l'abondance et de la croissance de la régénération naturelle du peuplier faux-tremble. D'après Pothier et Prévost (2002) et MacDonald et Thompson, (2004), la croissance des drageons diminue avec la baisse de lumière disponible et la survie des drageons est compromise lorsque la lumière transmise est inférieure à 21%.

D'autres facteurs d'habitat tels que le milieu de germination (litière) (Raymond et al., 2000), joueraient un rôle important dans l'abondance de la régénération naturelle des espèces. En effet les analyses de corrélation de Pearson indiquent, en accord avec l'hypothèse H7, que l'abondance de la régénération naturelle des résineux, et en particulier du sapin baumier, a été négativement corrélée à l'abondance de la litière feuillue et positivement corrélée à celle de la litière mixte qui représente un substrat plus propice pour la germination des graines que la litière feuillue. Ces résultats corroborent ceux de Côté et Bélanger (1991), Greene et al., (1999) et Raymond et al., (2000).

2.6 Conclusion et implications sylvicoles

La dynamique des écosystèmes forestiers après coupe n'est pas entièrement prévisible. Malgré ces difficultés, les résultats de cette étude permettent tout de même de confirmer que l'intensité de prélèvement dans des peuplements mixtes à forte dominance de peuplier faux-tremble influence l'abondance et la croissance de certaines espèces forestières. Ils suggèrent également qu'il est possible, par l'utilisation des coupes partielles, de limiter la régénération du peuplier faux-tremble et de favoriser celle des espèces résineuses, surtout le sapin baumier et là où elles sont déjà présentes dans le sous-bois. Relativement aux coupes totales (CPRS), une coupe partielle limite la production, la croissance et la survie de drageons de peuplier faux-tremble tout en ouvrant la possibilité de maintenir des tiges d'essences semencières prioritaires pour favoriser le recrutement résineux post-traitement et maintenir les forêts mixtes à long terme.

Dans un contexte où l'aménagement des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble reste marqué par l'augmentation de la proportion relative des feuillus de lumière, dont le peuplier faux-tremble, au détriment des espèces résineuses, cette étude suggère qu'il est possible d'influencer l'abondance du peuplier faux-tremble et de favoriser la régénération des espèces résineuses par la protection de la régénération préétablie à l'aide de pratiques de récolte qui limitent l'ouverture de la canopée. Les coupes partielles seraient donc un élément d'une stratégie globale pour maintenir des peuplements mixtes dans les paysages forestiers boréaux. Par ailleurs, il serait aussi important de s'intéresser aux facteurs d'habitat qui influencent la régénération des espèces résineuses à long terme dans des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble. Parmi ces facteurs, limiter la présence de litière feuillue à la surface du sol contribuerait à accroître l'abondance des espèces résineuses (Côté et Bélanger 1991, Greene et al., 1999). Une piste intéressante à envisager pour aménager les forêts

mixtes pourrait être 1) bien cibler des peuplements mélangés les plus aptes à favoriser le maintien ou la transition vers des peuplements mixtes avec une forte composante résineuse, soit des peuplements à dominance de résineux tolérants à l'ombre. 2) déterminer un niveau adéquat de réduction de la surface terrière du tremble, car plus tu retiens les feuillus dans le couvert forestier, plus tu as davantage de litière feuillue à terre et donc moins de régénération résineuse.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

En forêt boréale mixte, le maintien de la composition et de la productivité suite à la récolte représente des enjeux écologiques et économiques importants. Dans le contexte des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble, le développement de pratiques sylvicoles qui maintiennent la mixité et la composante résineuse dans les peuplements aménagés futurs se présente comme un défi particulier pour les aménagistes.

Les résultats de cette étude démontrent que l'intensité du traitement de récolte dans des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble a encore un effet significatif sur la dynamique de la régénération naturelle une dizaine d'années après les interventions. Nous avons constaté une plus forte abondance et une plus forte croissance du peuplier faux-tremble suite aux traitements de coupe totale (CPRS) que suite aux traitements de coupes partielles à relativement faibles intensités. Un fort prélèvement de tiges mères et l'augmentation de l'intensité de lumière dans les CPRS ont induit un recrutement abondant et une bonne croissance des gaules du peuplier faux-tremble. Par rapport aux CT et CPRS, les traitements de coupes partielles (CP) ont engendré une plus forte abondance des espèces résineuses, principalement du sapin baumier, grâce largement à trois principaux facteurs : une plus grande survie de la régénération préétablie, davantage d'arbres semenciers laissés à l'intérieur du peuplement résiduel et des conditions d'établissement favorables (entre autres, lits de germination propices, moins de compétition d'espèces feuillues intolérantes.). Le maintien de tiges résineuses matures dans les coupes partielles présente des sources de semences qui peuvent contribuer au recrutement de conifères à court et à plus long

terme. Parmi les facteurs d'habitat étudiés, la présence de litière mixte à la surface du sol (contrairement à la litière feuillue) favoriserait le recrutement des espèces résineuses, dont le sapin baumier.

Cette étude suggère que, relativement aux coupes totales, les pratiques de coupe partielle à faible intensité (25-31 % de prélèvement de surface terrière) permettraient, à moyen terme, le maintien d'une plus grande régénération naturelle de résineux. Dans ce contexte, la coupe partielle pourrait être utilisée dans le but de réduire le recrutement et la croissance de la régénération du peuplier faux-tremble, réduire l'enfeuillement parterres de coupe, favoriser la régénération résineuse et ainsi maintenir la composition mixte des peuplements d'origine.

Dans un contexte d'aménagement des peuplements mixtes à dominance de peuplier faux-tremble où le phénomène d'enfeuillement constitue un enjeu économique et écologique, il s'avère nécessaire de poursuivre les recherches afin d'identifier des stratégies sylvicoles qui permettraient d'augmenter la superficie des peuplements ayant des caractéristiques s'approchant celles des vieilles forêts et qui laissent un plus grand éventail de legs biologiques qui contribueraient ainsi au maintien de la biodiversité. Avec l'objectif de faire accélérer la succession forestière vers une composition mixte à dominance résineuse de façon plus importante que la coupe totale, ou du moins, maintenir la mixité des peuplements boréaux, la clé de succès devrait se trouver dans la détermination 1) des caractéristiques de composition et de structure des peuplements les mieux adaptés aux traitements de coupes partielles, 2) des niveaux appropriés de prélèvement de peuplier faux-tremble (et d'espèces compagnes), 3) des aspects critiques quant à la quantité et, à la distribution, d'arbres semenciers d'espèces résineuses à préserver et 4) des meilleures techniques pour protéger adéquatement la régénération résineuse préétablie. Bien entendu, ces paramètres doivent être pris en considération pour une gamme de conditions végétales et abiotiques sur lesquelles des peuplements mixtes se retrouvent.

BIBLIOGRAPHIE

- Archambault, L., J. Morissette, et M. Bernier-Cardou. 1997. Succession forestière après feu dans la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Québec. *The Forestry Chronicle* 73:702-710.
- Beaudet, M., B. D. Harvey, C. Messier, K. D. Coates, J. Poulin, D. D. Kneeshaw, S. Brais, et Y. Bergeron. 2011. Managing understory light conditions in boreal mixedwoods through variation in the intensity and spatial pattern of harvest: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 261:84-94.
- Béland, M., et Y. Bergeron. 1993. Ecological factors affecting abundance of advanced growth in jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) stands of the boreal forest of northwestern Quebec. *The Forestry Chronicle* 69:561-568.
- Bergeron, Y. 2000. Species etstand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81:1500-1516.
- Bergeron, Y., H. Y. Chen, N. C. Kenkel, A. L. Leduc, et S. E. Macdonald. 2014. Boreal mixedwood stand dynamics: ecological processes underlying multiple pathways. *The Forestry Chronicle* 90:202-213.
- Bergeron, Y., et M. Dubuc. 1988. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetation* 79:51-63.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan, et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85:1916-1932.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31:384-391.
- Bergeron, Y., et B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92:235-242.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles:

- considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* 75:55-61.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey, et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36:81-95.
- Bergeron, J.-F., J.-P. Saucier, D. Robert, et A. Robitaille. 1992. Québec forest ecological classification program. *The Forestry Chronicle* 68:53-63.
- Bose, A. K., B. D. Harvey, et S. Brais. 2015. Does partial harvesting promote old-growth attributes of boreal mixedwood trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx) stands? *Forest Ecology and Management* 353:173-186.
- Bouchard, M. 2005. Dynamique forestière suite aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette dans le nord du Témiscamingue Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc.
- Boucher Y., Perrault-H M, Fournier R, Drapeau P, Auger I, 2017. Cumulative patterns of logging and fire (1940-2009): consequence on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landcape ecology* 32 (2), 361-375,2017.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal* 54:464-465.
- Brais, S., C. Camiré, Y. Bergeron, et D. Paré. 1995. Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management* 76:181-189.
- Brais, S., B. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau, et D. Paré. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 34:431-446.
- Brais, S., T. T. Work, É. Robert, C. D. O'Connor, M. Strukelj, A. Bose, D. Celentano, et B. D. Harvey. 2013. Ecosystem responses to partial harvesting in eastern boreal mixedwood stands. *Forests* 4:364-385.
- Brassard, B. W., et H. Y. Chen. 2006. Stand structural dynamics of north american boreal forests 25:115-137.

- Brassard, B. W., et H. Y. Chen. 2010. Dynamique de structure et de composition des peuplements en forêt boréale mixte: implications pour l'aménagement forestier. Réseau de gestion durable des forêts 28 p.
- Brassard, B. W., et H. Y. Chen., J. R. Wang; and P. N. Duinker 2008. Effets of time since stand-replacing fire and overstory composition on live-tree structural diversity in the boreal forest of central Canada 38: 52-62.
- Burns, R. M. et B. H. Honkala. 1990. Silvics of North America. U. S. Dep. Agric, For. Serv., Handb. No. 654, Washington, D. C. 1552 pp.
- Chen, H. Y., et R. V. Popadiouk. 2002. Dynamics of North American boreal mixedwoods. Environmental Reviews 10:137-166.
- Chen, H. Y., S. Vasiliauskas, G. J. Kayahara, and T. Ilisson. 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. Forest Ecology and Management 257:343-350.
- Cornett, M. W., K. J. Puettmann, et P. B. Reich. 1998. Canopy type, forest floor, predation, and competition influence conifer seedling emergence and early survival in two Minnesota conifer-deciduous forests. Canadian Journal of Forest Research 28:196-205.
- Côté, S., et L. Bélanger. 1991. Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques. Canadian Journal of Forest Research 21:1779-1795.
- Delpech, R., Dumé, G. et Galmiche, P. (1985) Typologie des stations forestières: vocabulaire, pp.243.
- Doucet, R. 1988. La régénération pré-établie dans les peuplements forestiers naturels au Québec For. Chron. 64:116-120.
- Desrochers, A et V. J. Lieffers. 2001. Root biomass of regenerating aspen (*Populus tremuloides*) stands of different densities in Alberta. Canadian Journal of Forest Research. 31:1012-1018.
- Dufour, E., Robitaille A, Leboeuf A. 2016. Norme de cartographie des dépôts de surface du nord Québécois. Ministère des forêts, de la Faune et des Parcs Secteur des forets.13P.
- Environment Canada. 2018 <http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca>

- Fourrier, A., Pothier, D. et Bouchard, M. (2013). A comparative study of long-term stand growth in eastern Canadian boreal forest: Fire versus clear-cut. *Forest Ecology and Management* 310: 10-18.
- Fraver, S., R. G. Wagner et M. Day. 2002. Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*. 32(12):2094-2105.
- Galipeau, C., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 1997. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. *Canadian Journal of Forest Research*. 27(2):139-147.
- Gauthier, S., A. Leduc, B. Harvey, Y. Bergeron, et P. Drapeau. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le naturaliste canadien* 125:10-17.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grandpré, L.D., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P., Bergeron, Y., 2009. *Ecosystem Management in the Boreal Forest*. Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Gendreau-Berthiaume, B. 2010. Comparaison de la dynamique forestière suite à des perturbations secondaires naturelles et des coupes partielles. Mémoire de maîtrise en Biologie 128 p.
- Gendreau-Berthiaume, B., D. D. Kneeshaw, et B. D. Harvey. 2012. Effects of partial cutting and partial disturbance by wind and insects on stand composition, structure and growth in boreal mixedwoods. *Forestry* 10.1093/forestry/cps051. 15p.
- Gradowski, T., V. J. Lieffers, S. M. Landhäusser, D. Sidders, J. Volney, et J. R. Spence. 2010. Regeneration of *Populus* nine years after variable retention harvest in boreal mixedwood forests. *Forest Ecology and Management* 259: 383-389.
- Gray, A. N., T. A. Spies, et M. J. Easter. 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 332-343.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron, et M.-J. Simard. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29:824-839.

- Grondin, P., J. Blouin, P. Racine, H. d'Avignon, et S. Tremblay. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec. Publ. RN98-3092.
- Gouvernement du Québec 2010. <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/amenagement-durable-forets/156p>
- Harvey, B., et S. Brais. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32:653-666.
- Harvey, B., et S. Brais. 2007. Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: implications for deadwood dynamics *Canadian Journal of Forest Research* 37:1525-1533.
- Harvey, B. D., et Y. Bergeron. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19:1458-1469.
- Harvey, B. D., A. Leduc, et Y. Bergeron. 1995. Early postharvest succession in relation to site type in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1658-1672.
- Harvey, B. D., A. Leduc, S. Gauthier, et Y. Bergeron. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155:369-385.
- Hooper, D. U., F. Chapin, J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, et S. Naeem. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75:3-35.
- Imbeau, L., J-P.L. Savard ; et R.Gagnon 1999 comparing bird assemblages of successional black spruce stand originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77:1850-1860.
- Jeglum, J.K. 1983. Changes in tree species composition in naturally regenerating strip clearcuts in shallow-soil upland black spruce. *In* Conference Proceedings: Resources and Dynamics of the Boreal Zone, Aug. 1982, Thunder Bay, Ont. Edited by R.W. Wein, R.R. Riewe, and I.R. Methven. Association of Canadian Universities for Northern Studies, Ottawa, Ont. pp. 180-193.

- Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. Revue de littérature. Mémoire de recherche forestière ISBN 2-550-24455-9 n° 117 30 p.
- Kneeshaw, D., Y. Bergeron, et L. De Grandpré. 1998. Early response of *Abies balsamea* seedlings to artificially created openings. *Journal of Vegetation Science* 9:543-550.
- Kneeshaw, D. D., et M. Prevost. 2007. Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec, Canada *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1534-1544.
- Lamhamedi, M., et P. Bernier. 1994. Ecophysiology and field performance of black spruce (*Picea mariana*): a review. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Quebec Region, Pages 529-551.
- Landhäusser, S. M., et V. J. Lieffers. 2003. Seasonal changes in carbohydrate reserves in mature northern *Populus tremuloides* clones. *Trees* 17:471-476.
- Landhäusser, S. M., V. J. Lieffers, et T. Mulak. 2006. Effects of soil temperature and time of decapitation on sucker initiation of intact *Populus tremuloides* root systems. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 21:299-305.
- Laquerre, S., A. Leduc, et B. D. Harvey. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. *Ecoscience* 16:483-491.
- Laquerre, S. B. D. Harvey et A Leduc. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. *The Forestry Chronicle*.87:77-85.
- Larouche C, Raymond P, Guillemette F, Saucier J-P 2013. Tome 1 du guide sylvicole du Québec. Ministère des ressources naturelles. Publications du Québec.1044 .p
- LeBarron, R. K. 1940. The role of forest fires in the reproduction of black spruce pp 483–533.
- Leduc, A. 2013. Dix-huit ans de changements in situ du couvert forestier dans une chronoséquence de 249 ans de la forêt boréale mixte en Abitibi. Thèse et mémoire, Université du Québec a Montréal. 70 p.

- Légaré, S., D. Paré, et Y. Bergeron. 2005. Influence of aspen on forest floor properties in black spruce-dominated stands. *Plant and Soil* 275: 207-220.
- Légaré, S., Y. Bergeron, A. Leduc, et D. Paré. 2001. Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *Canadian Journal of Botany* 79: 1019-1027.
- Macdonald, E., N. Lecomte, Y. Bergeron, S. Brais, H. Chen, P. Comeau, P. Drapeau, V. Lieffers S. Quideau, et J. Spence. 2010. Répercussions écologiques découlant de changements dans la composition des forêts boréales mixtes. Edmonton, Alberta, Canada: Rapport sur l'état des connaissances. Réseau de gestion durable des forêts 52p.
- MacDonald, G. B. 1995. The case for boreal mixedwood management: an Ontario perspective. *The Forestry Chronicle* 71:725-734.
- MacDonald, G. B., M. L. Cherry, et D. J. Thompson. 2004. Effect of harvest intensity on development of natural regeneration and shrubs in an Ontario boreal mixedwood stand. *Forest Ecology and Management* 189:207-222.
- Macdonald, S. E., et T. E. Fenniak. 2007. Understory plant communities of boreal Mixedwood forests in western Canada: natural patterns and response to variable-retention harvesting. *Forest Ecology and Management* 242:34-48.
- Paquette, A., et C. Messier. 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography* 20:170-180.
- Parent, S., et C. Messier. 1995. Effets d'un gradient de lumière sur la croissance en hauteur et la morphologie de la cime du sapin baumier régénéré naturellement. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 878-885.
- Pothier, D., et M. Prévost. 2002. Photosynthetic light response and growth analysis of competitive regeneration after partial cutting in a boreal mixed stand. *Trees* 16:365-373.

- Prévost, M., et D. Pothier. 2003. Partial cuts in a trembling aspen conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 33:1-15.
- Prévost, M., V. Roy, et P. Raymond. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Gouvernement du Québec. Direction de la recherche forestière note numéro 32.8p.
- Prévosté, M DeBlois J 2014. Shelterwood cutting to release coniferous advance growth and limit aspen sucker development in a boreal mixedwood stand. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, 2700 rue Einstein, Québec, QC G1P 3W8, Canada. 323 (2014) 148–157.
- Raymond, P., Ruel, J. C., & Pineau, M. (2000). Effet d'une coupe d'ensemencement et du milieu de germination sur la régénération des sapinières boréales riches de seconde venue du Québec. *The Forestry Chronicle*, 76(4), 643-652.
- Raymond, P., S. Bédard, V. Roy, C. Larouche, et S. Tremblay. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry* 107:405-413.
- Reich, P., Bakken, P., Carlson, D., Frelich, L., Friedman, S. et Grigal, D. (2001). Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology* 82(10): 2731-2748.
- Robert, É., S. Brais, B. D. Harvey, et D. Greene. 2012. Seedling establishment and survival on decaying logs in boreal mixedwood stands following a mast year. *Canadian Journal of Forest Research* 42:1446-1455.
- Simard, M. J., Y. Bergeron, et L. Sirois. 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* 9:575-582.
- Steneker, G. A 1974. Factors affecting the suckering of trembling aspen. *The Forestry Chronicle* 50:32-34.
- St-Pierre, H., R. Gagnon, et P. Bellefleur. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 474-481.

Taylor, A., Hart, T. and Chen, H. (2013). Tree community structural development in young boreal forests: A comparison of fire and harvesting disturbance. *Forest Ecology and Management* 310: 19-26.

Vincent, J. S. et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Geogr Phys Quat.* 31: 357-3.