

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉVOLUTION DES PEUPEMENTS ISSUS DE FEU ET DE COUPE DANS LA FORÊT
BORÉALE MIXTE DE L'ABITIBI

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

EXTENSIONNÉE DE

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR

SARAH VERGUET MONIZ

OCTOBRE 2014

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Ces remerciements ont été écrits en dernier car on m'a toujours dit de laisser le meilleur pour la fin.

Je tiens donc à remercier de tout cœur mon directeur, Osvaldo Valeria. Toujours présent pour ses étudiants, autant du point de vue professionnel que personnel. Je tiens aussi à remercier profondément mon co-directeur Brian Harvey pour ses précieux commentaires et sans qui ce projet n'aurait pas vu la lumière du jour. Merci au CRNSG pour son support financier.

À toutes les personnes de l'UQAT, je vous suis extrêmement reconnaissante même si je me suis fait très discrète tout au long de mon cheminement. Des professeurs au personnel administratif en passant par de nombreux collègues (certains devenus de très bons amis), merci!

À tous ceux qui font partie de ma vie, que vous soyez d'ailleurs ou d'ici, merci aussi!

Un merci spécial dédié à une personne spéciale qui m'a encouragé à longueur de journée!

Finalement, je veux remercier une *gang* qui est de l'autre côté de l'océan. Une *gang* à qui je dois tout et pour qui ce processus n'a pas toujours été facile. Je tiens à remercier ma famille. Énormément, infiniment, éternellement.

MERCI, *OBRIGADA!*

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
RÉSUMÉ	vii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 États des connaissances	3
1.2.1 La forêt boréale : Perturbations naturelles et succession	3
1.2.2 Perturbations anthropiques et naturelles : Similitudes et différences.....	8
CHAPITRE II	
ÉVOLUTION PEUPEMENTS ISSUS DE FEU ET DE COUPE TOTALE EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE L'ABITIBI	15
2.1 Résumé.....	15
2.2 Introduction.....	16
2.3 Données et méthodologie.....	19
2.3.1 Aire d'étude.....	19
2.3.2 Source des données	21
2.3.3 Sélection des placettes.....	22
2.3.4 Diversité arborescente, composition et structure	24
2.3.5 Analyses statistiques	25
2.4 Résultats	26
2.4.1 Différences de structure et composition entre des peuplements coupés et brûlés.....	26
2.4.2 Influence du dépôt-drainage sur la structure et la composition	29
2.4.3 Convergence des attributs structuraux et de la composition	34
2.5 Discussion	40
2.5.1 Différences de structure et composition entre des peuplements coupés et brûlés.....	41

2.5.2 Influence du dépôt-drainage sur la structure et composition après feu et coupe.....	44
2.5.3 Convergence des attributs structuraux et de la composition	46
2.5.4 Limites de l'étude.....	46
2.6 Conclusion	48
2.7 Bibliographie.....	50
CHAPITRE III	
CONCLUSION GÉNÉRALE	55
ANNEXE A	
IDENTIFICATION DES PLACETTES UTILISÉES DANS L'ÉTUDE.....	58
ANNEXE B	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES TIGES COMMERCIALES EN FONCTION DE LA PERTURBATION D'ORIGINE	58
ANNEXE C	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES TIGES COMMERCIALES EN FONCTION DE LA PERTURBATION D'ORIGINE ET DU TYPE DE DÉPÔT-DRAINAGE.....	60
ANNEXE D	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES ESSENCES DES PEUPEMENTS COUPÉS.....	61
ANNEXE E	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES ESSENCES DES PEUPEMENTS BRÛLÉS	62
ANNEXE F	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES ESSENCES DES PEUPEMENTS MATURES.....	63
ANNEXE G	
DISTRIBUTION DE LA DENSITÉ DES CHICOTS.....	64
BIBLIOGRAPHIE POUR LE CHAPITRE I ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE.....	65

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Localisation des régions écologiques et des placettes d'inventaire utilisées dans l'étude.....	21
2.2 a) Importance relative des tiges commerciales et b) densité des gaules en fonction de la perturbation d'origine des peuplements.	28
2.3 Importance relative des tiges commerciales en fonction de la perturbation d'origine des peuplements sur a.1) site FBD et sur b.1) site PBD. Densité des gaules en fonction de l'origine sur a.2) site FBD et sur b.2) site PBD.....	32
2.4 a.1) Importance relative des tiges commerciales et a.2) densité des gaules pour des feux et coupes de 27 à 39 ans. b.1) Importance relative des tiges commerciales et b.2) densité des gaules pour des feux et coupes de 40 à 52 ans. c.1) Importance relative des tiges commerciales et c.2) densité des gaules pour des peuplements de plus de 100 ans.	36
2.5 <i>Between classe analyses</i> de la composition de la canopée en fonction de la perturbation d'origine des peuplements. COUPE: coupes de 27-39 ans, FEU: brûlis de 27-39 ans et MATURE: peuplements de plus de 100 ans. 1 – Poids des espèces et leur relation avec les différents groupes. 2 – Projection des sites sur le plan défini par la BCA.....	38
2.6 <i>Between classe analyses</i> de la composition de la canopée en fonction de la perturbation d'origine des peuplements. COUPE: coupes de 40-52 ans, FEU: brûlis de 40-52 ans et MATURE: peuplements de plus de 100 ans. 1 – Poids des espèces et leur relation avec les différents groupes. 2 – Projection des sites sur le plan défini par la BCA.....	39

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Structure de la sélection des sites en fonction du dépôt-drainage et du temps écoulé depuis la dernière perturbation.....	23
2.2 Valeurs moyennes et erreurs standard de la richesse, équitabilité et diversité des espèces de la canopée en fonction de la perturbation d'origine.....	27
2.3 Valeurs moyennes et erreurs standard des différents attributs structuraux des peuplements en fonction de la perturbation d'origine.....	29
2.4 Moyenne et erreur standard de la richesse, équitabilité et diversité des espèces en fonction de la perturbation d'origine et du dépôt-drainage.....	30
2.5 Valeurs moyennes et erreurs standards des différents attributs structuraux en fonction de la perturbation d'origine et du dépôt-drainage.....	33
2.6 Valeurs moyennes et erreurs standard des différents attributs structuraux en fonction de la perturbation d'origine du peuplement et de la période de temps écoulé depuis la dernière perturbation.....	35
2.7 Tests de Monte Carlo pour la composition des tiges commerciales et des gaules. Teste à l'inertie inter-groupes entre les différentes perturbation d'origine.	40

RÉSUMÉ

Le milieu scientifique soutient depuis quelques années que les effets de la coupe à blanc pratiquée historiquement et des feux de forêt sont différents et que cela aurait des effets significatifs sur les processus écologiques des écosystèmes forestiers ainsi que sur leur biodiversité. Cependant, bien que ces perturbations puissent créer des structures et des compositions de peuplements très différentes immédiatement après la perturbation, peu de recherches ont évalué la dynamique des peuplements à plus long terme.

En Abitibi, dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, l'activité forestière a laissé des empreintes sur le paysage forestier qui se caractérisent par une augmentation de la proportion des peuplements feuillus. Ainsi, ce projet cherche à savoir si les différences initiales de structure et composition entre des peuplements coupés et brûlés se maintiennent, ou convergent avec le temps. Pour ce faire, des peuplements de plus de 30 ans issus de feu et des premières coupes totales de la région ont été analysés. En outre, on cherchait à savoir si le type de dépôt-drainage influence différemment les peuplements selon la perturbation d'origine. En utilisant les données des réseaux de placettes échantillons temporaires et permanentes (PET et PEP) du 3^{ème} inventaire forestier décennal pour les régions écologiques 5a et 5b, nous avons sélectionné 56 brûlés et 43 coupes totales qui ont entre 27 à 52 ans. De plus, 41 peuplements matures, qui constituent, en quelque sorte, un état de référence, ont aussi été sélectionnés. Ces 140 peuplements se situent sur des sites mésiques fertiles ou mésiques pauvres. Plusieurs attributs de structure (densité, surface terrière, variabilité des DHP, hauteur dominante, surface terrière de chicots, etc.) ainsi que l'importance relative (IR) des espèces principales ont été déterminés. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de modèles linéaires généralisés. Nos résultats démontrent que les différences entre les attributs étudiés de peuplements issus de coupe ou de feu s'estompent généralement avec le temps. Cependant, des attributs tels que la variabilité des DHP (indice de Shannon) ou la hauteur dominante des peuplements coupés (1,69 et 14,36m respectivement) ou brûlés (1,71 et 14,46m) dans la fenêtre temporelle de l'étude sont encore significativement inférieurs aux peuplements matures de référence (2,06 et 17,22m). La composition semble converger plus lentement que la structure puisque la diminution des différences dans le temps est moins prononcée. Contrairement à nos attentes, plus de 40 ans après perturbation, l'IR de l'épinette noire est de 40% dans des peuplements issus de coupe alors que dans les feux elle n'est que de 20%. En outre, l'IR combinée du pin gris et du peuplier monte à 35% dans les feux contre 13% dans les coupes. La compréhension de la dynamique des peuplements après coupe totale (et incendies forestiers) à long-terme reste encore fragmentaire. Une analyse plus approfondie est nécessaire pour mieux cerner cette dynamique afin d'élaborer des stratégies d'aménagement adaptées au contexte abitibien.

Mots-clés : Coupe totale, Feu de forêt, Forêt boréale mixte, structure, composition.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Les forêts sont omniprésentes au Québec, couvrant près de la moitié du territoire québécois. Tout comme le restant du paysage forestier boréal, la forêt québécoise a longuement été dynamisée par la récurrence des incendies forestiers (Bergeron *et al.*, 2004). Certaines espèces se sont donc adaptées à cette perturbation en développant des mécanismes permettant une rapide recolonisation des sites affectés par le feu (Payette *et al.*, 1989). Cependant, après la conquête britannique en 1759, les ressources forestières commencèrent à prendre une valeur commerciale importante (MRNF, 2008b). Au milieu du XXe siècle, l'utilisation des chevaux a laissé place à une généralisation de la récolte mécanisée, ce qui a entraîné une modification du type et de l'envergure de l'exploitation forestière. Les coupes totales mécanisées se sont répandues et l'exploitation forestière est elle aussi devenue une importante source de perturbation dans plusieurs régions de la forêt boréale.

On a longtemps estimé que la coupe totale imitait, dans une certaine mesure, le feu comme source de renouvellement de la forêt. Ce motif a longuement été employé pour justifier l'utilisation de la coupe totale dans la forêt boréale (Keenan et Kimmins, 1993; Brassard et Chen, 2010). Or, plusieurs ont remis en question ces suppositions. En effet, diverses études ont démontré qu'un paysage aménagé depuis plusieurs décennies est significativement plus jeune que des paysages soumis à un régime de perturbations naturelles (Bergeron *et al.*, 2002). Ces constats ont soulevé un grand débat quant à la légitimité de l'utilisation extensive de la coupe totale. En effet, l'altération des paysages forestiers par la récolte pourrait nuire au maintien de la diversité biologique et à la durabilité des ressources forestières à long-terme (Reich *et al.*, 2001).

Bien que le feu et la coupe puissent affecter la plupart des arbres d'un peuplement, la coupe totale implique le retrait complet des arbres commerciaux présents sur un site. Par ailleurs, contrairement à la coupe totale, le feu de forêt libère les minéraux du sol en consommant la couche de matière organique, les débris ligneux et la végétation de sous-bois. Cela facilite la recolonisation du site par des espèces de début de succession adaptées aux conditions après feu, tout en éliminant les espèces de fin de succession provenant du peuplement avant feu (McRae *et al.*, 2001). En conséquence, les peuplements succédant à une coupe totale peuvent différer considérablement des peuplements issus d'un feu, en termes de structure et de composition peu de temps après ces deux perturbations (Carleton et MacLellan, 1994; Reich *et al.*, 2001; Brassard et Chen, 2010). Toutefois, depuis un certain temps, le milieu scientifique s'intéresse davantage à la dynamique à plus long terme des peuplements issus de ces deux perturbations distinctes. Les résultats ont tendance à pointer vers le même constat : la plupart des attributs forestiers, qui sont différents tôt après la perturbation, convergent plus tard dans la succession (Reich *et al.*, 2001; Brassard et Chen, 2010).

En Abitibi, l'exploitation forestière constitue un moteur économique important. Cette dernière a débuté à l'orée du 20^e siècle, suite à l'ouverture de la région à la colonisation par la construction du chemin de fer transcontinental (Bergeron et Charron, 1994). Au fil du temps, la récolte de bois, centrée sur la récolte des résineux, notamment l'épinette noire (Lefort *et al.*, 2003) a laissé des empreintes sur le paysage forestier abitibien. En effet, l'augmentation de la proportion des feuillus est associée au rajeunissement du paysage. À la fin des années 50, l'utilisation de la coupe totale mécanisée s'est généralisée. Les peuplements issus de ces premières coupes sont maintenant âgés d'une cinquantaine d'années, un âge nous permettant d'évaluer l'évolution à plus long terme de la composition et de la structure des peuplements issus de coupes et à comparer celles-ci avec des peuplements issus de feux de la même époque.

1.2 États des connaissances

Avec ses quelque 347 millions d'hectares de surface forestière, le Canada possède 10% des forêts de la planète (RNCAN, 2012). En plus de son importance économique (en 2011 le secteur forestier a embauché plus de 230 000 personnes et a engendré plus de \$23 milliards de dollars (RNCAN, 2012)), la forêt canadienne joue aussi un rôle de premier plan du point de vue social et environnemental. Avec une superficie annuelle récoltée d'environ 700,000 ha au Canada, l'intérêt relié aux questions de la gestion durable et de la conservation des ressources forestière est devenu un sujet grandement débattu. C'est donc à partir du début des années 1990 qu'a émergé un nouveau paradigme de l'aménagement forestier au Canada, le concept d'aménagement écosystémique (AÉ) (Gauthier *et al.*, 2008; Grenon *et al.*, 2010). Au Québec, la mise en œuvre de l'AÉ s'officialise en 2013 suite à l'implantation de la loi sur *l'aménagement durable du territoire forestier* (L.R.Q., ch. A-18.1). Entre autres, cette loi vise à assurer le maintien de la biodiversité ainsi que la viabilité des écosystèmes forestiers en diminuant les écarts existants entre la forêt aménagée et la forêt issue de perturbations naturelles.

1.2.1 La forêt boréale : Perturbations naturelles et succession

La forêt boréale canadienne est soumise à de nombreuses perturbations naturelles : d'une part, il y a les perturbations majeures telles que les feux de forêt (Chen et Popadiouk, 2002) et, d'une autre, les perturbations secondaires, telles que les épidémies d'insectes, les maladies ou les chablis. Au Canada, le régime de feu est caractérisé par une dominance de feux sévères qui agissent comme une source de renouvellement de la forêt (Payette *et al.*, 1989; Bergeron *et al.*, 2004; Lecomte *et al.*, 2006b). Certaines espèces sont adaptées à cette perturbation naturelle récurrente par divers mécanismes leur permettant de coloniser rapidement des sites brûlés (Payette *et al.*, 1989). Les espèces telles que l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) sont abondantes dans

des paysages où la fréquence des feux est élevée (Bergeron, 2000). Par contre, le sapin baumier (*Abies balsamea* Mill.), l'épinette blanche (*Picea glauca* Moench.) et le cèdre (*Thuja occidentalis* L.), trois espèces sans adaptations de régénération reliées au feu, augmentent en abondance là où les feux sont moins fréquents ou lorsque l'intervalle entre deux feux est plus long (Bergeron, 2000).

L'écophysiologie de ces espèces explique en partie leur importance relative dans le développement successional des peuplements. En effet, ce sont les espèces dites pionnières qui débute le processus de succession. Généralement intolérantes à l'ombre, on y retrouve le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et le pin gris. L'épinette noire, elle aussi une espèce de début de succession est quant à elle, tolérante à l'ombre. Les adaptations reproductives de ces espèces contribuent à la résilience des peuplements après feu. La capacité de se régénérer végétativement et la croissance rapide donnent aux feuillus un avantage compétitif par rapport aux espèces s'établissant par graine (Chen *et al.*, 2009). L'apparition de drageons de peuplier est provoquée par la suppression de la dominance apicale (Ilisson et Chen, 2009), ainsi que par l'augmentation de la température et de lumière au sol (Mackenzie, 2010). Cependant, cette espèce se régénère mal par reproduction sexuée puisque les conditions pour la survie des semis - forte humidité, températures modérées et un apport en eau constant - ne sont généralement pas présentes après le passage du feu (Jobidon, 1995). De par son mécanisme reproductif, si le peuplier faux-tremble est abondant dans le peuplement avant feu, il le sera également dans le peuplement après feu (Bergeron et Harvey, 1997; Greene et Johnson, 1999; Bergeron, 2000). La proportion de bouleau quant à elle, dépend fortement de la compétition interspécifique entre celui-ci et le peuplier (Forget et Doyon, 2004). Le pin gris, aussi une espèce pionnière, présente des cônes sérotineux qui font d'elle une des espèces boréales des mieux adaptées au feu (Sims *et al.*, 1990). Ceux-ci ne s'ouvrent et libèrent leurs semences qu'en présence de chaleur. Le feu est ainsi indispensable au maintien des peuplements de cette espèce. Incapable de se reproduire en l'absence prolongée de feu, elle peut donc être éventuellement remplacée par d'autres espèces comme le sapin baumier ou l'épinette noire (Smirnova *et al.*, 2008). Le cas de cette dernière est toutefois particulier puisque les cônes semi-sérotineux de

l'épinette noire font d'elle une espèce de début de succession, adaptée à se reproduire après feu, tandis que sa tolérance à l'ombre et le fait qu'elle peut se reproduire végétativement sous un couvert fermé, par marcottage, la classe aussi comme une espèce de fin de succession (Harper *et al.*, 2002; Le Goff et Sirois, 2004).

L'ombre créée par le couvert arborescent des espèces pionnières et les changements qui s'opèrent au niveau du sol (augmentation des débris ligneux, par exemple) favoriseraient davantage des espèces tolérantes et de fin de succession, c.-à-d. sapin baumier, cèdre et épinette blanche de se développer (Bergeron et Dubuc, 1989). Puisque ces espèces n'ont pas développé de mécanismes reproductifs adaptés aux feux, leur régénération dans les zones perturbées dépend en grande partie de la distance aux peuplements non perturbés (Asselin *et al.*, 2001). Elles présentent toutefois une faible capacité de dispersion des graines, qui varie de 70 m (cèdre) à moins de 200 m (sapin et épinette blanche) (Sims *et al.*, 1990).

Ainsi, les feux sévères ont pour effet de réinitialiser le processus de succession des peuplements. En forêt boréale, cette succession dite secondaire est contrôlée par de nombreux facteurs, autant biotiques, qu'abiotiques. Elle est généralement décrite comme une convergence de la composition qui passe de feuillue à mixte, finissant avec une dominance des conifères (Bergeron, 2000). La capacité des essences à se reproduire, ou non, sous un couvert fermé explique en partie ces changements (Bergeron et Dubuc, 1989). Toutefois, dans la forêt boréale mixte, des perturbations secondaires partielles telles les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette - TBE (*Choristoneura fumiferana* Clemens) - ou encore les chablis ramènent ce système vers des stades qui s'apparentent plus aux stades de début ou de mi-succession. En causant la mortalité du sapin baumier et des épinettes blanche et noire, la TBE permet le maintien de peuplements mixtes (Dansereau et Bergeron, 1993). Parmi les facteurs abiotiques influençant la succession, les dépôts de surface sont partiellement responsables de certaines différences au niveau de la composition des peuplements après perturbation (Bergeron et Bouchard, 1984; Lecomte et Bergeron, 2005; Taylor et Chen, 2011). En effet, la granulométrie et la porosité des

différents types de dépôts de surface influencent le régime hydrique et donc la disponibilité en eau aux moments critiques d'établissement suivant une perturbation. De ce fait, il existe une forte association entre les facteurs édaphiques et la composition de la communauté végétale boréale (Schroeder et Perera, 2002). Dans la forêt boréale mélangée, les peuplements d'épinette noire sont associés davantage aux conditions xérique ou hydrique alors que les peuplements mixtes et feuillus sont plus abondants dans des conditions mésiques, généralement plus riches (Brassard et Chen, 2006; MRN, 2002). La dominance des conifères en milieux pauvres est généralement expliquée par leur efficacité d'utilisation de nutriments («*nutrient-use efficiency*») plus élevée que celle des feuillus (Aerts, 1995). En général, si présents avant un feu sévère, le pin gris et le bouleau blanc s'installent après la perturbation sur des sites mésiques à dépôts grossiers, alors que le peuplier faux-tremble se développe rapidement sur des dépôts plus fins (De Grandpré *et al.*, 2000; Gauthier *et al.*, 2000). À cause de cette variabilité dans le développement forestier à l'échelle du peuplement, il est possible de distinguer différentes trajectoires – ou du moins tendances successionnelles – selon le type de dépôt dominant (Bergeron et Dubuc, 1989 ; Brassard et Chen, 2006). Ces trajectoires, illustrées par ce qu'on appelle le concept de dynamique forestière, sont définies comme étant la totalité des changements de structure et composition des peuplements forestiers dans le temps (Oliver et Larson, 1990). Alors, que la composition peut simplement être définie comme la proportion d'arbres vivants de chaque espèce, Brassard et Chen (2010) définissent la structure comme « l'interrelation entre les arbres vivants et morts ». Selon ces mêmes auteurs, sur la base du temps écoulé depuis la dernière perturbation, la succession secondaire en forêt boréale mixte peut être différenciée en quatre stades de développement structural: établissement d'un nouveau peuplement (< 10 ans), auto-éclaircie (25 – 50 ans), stade de transition (70 – 90 ans) et dynamique de trouées (> 120 ans).

Après feu, la cohorte pionnière - groupe d'arbres qui s'est établi environ en même temps - est composée d'essences pionnières. Selon les conditions édaphiques, les espèces feuillues, le pin gris ou l'épinette noire domineront plus ou moins rapidement la canopée. Puisqu'ils sont relativement équiens et possèdent une composition plutôt homogène, ces jeunes

peuplements arborent une structure plutôt régulière (Boucher *et al.*, 2003). Les nombreux chicots issus du passage du feu tombent après une quinzaine d'années environ, ce qui augmente la quantité de débris au sol (Brassard et Chen, 2008). Ils augmentent ainsi la diversité structurale.

Une trentaine d'années après perturbation, les distributions d'âges, de diamètres et de hauteurs demeurent relativement homogènes (Brassard et Chen, 2010). Toutefois, l'espace vient à manquer et la disponibilité de nutriments et de lumière est insuffisante pour permettre la croissance continue de tous les arbres du peuplement. S'en suit donc une compétition intense (auto-éclaircie) pour les ressources (Chen et Popadiouk, 2002; Brassard et Chen, 2006). Cela entraîne un déclin dans la densité du peuplement (Oliver et Larson, 1990) et l'apparition de chicots de petite taille (Fergusson et Elkie, 2003; Brassard et Chen, 2008). Le stade de transition débute simultanément avec la diminution de la proportion des tiges appartenant à la cohorte pionnière. Elles seront graduellement remplacées par des tiges déjà préétablies dans le sous-bois, généralement des conifères tolérants à l'ombre (Brassard et Chen, 2006).

Finalement, en absence prolongée de perturbation majeure, la dynamique des peuplements est caractérisée par un régime de trouées (Pham *et al.*, 2004). La mort d'arbres isolés ou de petits groupes d'arbres (par le biais d'insectes, maladies ou causes naturelles), crée des trouées dans le couvert forestier qui facilitent le recrutement de nouvelles tiges dans les strates de gaules ou arborescente (Brassard et Chen, 2010). La taille des trouées détermine en partie les essences recrutées. Celles de petite taille seront colonisées par des espèces de fin de succession tolérantes à l'ombre (c.-à-d., épinettes blanche et noire, sapin baumier et cèdre) alors que des trouées de plus grande taille profiteront au bouleau blanc et au peuplier faux-tremble (Pham *et al.*, 2004). C'est durant ce stade successional que la complexité structurelle des peuplements est la plus élevée (Brassard *et al.*, 2008). Cependant, il en demeure que la rapidité à laquelle un peuplement pionnier évolue vers un peuplement ayant une structure moins régulière varie largement (Chen et Popadiouk, 2002; Harper *et al.*, 2005) puisqu'elle dépend en grande partie des espèces présentes dans la

canopée. Par exemple, la présence de pin gris, espèce peu longévive et qui ne se reproduit pas sous un couvert fermé, peut accélérer le bris des peuplements (Lecomte *et al.*, 2006b).

1.2.2 Perturbations anthropiques et naturelles : Similitudes et différences

Au cours des dernières décennies, la récolte de matière ligneuse est devenue une source importante de perturbation des écosystèmes forestiers boréaux nord-américains (Perron *et al.*, 2008). Initialement une pratique manuelle, le début de la mécanisation des opérations forestières dans les années 1950 correspond à la période d'apparition généralisée de grandes coupes totales en forêt boréale. Selon Smith (1986, cité dans Kennan et Kimmins (1993)), ce mode d'aménagement sylvicole peut être défini comme "*The removal of the entire stand in one cutting, with reproduction obtained artificially or by natural seeding from adjacent stands or from trees cut in the clearing operation*". Toutefois, la coupe totale « commerciale » peut laisser sur pied des arbres non commerciaux (surtout les feuillus) ainsi que des tiges commerciales difformes. En plus de sa rentabilité économique à court terme (McRae *et al.*, 2001), la coupe totale fut pendant de longues années le mode d'exploitation privilégié car on estimait que son effet sur le renouvellement de la végétation forestière était comparable à celui des feux de forêt (Brassard et Chen, 2010). Actuellement, il existe de nombreuses alternatives à la coupe totale telles que la coupe avec protection de la régénération et des sols (la CPRS au Québec) ou de rétention variable des arbres de taille marchande qui s'encadrent dans le contexte de l'aménagement écosystémique. En effet, plusieurs préoccupations relatives à l'effet de la coupe totale sur la biodiversité et la durabilité de l'exploitation forestière ont fait en sorte que son utilisation soit maintenant interdite dans certaines juridictions (Reich *et al.*, 2001). Au Québec, la coupe à blanc a graduellement été remplacée par la CPRS à partir de 1995 (Québec, 1994).

Depuis plusieurs années, un nombre important d'auteurs se sont penchés sur la comparaison des impacts des coupes forestières et ceux des feux de forêt (Carleton et MacLellan, 1994; Ehnes, 1998; McRae *et al.*, 2001; Reich *et al.*, 2001; Bouchard et Pothier, 2011; Fourrier *et al.*, 2013; Taylor *et al.*, 2013). Dû à la grande étendue spatiale de ces

perturbations, les différences sont généralement étudiées selon deux échelles distinctes : celle du peuplement et celle du paysage. C'est à l'échelle du paysage que les différences entre la coupe et le feu sont les plus prononcées. Les principales différences entre le régime de feu et de coupe sont la distribution spatiale des aires de régénération ainsi que la distribution des classes d'âges des peuplements résultants (Lecomte *et al.*, 2006; Perron *et al.*, 2008). En effet, la proportion des peuplements plus âgés que la période de révolution, habituellement 100 ans ou moins, est proche de zéro sous un régime d'aménagement équié, alors qu'elle se situe, théoriquement, autour de 37% sous un régime de feu, pour un cycle de feu similaire (Van Wagner, 1978; Bergeron et Le Goff, 2005). La conséquence première est la perte de vieilles forêts, ce qui affecte les organismes qui y sont associés. Il en résulte aussi une augmentation des essences feuillues dans le paysage aménagé. En outre, puisqu'ils laissent des îlots intacts, des superficies brûlées partiellement ou totalement et créent des bordures irrégulières, les feux produisent habituellement des paysages plus hétérogènes que les coupes totales (DeLong et Tanner, 1995; Claveau *et al.*, 2007). De plus, l'utilisation exclusive et l'éparpillement des aires de coupes lors des dernières décennies a fragmenté le paysage forestier (Perron *et al.*, 2008 ; Bouchard et Pothier, 2011).

À l'échelle du peuplement, plusieurs travaux ont été consacrés à l'étude des effets de la coupe sur certaines caractéristiques des peuplements forestiers à court-terme (Haeussler et Bergeron, 2004; Ilisson et Chen, 2009; Taylor *et al.*, 2013). Ces travaux ont été réalisés en comparant l'impact de la coupe à celui du feu (qui constitue généralement l'état de référence), sur de nombreux attributs forestiers tels que la composition, la quantité de débris ligneux (Ferguson et Elkie, 2003), la diversité du sous-bois (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000), la réponse de la faune (Fisher et Wilkinson, 2005), entre autres.

L'impact premier des perturbations majeures se traduit par la modification des conditions microclimatiques qui affectent la régénération de nombreuses espèces végétales. L'élimination de la canopée, autant par le feu que par la coupe, influence le microclimat à travers la température, l'humidité relative, la lumière et la vitesse du vent, de même que l'accumulation de la matière organique (Keenan et Kimmins 1993; Carleton et MacLellan,

1994; Haeussler et Bergeron, 2004). Ces perturbations apportent aussi des modifications au niveau du sol qui sont autant d'ordres chimiques que physiques. Ainsi, un des effets les plus néfastes de la coupe sur les sols, particulièrement sur ceux de texture fine, est le compactage (Corns, 1988). Celui-ci réduit la porosité, diminue le taux d'infiltration d'eau ainsi que sa conductivité (Corns, 1988). En conséquence, le ruissellement augmente, le taux de minéralisation des éléments nutritifs diminue, entraînant la mort des semis et ralentissant la croissance de la régénération de la plupart des essences (Harvey et Bergeron, 1989; Twolan-Strutt et Welsh, 1997; Harvey et Brais, 2002). Mais, même si le compactage peut affecter la croissance des essences forestières pendant des années (Corns, 1988), dans les zones soumises au gel des sols et à des cycles de gel-dégel fréquents (tel est le cas des sols boréaux), ses effets sont de plus courte durée (Keenan et Kimmins, 1993). Au niveau des propriétés chimiques du sol, l'élimination de la canopée et la conséquente augmentation des températures au sol, stimulent la décomposition augmentant ainsi la disponibilité de nutriments (Hart et Chen, 2006). Les deux perturbations (feu et coupe) génèrent ainsi une augmentation de la quantité d'éléments nutritifs (Simard, 2000; Hart et Chen, 2006; Lecomte *et al.*, 2006). Même si les effets disparaîtraient après deux décennies (Simard *et al.*, 2001), la fertilisation est plus importante après feu, de par l'effet fertilisant des cendres (Zackrisson *et al.*, 1996). En plus de stimuler la nitrification, les cendres sont aussi capables d'absorber les composés phénoliques des éricacées qui ont des effets allélopathiques sur l'établissement et la croissance de plusieurs espèces forestières (Hart et Chen, 2006). En outre, et selon leur intensité, les feux peuvent consommer plus de 50% de la matière organique, exposant ainsi le sol minéral qui est un excellent lit de germination pour la plupart des espèces forestières (Greene *et al.*, 2007). Il en résulte ainsi une augmentation du taux de germination des graines ainsi que de la survie des semis (Kemball *et al.*, 2006). Cependant, il semblerait que de grandes quantités de cendres soient néfastes à la germination des graines (Kemball *et al.*, 2006). À l'encontre des feux, la récolte expose moins de sol minéral ce qui ralentit la croissance de la régénération de la plupart des espèces et favorise la régénération des espèces de sous-bois (Twolan-Strutt et Welsh, 1997; Simard, 2000). Cependant, alors que l'abondance de nutriments causée par le feu est le

résultat de la combustion de la matière organique, l'augmentation de la disponibilité en nutriments après coupe se doit à une augmentation de leur minéralisation (Simard *et al.*, 2001). Puisque la coupe, par opposition au feu, ne consomme pas la couche organique, la régénération des sites récoltés a accès à une plus grande masse d'éléments nutritifs dans le sol (Simard, 2000). Ces derniers pourraient être en mesure de maintenir la productivité des sites récoltés sur le long terme et ainsi compenser la perte de nutriments suite à la récolte des arbres (Simard, 2000).

Les feux - effet stochastique - et la coupe forestière - effet sélectif - ne ciblent pas forcément les mêmes peuplements et diffèrent dans leur comportement - par exemple un feu de faible intensité consumera uniquement la régénération alors qu'une coupe d'hiver la préservera. Il en résulte alors de nombreuses différences au début de la succession suivant l'une ou l'autre des perturbations. En outre, la variabilité de la structure ainsi que de l'abondance des différentes espèces des peuplements issus de perturbations récentes peuvent avoir un impact important sur le développement futur de ces mêmes peuplements (Bergeron, 2000). Cependant, on s'attend aussi à ce que des peuplements de composition similaires avant deux perturbations distinctes et qui se développent sous l'influence de conditions abiotiques semblables, aient tendance à se ressembler plus le temps écoulé après la perturbation est long. C'est ce que des études récentes ont démontré : la plupart des attributs forestiers, qui sont différents tôt après la perturbation, convergent plus tard dans la succession (Reich *et al.*, 2001; Fourrier *et al.*, 2013).

C'est pendant les premières décennies que les différences sont les plus accentuées (Brassard et Chen, 2010). Au niveau de la composition des arbres de la canopée, les deux perturbations favorisent les essences feuillues, telles que le peuplier faux-tremble et le bouleau (Jobidon, 1995). Les différences au sein de la composition de peuplements d'origine différente se font sentir au niveau des espèces pyrophiles, tel le pin gris, qui colonisent difficilement un site immédiatement après une coupe totale. La quantité de sapin baumier, quant à elle, est généralement plus élevée après coupe puisqu'il peut survivre à la coupe et réagit très bien à l'ouverture du couvert (Hatcher, 1960). Cependant, sa croissance peut être

affectée par la grande abondance d'éricacées des peuplements coupés (Ruel *et al.*, 2004; Brassard et Chen, 2006). Quant à l'épinette noire, elle marcotte mieux après coupe qu'après feu (Kemball, 2002; Harper *et al.*, 2004), mais son taux de reproduction par graine est plus élevé après feu (Wang et Harrison, 2000). Au fil du temps, on s'attend donc à une convergence de la végétation qui sera plus ou moins rapide, tout dépendamment de l'importance relative des différentes espèces au début de la succession. Après plus de 30 ans, Reich *et al.*, (2001) n'ont pas trouvé de différences de composition entre des brûlis et des coupes qui possédaient la même composition d'origine et qui se développaient sous l'influence de conditions abiotiques semblables.

En ce qui a trait à la structure, les peuplements brûlés sont principalement composés de deux étages, un en régénération et l'autre constitué de chicots. Les peuplements issus d'une coupe totale peuvent présenter une structure plus hétérogène en termes de taille et d'âge (Brassard et Chen, 2010) puisque, à l'étage en régénération s'ajoute les tiges laissées sur pied ainsi que la régénération pré-établie ayant survécu à la coupe. La surface terrière peu après ces deux perturbations est similaire et peu élevée (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Haessler et Bergeron 2004), les peuplements récoltés étant généralement plus denses (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 2004). Plus tard dans la succession, Brumelis et Carleton (1988), Ruel *et al.* (2004), et Fourier *et al.* (2013) ont trouvé des densités et des surfaces terrières plus élevées après feu dans le domaine écologique de la pessière à mousse. Cependant Reich *et al.* (2001) ont trouvé des valeurs similaires pour les deux perturbations dans le domaine écologique de la forêt boréale mixte. Puisque la densité a un impact direct sur la compétition intra et interspécifique, il en est que plus dense est un peuplement, plus intense sera la phase d'auto-éclaircie, ce qui va diminuer la densité des tiges vivantes et donc créer plus de chicots. Ces débris ligneux aident à diversifier la structure des peuplements et sont une composante importante des écosystèmes forestiers (Clark *et al.*, 1998). En plus d'être de bons refuges pour plusieurs espèces fauniques (Fisher et Wilkinson, 2005), une fois au sol, ils contribuent grandement au cycle de nutriments et peuvent constituer de bons substrats pour la régénération de certaines espèces arborescentes (Bergeron et Dubuc, 1989; Bergeron et Charron, 1994).

Après feu, la quantité de bois mort au fil du temps, est souvent décrite par une courbe en « U-shape » (Sturtevant *et al.*, 1997; Harper *et al.*, 2005; Brassard et Chen, 2006). Généralement, la quantité de bois mort est élevée peu après feu. Cette quantité diminue par la suite puisque le recrutement de bois mort dans de jeunes brûlis est relativement faible. Lors de l'installation du peuplement, cette quantité augmente graduellement pendant la phase d'auto-éclaircie et c'est entre 50 et 150 ans après feu que le volume de bois mort atteint son maximum (Barrette *et al.*, 2013). En effet, les arbres de la cohorte pionnières sont généralement peu longévifs et meurent au cours du stade de transition. De son côté, la coupe totale prive les jeunes peuplements d'un volume important de débris ligneux comparativement aux peuplements brûlés d'âges similaires (McRae *et al.*, 2001) puisque la quantité de bois mort est quasiment inexistante peu après la coupe. Cependant, la quantité de bois mort peut augmenter grandement avec le temps : En plus des chicots issus de la compétition (c.-à-d. à la sénescence des arbres pendant la phase d'auto-éclaircie), s'ajoute celle des arbres résiduels laissés sur pied après coupe (Fergusson et Elkie, 2003). Ainsi, même si après feu et coupe, la quantité de bois mort peut être très différente, il semblerait qu'elle converge plus tard dans la succession (Sturtevant *et al.*, 1997, Fergusson et Elkie, 2003).

Puisque la coupe totale mécanisée a débuté il y a environ 60 ans, rares sont les peuplements qui, ayant subi une coupe totale, aient atteint le stade de transition (Brassard et Chen, 2010). Cependant, ces auteurs supposent qu'il subsisterait encore certaines différences au niveau de la quantité de bois mort et de la composition en espèces. Arrivées au stade de dynamique de trouée, la structure et la composition des peuplements issus de feu ou de coupe devraient être complètement identiques à l'exception, peut-être, d'une plus grande quantité de débris ligneux provenant d'espèces de fin de succession dans les peuplements issus d'une coupe totale (Brassard et Chen, 2010).

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'ampleur des différences entre des peuplements issus de feux et de coupes totales, appartenant à la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest. Ces différences sont évaluées en termes d'attributs structuraux et

compositionnels pour une période après perturbation s'échelonnant de 27 à 52 ans, pour deux types de dépôt-drainage. Un autre objectif est d'étudier la convergence dans le temps des peuplements associés à ces conditions. Pour ce faire, ces peuplements ont aussi été comparés à des peuplements matures (≥ 100 ans), agissant à titre de condition de référence.

CHAPITRE II

ÉVOLUTION PEUPELEMENTS ISSUS DE FEU ET DE COUPE TOTALE EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE L'ABITIBI

Sarah MONIZ, Osvaldo VALERIA, Brian D. HARVEY

Institut de recherche sur les forêts, Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en
aménagement forestier durable.
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université,
Rouyn-Noranda, Québec. J9X 5E4

2.1 Résumé

Les feux de forêt et la récolte forestière représentent les perturbations primaires les plus communes de la forêt boréale nord-américaine. Bien que ces perturbations créent des structures et des compositions de peuplements très variées peu de temps après la perturbation, peu de recherches ont évalué leurs dynamiques à plus long terme. Afin de répondre à cette question, l'objectif de ce projet était de vérifier si, dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, les différences initiales de structure et composition entre des peuplements coupés ou brûlés se maintiennent, ou convergent, plus tard dans la succession. En utilisant les données du réseau de placettes échantillons temporaires et permanentes (PET et PEP) du 3^{ème} inventaire forestier décennal issues des régions écologiques 5a et 5b, nous avons sélectionné 56 brûlis et 43 coupes totales (CT) qui ont entre 27 à 52 ans. De plus, 41 peuplements matures qui constituent un état de référence, ont aussi été sélectionnés. Plusieurs attributs de structure (surface terrière, variabilité des DHP, hauteur dominante, etc.) ainsi que l'importance relative (IR) des espèces principales ont été déterminés. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de modèles linéaires généralisés. Nos résultats démontrent que les attributs structuraux ont tendance à converger avec le temps puisque les différences entre les attributs de peuplements issus de coupe ou de feu s'estompent avec le temps. Cependant, des attributs tels que la variabilité des DHP (indice de Shannon) ou la hauteur dominante des peuplements coupés (1,69 et 14,36m respectivement) ou brûlés (1,71 et 14,46m) sont encore significativement inférieur comparativement aux peuplements matures (2,06 et 17,22m). La composition semble converger plus lentement que la structure puisque la diminution des différences dans le temps est moins prononcée. Plus de 40 ans après perturbation, l'IR de l'épinette noire est de 40% dans des peuplements issus de coupe alors que dans les feux elle n'est que de 20%. En outre, l'IR combiné du pin gris et du peuplier monte à 35% dans les feux contre 13% dans les coupes. À l'issue de ces travaux, la compréhension de la dynamique des peuplements de

moins de 50 ans reste fragmentaire. Une analyse plus approfondie est nécessaire pour mieux cerner cette dynamique afin d'élaborer des stratégies d'aménagement adaptées au contexte Abitibien.

Mots-clés : Coupe totale, Feu de forêt, Forêt boréale mixte, structure, composition.

2.2 Introduction

La forêt boréale est le plus grand biome forestier du monde, recouvrant environ 11% de la planète (Kuusela, 1992). Dans cet écosystème, les feux de forêt représentent le mécanisme de perturbation le plus commun (Johnson, 1992). Cependant, au cours des dernières décennies, la récolte commerciale est elle aussi devenue une source de perturbation majeure soulevant ainsi des interrogations quant aux effets additionnels de l'aménagement forestier sur le maintien de la biodiversité et des services écologiques de la forêt boréale (Kuuluvainen et Grenfell, 2012). Le taux de perturbation engendré par la récolte forestière est particulièrement visible dans les régions où le cycle de feu est plus long que l'âge de rotation des peuplements (Fourrier *et al.*, 2013).

Ces deux perturbations ont pour effet de réinitialiser le processus de succession en forêt boréale. Cette succession est contrôlée par plusieurs composantes dont les conditions abiotiques tel que le climat, les dépôts de surface, le régime hydrique, la situation topographique, l'exposition, les conditions forestières d'origine (âge du peuplement, composition du couvert forestier et état de la régénération préétablie), la sévérité de la perturbation et le temps écoulé depuis la perturbation précédente et les facteurs dits aléatoires, comme la dispersion des semences et les conditions météorologiques pendant et suivant une perturbation (Halpern, 1988; Gauthier *et al.*, 1996b; Boucher *et al.*, 2003). Pendant longtemps, les aménagistes ont supposé que les impacts du feu et des coupes forestières sur la régénération du futur couvert forestier étaient équivalents, ou très semblables (Reich *et al.*, 2001). En effet, elles perturbent le sol (Corns, 1988; Keenan et Kimmins 1993; Brais 2001), modifient les conditions microclimatiques (Carleton et MacLellan, 1994) et augmentent la quantité de nutriments disponibles (Simard, 2000;

Simard *et al.*, 2001). Cet ensemble de changements peut augmenter, ou diminuer, l'aptitude des peuplements à la régénération des essences forestière et donc altérer leur potentiel productif (Reich *et al.*, 2001).

Cependant, et même si le feu et la coupe sont toutes deux des perturbations majeures, plusieurs études ont démontré que la composition et structure des peuplements qui en sont issues peuvent suivre des trajectoires différentes (Carleton and MacLellan, 1994; Ehnes, 1998). En éliminant la majorité de la végétation, les feux sévères favorisent le recrutement de peuplements équiens, composés d'espèces adaptées à se régénérer après feux, c'est à dire, peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et épinette noire (*Picea mariana* Mill.) (Bergeron, 2000). Des feux sévères éliminent aussi la régénération préétablie et peuvent consumer une grande partie de la couche de matière organique, ce qui crée des lits de germination favorables pour la régénération de plusieurs espèces (Johnson, 1992). Finalement, les feux laissent de grandes quantités de bois mort et de nombreux îlots résiduels qui créent une grande diversité structurelle, autant à l'échelle du peuplement que du paysage (Lecomte *et al.*, 2006). Comparativement, les coupes totales traditionnelles prélevaient la quasi-totalité des tiges de taille commerciale, à l'exception de tiges d'essences non-commerciales ou des tiges difformes (Keenan et Kimmins 1993). En outre, la récolte peut préserver une partie de la régénération préétablie ainsi que plusieurs espèces de sous-bois, surtout quand cette opération se réalise en hiver (Ehnes, 1998). Elle promouvoit l'établissement des espèces feuillues puisqu'elle stimule leur régénération végétative (Reich *et al.* 2001) et favorise les espèces comme le sapin baumier (*Abies balsamea* Mill.) qui s'établissent en sous-bois dans les peuplements affectés et qui ne sont pas adaptées aux feux. La coupe est toutefois néfaste aux essences comme le pin gris, qui ont besoin du feu pour se régénérer ainsi qu'aux essences dont les graines ont besoin de sol minéral pour une germination optimale (Johnson, 1992; Keenan et Kimmins, 1993).

Parmi les nombreux travaux consacrés à la dynamique des peuplements forestiers en région boréale, plusieurs ont mis en lumière les différences au sein des impacts de la coupe

et du feu sur la composition et la structure des peuplements (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Taylor *et al.*, 2013) ou leur incidence sur la diversité (Carleton et MacLellan 1994; Haeussler et Bergeron 2004). Ces travaux se sont essentiellement consacrés à l'analyse des différences entre feux et coupes totales à court-terme. Or, même si la plupart de ces indicateurs sont différents à court terme après ces deux perturbations, certains travaux indiquent qu'ils tendent à converger plus tard dans la succession (Reich *et al.*, 2001; Brassard et Chen, 2010; Fourrier *et al.*, 2013). Écoulé une période de temps semblable, les peuplements issus de perturbations majeures distinctes atteindraient vraisemblablement des stades de vieilles forêts similaires. Cependant, peu d'études ont évalué l'évolution de ces différences en comparant la dynamique de la végétation plusieurs décennies après le passage de ces perturbations (Ehnes, 1998, Lecomte *et al.*, 2006).

Nos objectifs principaux ont été (1) d'évaluer l'ampleur des différences, en termes de diversité arborescente, composition et structure, au sein de peuplements issus de coupes et de feux, pour une période s'échelonnant de 27 à 52 ans après perturbation. En particulier, on a cherché à savoir (2) si les conditions édaphiques (étudiées en terme de dépôt-drainage) influencent la structure et la composition des peuplements pour cette même période en fonction de la perturbation d'origine et (3) s'il y a une convergence, ou divergence, de la structure et de la composition avec le temps. Suivant ces objectifs, nous avons proposé les hypothèses suivantes : (H1) la diversité arborescente de la canopée sera similaire après feu ou coupe totale. La quantité de pin gris, espèce pyrophile par excellence, et de peuplier seront supérieure dans les feux et les coupes, respectivement. De plus, la surface terrière de chicots sera comparativement plus élevée après coupe qu'après feu. Même si ces deux perturbations créent des chicots suite à la phase d'auto-éclaircie, les chicots des arbres résiduels laissés sur pied après une coupe s'ajoutent, alors que la majorité des chicots issus de feux se sont transformés en débris ligneux au sol après une quinzaine d'années (Brassard et Chen, 2008); (H2) sur des dépôts mésiques pauvres et indépendamment de la perturbation d'origine, la diversité arborescente sera moins élevée puisque les sites appauvris en éléments nutritifs sont généralement dominés par un nombre réduit d'espèces (Taylor et Chen, 2011). De plus, la composition et la structure des peuplements seront

moins diversifiés que celles des peuplements sur des dépôts mésiques fertiles. De par les différents taux de croissances des espèces, plus la composition est diversifiée, plus la structure le sera aussi; (H3) les différences de composition et de structure seront plus accentuées entre les peuplements plus jeunes que comparativement aux plus anciens. Le temps après perturbation est une variable récurrente quand l'objectif est d'identifier les facteurs qui influencent le plus la variabilité structurelle et de composition entre les peuplements (Lecomte et Bergeron, 2005). Due à une homogénéisation graduelle des conditions des sites, on s'attend à une convergence de la composition végétale et de la structure qui minimisera les différences entre les peuplements issus de perturbations majeures distinctes, plus le temps écoulé est long. Cette convergence a déjà été vérifiée par Kneeshaw *et al.* (2011) pour les coupes à diamètre limite et les perturbations naturelles partielles (épidémie de la TBE et les chablis).

2.3 Données et méthodologie

2.3.1 Aire d'étude

L'aire d'étude appartient au sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest (MRNF, 2008). Elle se situe plus précisément dans les régions écologiques 5a – Plaines de l'Abitibi et 5b - Coteaux du réservoir Gouin, au centre-ouest de la province du Québec (Figure 1).

La région écologique 5a couvre une superficie de 26895 km² correspondant au territoire de l'Abitibi. La région écologique 5b, quant à elle, couvre une superficie de 15743 km² correspondants au territoire compris entre le réservoir Gouin et Senneterre (MRNF, 2008). La température moyenne de ces deux régions tourne aux alentours de 2.5°C, la saison de croissance est de l'ordre de 155 jours et les précipitations annuelles varient entre 800 à 900 mm (MRN, 2002). Leurs reliefs aussi est similaire. La région 5a est composée essentiellement de plaines et de quelques coteaux et le scénario s'inverse dans la région 5b qui est dominée par un relief en coteaux malgré la présence de plusieurs plaines (MRN, 2002; MRNF, 2008).

Les deux régions écologiques se distinguent par l'importance relative des différents dépôts de surface. Puisque la portion ouest (5a) fait partie de la grande région physiographique de la ceinture d'argile, elle est majoritairement recouverte tantôt d'un dépôt argileux dont le drainage varie de modéré à imparfait, tantôt d'un dépôt organique doté d'un mauvais drainage. Dans la région 5b, les dépôts glaciaires, tels les tills, dominent le paysage (MRN, 2002). Mais, même si les dépôts de surface sont à l'origine de certaines différences au niveau de la composition forestière (la région 5b comporterait plus de bouleau, pin gris et épinette noire), il subsiste que la végétation est similaire. Les dépôts organiques dotés d'un mauvais drainage sont souvent des sites improductifs, ou peu productifs, dominés par l'épinette noire. Cette dernière est aussi présente sur les dépôts minéraux de texture fine, souvent mélangée avec du peuplier faux-tremble. Pour sa part, le pin gris colonise les dépôts plus grossiers alors que le bouleau blanc et le sapin coexistent sur les coteaux couverts de tills (MRN, 2002).

Dans l'ensemble de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, les précipitations plus faibles par rapport à celles dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est font en sorte que le cycle de feu y soit aussi plus court. Cela se traduit par une plus grande abondance de peuplements feuillus ou mélangés, composés d'essences de lumière (MRNF, 2008). Selon Laquerre *et al.* (2011), la présence de plans d'eau, de routes et de terres agricoles dans la région écologique 5a agissent à titre de coupe-feu et contribuent à réduire la dimension des feux dans cette région.

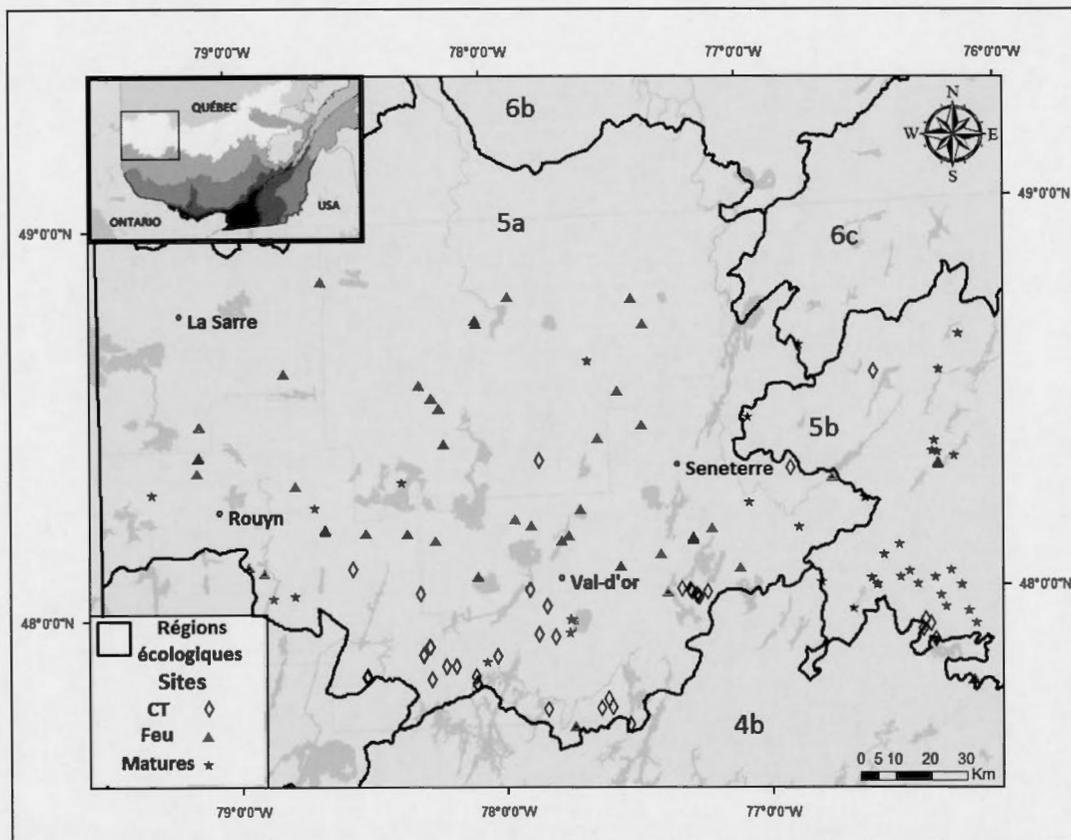


Figure 2.1 Localisation des placettes d'inventaire utilisées dans l'étude (n=140)

2.3.2 Source des données

Les données utilisées pour la réalisation de ce projet proviennent du réseau de placettes temporaires et permanentes (PET et PEP) du 3^{ème} inventaire forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ). Étant réalisé à des fins d'aménagement, l'inventaire forestier est principalement effectué dans des peuplements accessibles et ayant un potentiel éventuel d'exploitation. L'information terrain issue de ce réseau est utilisée pour valider l'information recueillie par la stratification écoforestière. Cette validation permet donc d'estimer avec une précision acceptable les caractéristiques dendrométriques des peuplements cartographiés et, plus spécifiquement, les volumes sur pied, ce qui permet de suivre l'évolution des volumes marchands dans le temps (OIFQ, 2009). La taille des

placettes est de 400 m² (r=11,28 m). Dans chacune de ces placettes, le diamètre de tous les arbres commerciaux (> 9.0 cm) a été mesuré à hauteur de poitrine (DHP – 1.3m). La hauteur des arbres dominants a aussi été mesurée. Finalement, le nombre de gaules (1 cm < DHP ≤ 9.0 cm) a été déterminé pour par classe de diamètre pour chaque espèce à l'intérieur de sous-placettes de 40m².

2.3.3 Sélection des placettes

Nous avons sélectionnés des placettes du territoire de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest des régions écologiques 5a et 5b (Figure 1; voir Annexe A). Dans cette dernière, nous n'avons conservé que des placettes si situant dans la portion la plus à l'ouest de la région afin de minimiser les différences entre les peuplements, dus à de différentes conditions abiotiques. Malgré cela, il est probable que, dans ces deux régions écologiques ayant la même appellation, les dépôts ne soient pas nécessairement pareils et que ces dépôts ne soient pas présents dans les mêmes proportions puisque les dépôts fins d'argile sont plus abondants à l'ouest qu'à l'est (Bergeron, Y. communication personnelle). En outre, Les tills (et moraines) dans la 5a risquent d'avoir une un apport en argile plus élevé et donc être plus riches que ceux de la région 5b (Harvey, B. communication personnelle). En outre, Par la suite, plusieurs sélections ont été effectuées. La première tient compte de la perturbation d'origine, soit la coupe totale (CT) ou le feu. En calculant la différence entre la date de la perturbation et la date d'échantillonnage des peuplements (que l'on connaît précisément), on obtient le temps écoulé depuis la dernière perturbation. Étant donné la fenêtre temporelle de ce projet, nous avons retenu des peuplements dont le nombre d'années écoulées depuis la dernière perturbation majeure varie entre 27 et 52 ans. Le feu le plus ancien remonte à 1941 et le plus récent à 1967 alors que pour les coupes, la plus ancienne date de 1953 et la plus récente de 1980. Nous remontons donc aux premières coupes totales mécanisées de la région. Dans le but de minimiser les effets de l'intervention humaine, les secteurs ayant subis des coupes de récupération ou du reboisement suite au feu ou à la coupe ont été exclus. Seulement les peuplements régénérés de manière

naturelle ont été retenus. Des peuplements matures (Mat) - sans mention de perturbation d'origine et d'âge supérieur à 100 ans - ont aussi été sélectionnés. L'âge de ces peuplements a été obtenu en calculant l'âge moyen des arbres dominants, qui ont été carottés. Ces peuplements ont servi « d'état de référence ».

Avec l'aide du programme ArcGIS® 10.1 et des données du 4^{ème} programme décennal d'inventaire forestier du ministère de Ressources naturelles du Québec, les peuplements ont aussi été sélectionnés selon un binôme « dépôt de surface – drainage ». En nous inspirant de la caractérisation des variables permanentes des sites des travaux de Harper *et al.*, (2002), quatre types de dépôt-drainage ont été identifiés dans l'aire d'étude. Cependant, un nombre insuffisant de dépôts secs (xériques) et de dépôts pauvres mal drainés (hydriques) répondaient à nos critères de sélection. Nous n'avons donc retenu que des dépôts mésiques, dont les dépôts fertiles bien drainés – FBD (till, dépôts glaciolacustres et fluviaux) et les dépôts pauvres bien drainés - PBD (Moraines et dépôts fluvio-glaciaires). Un total de 140 placettes ont été retenues dont 56 sont issues de feu, 43 issues de coupe totale et 41 peuplements matures (Tableau 1).

Tableau 2.1. Nombre de placettes en fonction du dépôt-drainage (FBD – Sites Fertiles Bien Drainés et PBD – Sites Pauvres Bien Drainés) et du temps écoulé depuis la dernière perturbation.

Origine	Fertile bien drainé			Pauvre bien drainé			Total
	27 – 39 ans ^(a)	40 – 52 ans ^(b)	≥ 100 ans	27 – 39 ans ^(a)	40 – 52 ans ^(b)	≥ 100 ans	
Coupe totale	17	13	-	10	3	-	43
Feu	18	22	-	9	7	-	56
Mature	-	-	30	-	-	11	41

^(a) Âge moyen des placettes – 33 ans; ^(b) Âge moyen des placettes – 46 ans

2.3.4 Diversité arborescente, composition et structure

Afin d'évaluer la diversité arborescente des peuplements, trois indices ont été calculés: la richesse floristique (S) qui décrit simplement le nombre total d'espèces d'une placette, l'indice d'équitabilité de Pielou (J) (1966) qui mesure l'égalité de la répartition des individus parmi les espèces (équation 1), et l'indice de diversité de Shannon (H') (1948) qui permet de mesurer l'abondance relative des espèces (Équation 2).

$$J = \frac{H'}{\ln S} \quad (\text{Équation 1})$$

$$H' = -\sum_{i=1}^c \left(\frac{n_i}{N}\right) * \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (\text{Équation 2})$$

Où :

Équation 1 - H' représente l'indice de diversité de Shannon et S , la richesse floristique. Équation 2 - N et n_i représentent, respectivement, le nombre total d'arbres et le nombre total d'arbres appartenant à l'espèce i d'un peuplement, et c représente le nombre total d'espèces. La distribution diamétrale (nombre de tiges par classe de 2 cm de DHP) des tiges commerciales (voir Annexes B à F) et gaules a été élaborée pour les deux conditions édaphiques et les trois types de peuplements (coupés, brûlés et matures). L'importance relative (IR) de la surface terrière (ST) des principales espèces arborescentes par rapport à la ST totale de chaque placette, a aussi été calculée (Harper *et al.*, 2003). Pour ces calculs, cinq espèces ont été retenues puisqu'elles représentent plus de 93% de de la surface terrière totale de toutes les placettes analysées.

Dans le but de caractériser la structure des peuplements, plusieurs indices dendrométriques ont été calculées : la densité de tiges de plus de 10 cm de DHP (Dens.), la surface terrière des tiges vivantes (ST Totale) et des chicots (ST Chicots), le diamètre quadratique moyen (Dg) (variable, qui peut être définie comme le diamètre de l'arbre de surface terrière moyenne, Prégent, 2003), le pourcentage de petites tiges marchandes (% PTM, qui varient de 10 à 14cm de DHP), la densité des tiges de plus de 21cm DHP (T21), la hauteur dominante (H.Dom) et la diversité diamétrale (H'Dhp). Tout comme la diversité arborescente, l'indice de

Shannon, est fréquemment utilisé pour calculer la diversité diamétrale (Boucher *et al.*, 2003; Harper *et al.*, 2003; Harper *et al.*, 2005; Brassard *et al.*, 2008). Dans ce cas, il est basé sur la probabilité qu'un individu choisi aléatoirement au sein d'un peuplement appartienne à une certaine classe de diamètre. Plus l'incertitude quant à cette classe est grande, plus la diversité diamétrale du peuplement sera élevée. Malgré qu'il soit un indice dépendant du nombre de classes de diamètre, il n'y a pas, à date, de consensus relativement au nombre optimal de classes de diamètre à utiliser (Brassard *et al.*, 2008).

2.3.5 Analyses statistiques

Dans le but d'évaluer les différences entre les variables préalablement calculées en fonction de l'origine des peuplements, des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été réalisés en utilisant la version 2.15.1 du logiciel R[®]. Selon la nature des variables, des GLM avec distribution normale (Dens., ST. Totale, ST. Chicots, Dg, H'Dhp, H'Esp, % PTM, H.Dom.), de poisson (S et T21) et binomiale (IR) ont été effectuées.

Afin d'évaluer l'ampleur des différences entre des peuplements brûlés ou coupés, nous avons comparé la diversité arborescente, la composition et les attributs de structure de l'ensemble des placettes issues de feu (n=56) ou de coupe (n= 43), indépendamment de leur âge ou type de dépôt. Ensuite, dans le but de savoir quelle était l'influence des conditions édaphiques sur la diversité arborescente, la composition et la structure des peuplements, nous avons séparé ces derniers selon leur type de dépôt-drainage. Nous avons donc comparé 6 types de peuplements : Coupe totale (CT)-fertile bien drainé (FBD) (n=30), CT-pauvre bien drainé (PBD) (n=13), Feu-FBD (n=40), Feu-PBD (n=16), Mature (Mat)-FBD (n=30) et Mat-PBD (n=11).

Afin d'évaluer la convergence de la composition et de la structure dans le temps, et puisque nous ne disposons pas d'assez de données temporelles continues, nous avons partitionné notre effectif d'échantillons entre deux périodes selon le temps écoulé après la dernière perturbation. D'une part, nous avons des coupes (n=18) et des feux (n=17) âgés de 27 à 39

ans, et d'une autre, des coupes (n=13) et feux (n=22) âgés de 40 à 52 ans, qui ont été comparés entre eux ainsi qu'aux 30 placettes dans des peuplements matures (≥ 100 ans). Pour cette analyse nous avons uniquement utilisé des sites FBD. Afin de tester la convergence de la composition, nous avons utilisé une BCA - *Between-Classe Analysis* (fonction *bca*, *Package ade4*), un cas particulier de l'Analyse en Composantes Principales (Chessel *et al.*, 2004). L'analyse inter-classe nous permet de trouver les composantes principales basées sur le centre de gravité de chaque type de peuplement. Ceci permet de mettre en évidence les différences entre ces derniers afin de relier chaque placette à son type de peuplement. Il s'agit d'une projection supervisée des données, où la distance (c.-à-d. l'inertie) entre les classes prédéfinies, dans ce cas type de peuplements, est maximisée (Chessel *et al.*, 2004). Afin de discerner les sites de différentes origines, nous avons utilisé l'IR des tiges commerciales ainsi que la densité des gaules, préalablement calculées. Ensuite, des tests de permutation de Monte Carlo (fonction *randtest.bca*, *package ade4*) ont été réalisés pour tester si les inerties inter-groupes étaient significatives, ou non (Chessel *et al.*, 2004). Pour cette dernière étape nous avons utilisé uniquement des sites FBD car le nombre de coupes de plus de 40 ans sur site PBD était insuffisant. Le seuil de signification de toutes les analyses a été établi à 0.05.

2.4 Résultats

2.4.1 Différences de structure et composition entre les peuplements coupés et brûlés

Les résultats relatifs à la diversité arborescente indiquent qu'il n'existe aucune différence significative entre les coupes et les feux selon les trois indices calculés (Tableau 2). L'indice de diversité de Shannon est grandement corrélé à la richesse spécifique ($r^2 = 0,73$) pour les deux types de peuplements ($r^2 > 0,70$). L'équitabilité, quant à elle, est corrélée à la diversité de Shannon ($r^2 > 0,75$) mais non à la richesse spécifique ($r^2 = 0,35$).

Tableau 2.2. Moyenne et erreur standard (\pm E.S.) de la richesse, équitabilité et diversité des espèces de la canopée en fonction de la perturbation d'origine. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, $p=0.05$.

Origine	Richesse	Équitabilité	Diversité
Coupe totale	$3,4 \pm 0,20^a$	$0,6 \pm 0,05^a$	$0,7 \pm 0,07^a$
Feu	$3 \pm 0,18^a$	$0,6 \pm 0,04^a$	$0,7 \pm 0,06^a$

La composition des tiges commerciales (Figure 2.a) nous montre qu'il y a significativement plus d'épinette noire dans les peuplements issus de coupes (importance relative de 46,5%) que dans les peuplements post-feux (importance relative de 27%). La présence de peuplier est quant à elle significativement plus marquée dans les feux (17,6%) comparativement aux coupes (5,8%). La différence pour le pin gris (importance relative de 21% dans les feux et 12% dans coupes) est notable mais pas significative ($p=0.07$). Les feuillus de petits diamètres (10 à 18 cm de DHP) sont plus nombreux après feu (voir Annexe B). La densité des gaules de pin gris, bouleau et peuplier est similaire pour les deux types de perturbations (Figure 2.b). Les gaules de sapin sont plus denses dans des peuplements issus de feux ($74 \text{ gaules.ha}^{-1}$) que dans les peuplements post-coupe ($47 \text{ gaules.ha}^{-1}$) tandis que l'inverse se passe pour l'épinette noire. Cette espèce est plus représentée dans les coupes – $138 \text{ gaules.ha}^{-1}$, contre $83 \text{ gaules.ha}^{-1}$ dans les feux, toutes classes de diamètre confondues.

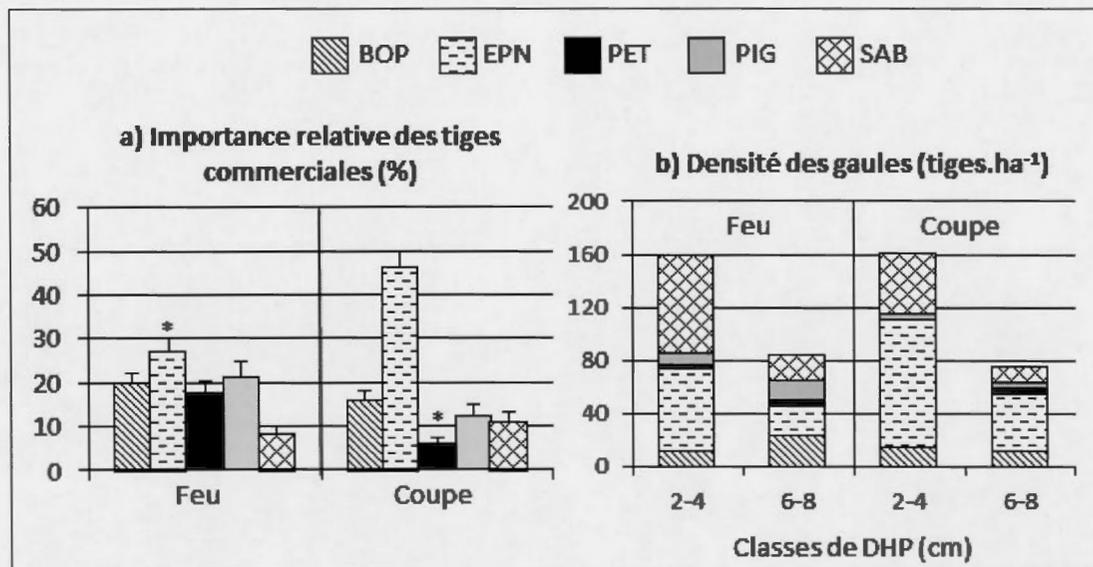


Figure 2.2. a) Importance relative des tiges commerciales et b) densité des gaules (tiges.ha⁻¹) en fonction de la perturbation d'origine des peuplements. BOP- Bouleau blanc ; EPN- Épinette noire; PET – Peuplier faux-tremble; PIG – Pin gris; SAB – Sapin baumier. Différences significatives sont indiquées par*, p=0.05.

L'analyse des autres attributs structuraux (Tableau 3) démontre que les peuplements issus de feux sont significativement plus denses ($p=0.003$) que les peuplements se régénérant naturellement après les coupes forestières. Les peuplements post-feu possèdent aussi une surface terrière (ST totale) ainsi qu'une hauteur dominante significativement supérieure ($p=0.006$ et $p=0.004$, respectivement) par rapport aux peuplements post-coupe. Mais, en dépit d'avoir une ST Totale plus élevée, les peuplements brûlés possèdent un diamètre quadratique moyen (Dg) semblable aux sites récoltés.

Tableau 2.3. Moyenne et erreur standard (\pm E.S.) des différents attributs structuraux des peuplements en fonction de la perturbation d'origine. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, des peuplements $p=0.05$.

Attributs structuraux	Origine	
	Coupe totale	Feu
Densité (tiges.ha ⁻¹)	823 \pm 52 ^a	1064 \pm 61 ^b
Surface terrière totale (m ² .ha ⁻¹)	13,4 \pm 1,05 ^a	17,5 \pm 0,93 ^b
Dg (cm)	14,4 \pm 0,41 ^a	14,8 \pm 0,34 ^a
% PTM	73,4 \pm 2,57 ^a	67,6 \pm 2,74 ^a
Dens. DHP \geq 21 cm (tiges.ha ⁻¹)	52,9 \pm 9,74 ^a	68,3 \pm 9,54 ^a
Variabilité des DHP	1,5 \pm 0,06 ^a	1,6 \pm 0,04 ^a
Surface terrière chicots (m ² .ha ⁻¹)	0,7 \pm 0,14 ^a	0,5 \pm 0,18 ^a
Hauteur dominante (m)	12,5 \pm 0,42 ^a	14,5 \pm 0,39 ^b

Note : Dg- diamètre quadratique moyen; %PTM - % Petites tiges marchandes (10 à 14cm DHP)

2.4.2 Influence du dépôt-drainage sur la structure et la composition des peuplements

La richesse arborescente des peuplements issus de feux et de coupes ainsi que des peuplements matures est similaire entre les deux dépôt-drainage étudiés (Tableau 4). Cependant, l'équitabilité ($p=0.006$) ainsi que la diversité des espèces ($p=0.003$), sont significativement supérieures dans les peuplements matures sur sites fertiles (FBD) comparativement aux peuplements matures sur site pauvre (PBD).

Tableau 2.4. Moyenne et erreur standard (\pm E.S.) pour la richesse, l'équitabilité la diversité des espèces arborescentes en fonction de la perturbation d'origine des peuplements et du dépôt-drainage. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, $p=0.05$.

	Origine	Richesse	Équitabilité	Diversité
Fertile bien drainé	Coupe totale	$3 \pm 0,23^a$	$0,6 \pm 0,06^a$	$0,7 \pm 0,08^a$
	Feu	$2,9 \pm 0,22^a$	$0,6 \pm 0,06^a$	$0,7 \pm 0,08^a$
	Mature	$3,3 \pm 0,18^a$	$0,8 \pm 0,04^b$	$0,9 \pm 0,07^b$
Pauvre bien drainé	Coupe totale	$3,5 \pm 0,39^a$	$0,6 \pm 0,09^a$	$0,8 \pm 0,12^{ab}$
	Feu	$3,3 \pm 0,31^a$	$0,6 \pm 0,06^a$	$0,7 \pm 0,09^{ab}$
	Mature	$2,4 \pm 0,34^a$	$0,5 \pm 0,10^a$	$0,5 \pm 0,11^a$

On dénote une faible présence d'essences feuillues dans les peuplements matures sur des sites PBD (voir Annexe B). Dans ce type de peuplement, on peut observer une diminution significative de la surface terrière du bouleau blanc. En effet, l'importance relative de cette espèce sur site PBD est de 2,1% contre 31,1% sur les sites FBD (Figure 3.a.1 et 3.b.1). Le peuplier faux-tremble quant à lui, présente une importance relative qui varie de 4,9% sur site FBD à 0,1% sur les sites PBD. Les résineux, en particulier l'épinette noire, deviennent par conséquent dominants sur les sites PBD. En effet, cette essence y atteint une importance relative de 76%. Dans le cas des peuplements issus de feu ou de coupe, les changements sont moins prononcés. Contrairement aux peuplements matures, l'épinette noire voit son importance relative diminuer sur les sites PBD. Le peuplier faux-tremble est la seule essence qui diminue en importance sur les sites PBD, indépendamment du type de peuplement. Il devient même quasiment inexistant sur les sites PBD puisqu'il n'est présent que dans trois placettes coupées (importance relative de 0,6%) et dans une placette mature (importance relative de 0,1%).

On observe peu de changements de la composition des gaules dans les peuplements issus de feux, selon le dépôt-drainage (Figure 3.a.2 et 3.b.2). Pour ce qui est des coupes, la

densité des gaules sur sites PBD diminue fortement (de 337 gaules.ha⁻¹ à 137 gaules.ha⁻¹). Pour les peuplements matures, les sites PBD sont associés à une plus grande densité de gaules d'épinette alors que les plus fertiles possèdent plus de gaules de sapin.

Les valeurs moyennes des attributs structuraux ne changent pas significativement selon le type de dépôt-drainage sur lequel évoluent les peuplements issus de feu (Tableau 5). Toutefois, le dépôt-drainage influence les peuplements issus de coupe ainsi que les peuplements dont l'origine remonte à plus de 100 ans. Dans les coupes, sur les sept variables de structure, quatre sont significativement plus élevées sur les sites PBD: ST Totale (p=0.05), Dg (p=0.001), H'DHP (p=0.01), H.Dom (p=0.01). Seulement le % PTM est plus élevé (p=0.007) sur site FBD. Contrairement, les peuplements matures sont, sur site PBD, associés à une hauteur dominante et une diversité diamétrale moins élevée (p=0.01 et p=0.02 respectivement) ainsi qu'à une densité plus élevée (p=0.003). En outre, les sites PBD possèdent une plus faible densité des tiges de DHP \geq 21 cm (p=0.03) et une plus grande proportion de petites tiges marchandes (p=0.005), ce qui explique que la surface terrière sur site PBD est inférieure. Toutefois, c'est la seule variable qui ne diffère pas significativement par rapport aux sites FBD.

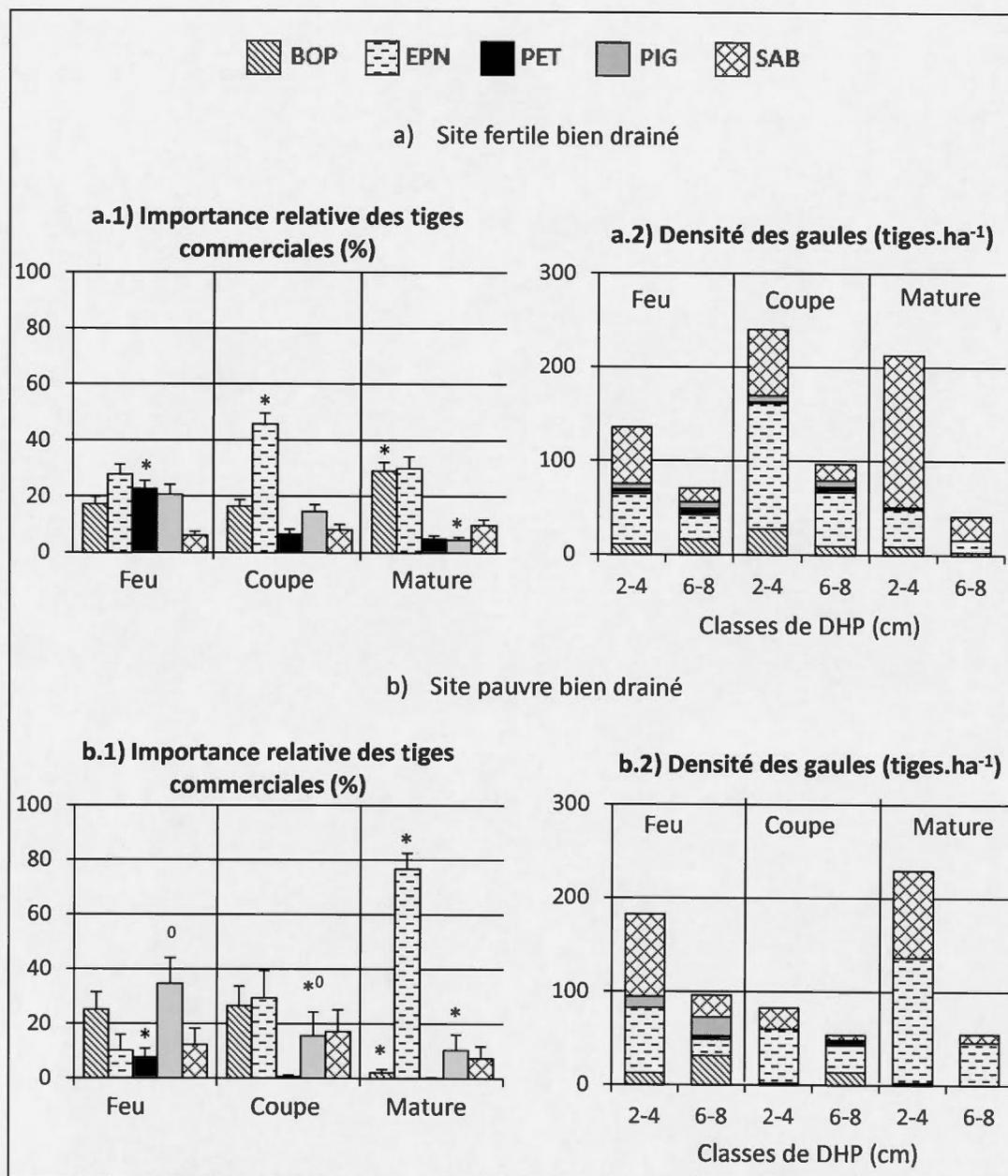


Figure 2.3. Importance relative des tiges commerciales en fonction de la perturbation d'origine sur a.1) site FBD et sur b.1) site PBD. Densité des gaules sur a.2) site FBD et sur b.2) site PBD. BOP- Bouleau blanc; EPN- Épinette noire; PET – Peuplier faux-tremble; PIG – Pin gris; SAB – Sapin baumier. Différences significatives sont indiquées par*, $p=0.05$.

Tableau 2.5. Moyenne et erreur standard (\pm E.S.) des différents attributs structuraux en fonction de la perturbation d'origine des peuplements et du dépôt-drainage: FBD – Sites fertiles bien drainés; PBD – Sites pauvres bien drainés. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, $p=0,05$.

Attributs structuraux	Origine et type de dépôt-drainage					
	Coupe totale		Feu		Mature	
	FBD	PBD	FBD	PBD	FBD	PBD
Densité	799 \pm 57 ^b	877 \pm 110 ^{bc}	1073 \pm 90 ^c	1054 \pm 83 ^c	549 \pm 51 ^a	882 \pm 103 ^{bc}
Surface terrière totale (m ² .ha ⁻¹)	12,0 \pm 0,99 ^a	16,5 \pm 2,48 ^b	16,9 \pm 1,26 ^b	18,2 \pm 1,38 ^b	19,1 \pm 1,58 ^b	17,5 \pm 2,13 ^b
Dg (cm)	14 \pm 0,51 ^a	15,4 \pm 0,59 ^b	14,6 \pm 0,53 ^{ab}	15 \pm 0,43 ^{ab}	22,2 \pm 0,92 ^c	15,9 \pm 0,48 ^b
% PTM	77,8 \pm 2,97 ^a	63,2 \pm 3,86 ^{db}	69,2 \pm 3,94 ^{ab}	65,9 \pm 3,83 ^{db}	40,1 \pm 3,49 ^c	58,5 \pm 3,42 ^d
Dens. DHP \geq 21 cm (tiges.ha ⁻¹)	41,7 \pm 8,58 ^a	78,8 \pm 24,65 ^{bc}	58,3 \pm 12,24 ^{ab}	79,8 \pm 14,87 ^{bc}	180,8 \pm 40,13 ^d	111,4 \pm 23,68 ^c
Variabilité des DHP	1,4 \pm 0,07 ^a	1,8 \pm 0,08 ^{cd}	1,6 \pm 0,06 ^{ac}	1,7 \pm 0,06 ^{cd}	2,1 \pm 0,06 ^b	1,8 \pm 0,07 ^d
Hauteur dominante (m)	11,8 \pm 0,45 ^a	14,1 \pm 0,77 ^b	14,9 \pm 0,59 ^b	14,1 \pm 0,47 ^b	17,2 \pm 0,45 ^c	14,8 \pm 0,75 ^b

Note : Dg- diamètre quadratique moyen; %PTM - % Petites tiges marchandes (10 à 14).

2.4.3 Convergence des attributs structuraux et de la composition

Les différences entre les peuplements issus de coupes ou de feux il y a plus de 40 ans sont moins importantes que les différences entre les peuplements issus de perturbations plus récentes (Tableau 6). De plus, les valeurs moyennes des attributs des peuplements plus vieux se rapprochent des valeurs des attributs des peuplements matures. Les attributs structuraux montrent donc des signes de convergence. Toutefois, tous les attributs structuraux de ces peuplements sont encore significativement différents de ceux des peuplements matures. La seule exception est la surface terrière.

En outre, on peut constater que l'évolution de la structure des peuplements issus de coupe semble plus rapide pour la tranche d'âge 40 – 52 ans comparativement à la tranche d'âge 27-39 ans. En effet, à l'exception de la surface terrière des chicots et de la densité, tous les attributs de structure sont significativement différents entre les deux périodes post-perturbation. Alors que la surface terrière totale, le diamètre quadratique moyen, la densité d'arbres de $DHP \geq 21\text{cm}$, la variabilité des DHP et la hauteur dominante sont significativement plus élevée dans les peuplements plus vieux, le pourcentage de petites tiges marchandes y est moins important. Comparativement, dans les feux, seulement trois attributs diffèrent entre les deux périodes: Alors que le pourcentage de petites tiges marchandes est significativement moins important dans les peuplements plus vieux, la surface terrière des chicots et la variabilité des DHP sont significativement plus élevées (Tableau 6).

Tableau 2.6. Moyenne et erreur standard (\pm E.S.) des différents attributs structuraux en fonction de la perturbation d'origine des peuplement et de la période de temps écoulé depuis la dernière perturbation. Les chiffres en gras représentent les valeurs les plus élevées. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, $p=0,05$.

Attributs structuraux	Origine et temps écoulé depuis la dernière perturbation					
	27 – 39 ans		40 – 52 ans		≥ 100 ans	
	Coupe totale	Feu	Coupe totale	Feu	Mature	
Densité (tiges.ha ⁻¹)	818 ± 72 ^b	1099 ± 92^c	868 ± 48 ^b	892 ± 63 ^{bc}	549 ± 51 ^a	
Surface terrière totale (m ² .ha ⁻¹)	12,1 ± 1,29 ^a	17 ± 1,58 ^b	16,2 ± 1,31 ^b	16,1 ± 1,25 ^b	19,1 ± 1,58^b	
Dg (cm)	13,5 ± 0,39 ^a	14 ± 0,46 ^{ab}	15,5 ± 0,63 ^b	15,1 ± 0,43 ^b	22,2 ± 0,92^c	
% PTM	78,0 ± 2,75^a	73,5 ± 3,85^a	66,4 ± 3,56 ^b	63,2 ± 3,45 ^b	40,1 ± 3,49 ^c	
Dens. DHP ≥ 21 cm (tiges.ha ⁻¹)	40,8 ± 9,39 ^a	52,5 ± 12,53 ^{ab}	95 ± 19,81 ^c	80,8 ± 15,05 ^{bc}	180,8 ± 40,13^d	
Variabilité des DHP	1,4 ± 0,07 ^a	1,5 ± 0,06 ^a	1,7 ± 0,08 ^b	1,7 ± 0,06 ^b	2,1 ± 0,06^c	
Surface terrière chicots (m ² .ha ⁻¹)	0,6 ± 0,20 ^b	0,2 ± 0,11 ^a	1,0 ± 0,34 ^b	0,7 ± 0,20 ^b	2,2 ± 0,85^c	
Hauteur dominante (m)	11,9 ± 0,49 ^a	14,4 ± 0,65 ^b	14,1 ± 0,63 ^b	14,5 ± 0,56 ^b	17,2 ± 0,45^c	

Note : Dg- diamètre quadratique moyen; %PTM - % Petites tiges marchandes (10 à 14 cm).

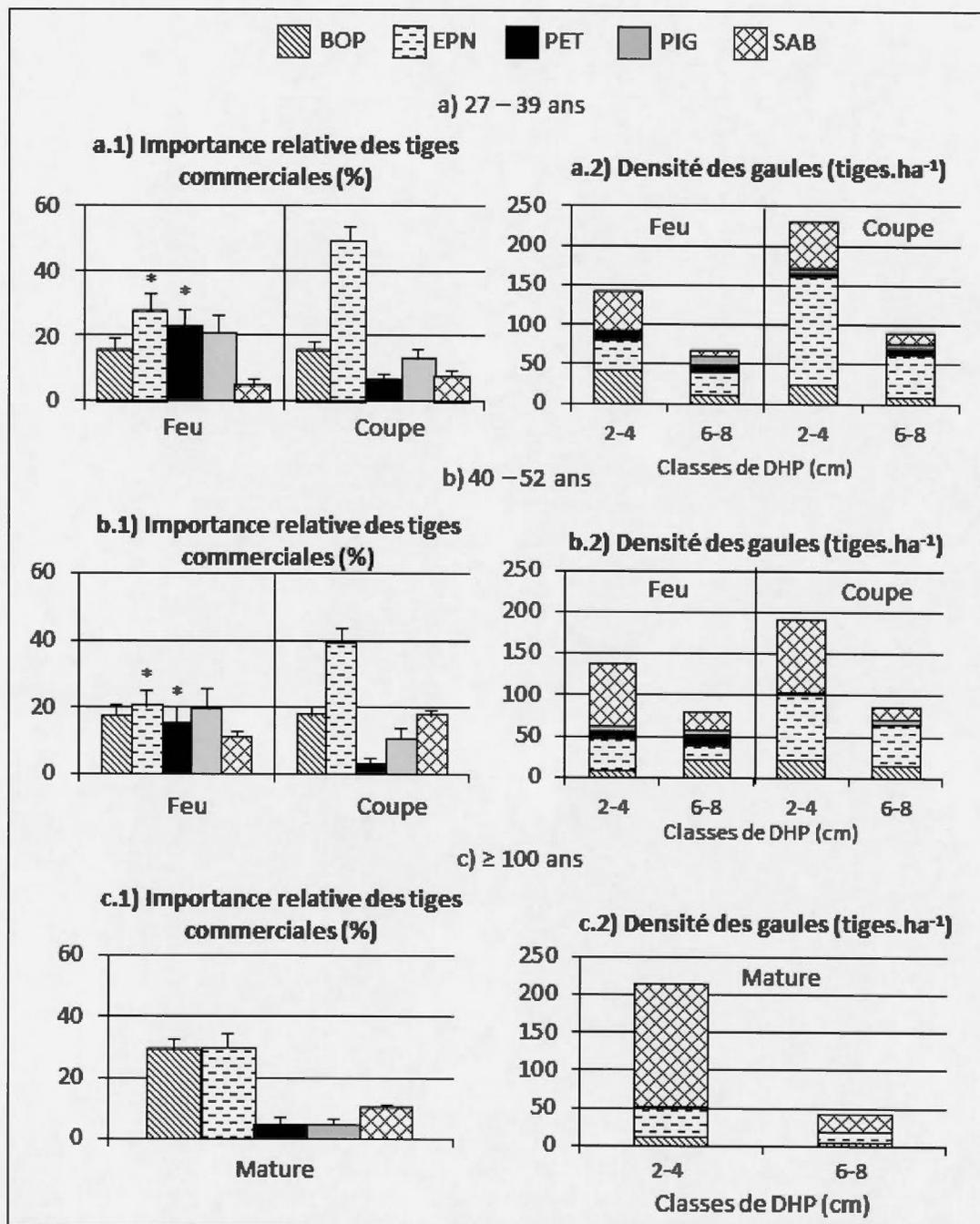


Figure 2.4. a.1) Importance relative des tiges commerciales et a.2) densité des gaules pour des feux et coupes de 27 à 39 ans. b.1) Importance relative des tiges commerciales et b.2) densité des gaules pour des feux et coupes de 40 à 52 ans. c.1) Importance relative des tiges commerciales et c.2) densité des gaules pour des peuplements non-perturbés de plus de 100 ans. BOP- Bouleau blanc ; EPN- Épinette noire; PET – Peuplier faux-tremble; PIG – Pin gris; SAB – Sapin baumier. Différences significatives sont indiquées par*, $p=0.05$.

Peu de changements s'opèrent entre les deux périodes au niveau de la composition de la canopée (Figure 4.a.1, Figure 4.b.1) puisque l'importance relative des essences principales semble se maintenir dans le temps. Le cèdre, l'épinette blanche et le bouleau blanc sont les espèces qui caractérisent les peuplements matures, l'épinette noire est plus associée aux coupes alors que le peuplier faux-tremble et le pin gris sont plus associés aux feux (Figure 5 et 6). Les résultats de tests de Monte Carlo nous indiquent qu'il existe une diminution des différences avec le temps; autrement dit, le niveau de signification des différences entre [feu-mature] et [coupe-mature] sont légèrement moindre pour la période 40 à 52 ans que pour celle de 27 à 39 ans (Tableau 7). En outre, et à l'image de la structure, la composition des peuplements matures, dominés à plus de 65% par le bouleau et l'épinette noire, reste encore significativement différente de celle des peuplements issus de coupe ou de feu. Finalement, on constate que c'est la composition des peuplements coupés qui s'apparente le plus avec celle des peuplements matures.

La composition des gaules présente peu de changements au long de la fenêtre temporelle étudiée (Figure 4.a.2, Figure 4.b.2). Les tests de Monte Carlo nous indiquent que la composition des gaules des peuplements brûlés ou coupés est plus homogène que celle des tiges commerciales (Tableau 7), ceci serait associé à un signe de convergence. Encore une fois, c'est la composition des gaules des peuplements coupés qui s'apparente le plus avec celle des peuplements matures. Finalement, il semble exister un taux élevé de mortalité des gaules de sapin. En effet, la densité des gaules de la classe de 6 – 8cm de DHP est nettement inférieure à celle de la classe de 2-4 cm et ce, pour les trois types de peuplements.

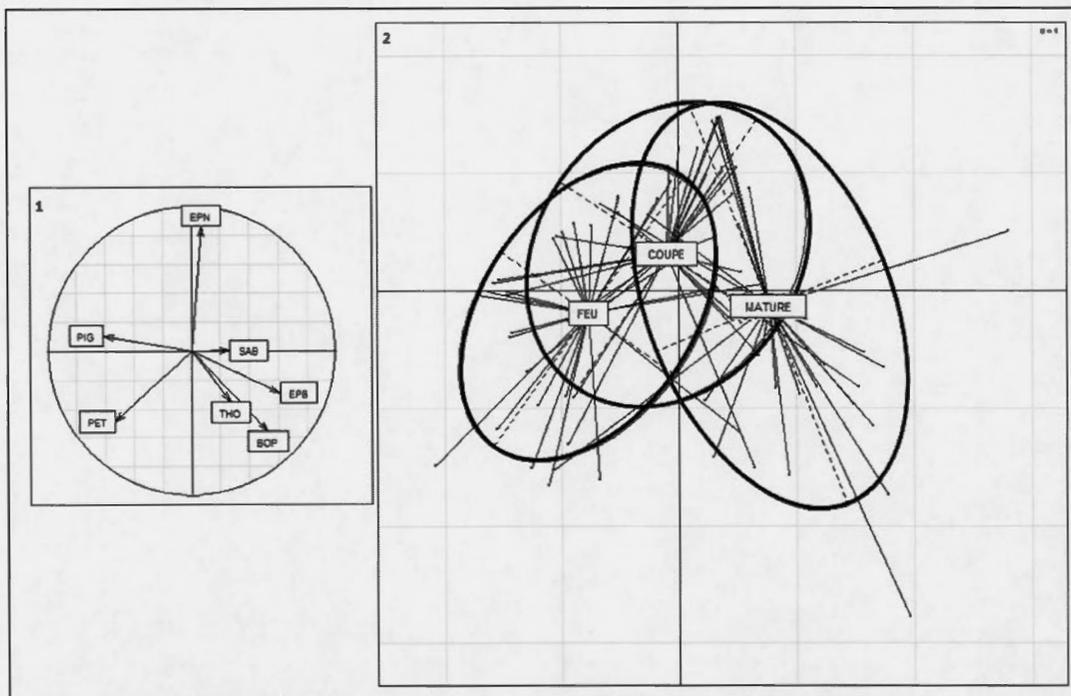


Figure 2.5. Analyses entre classes (*between class analyses*) de la composition de la canopée en fonction de l'origine des peuplements. COUPE: coupes de 27-39 ans, FEU: brûlis de 27-39 ans et MATURE: peuplements de plus de 100 ans. 1 – Poids des espèces et leur relation par rapport aux différentes origines. 2 – Projection des placettes sur le plan défini par la BCA. Le centre des ellipses correspond à l'inertie moyenne des groupes et les ellipses correspondent à la variabilité intra-groupe. EPN : Épinette noire, SAB : Sapin baumier, PIG : Pin gris, PET : Peuplier faux-tremble, BOP : Bouleau blanc, THO : Cèdre, EPB : Épinette blanche.

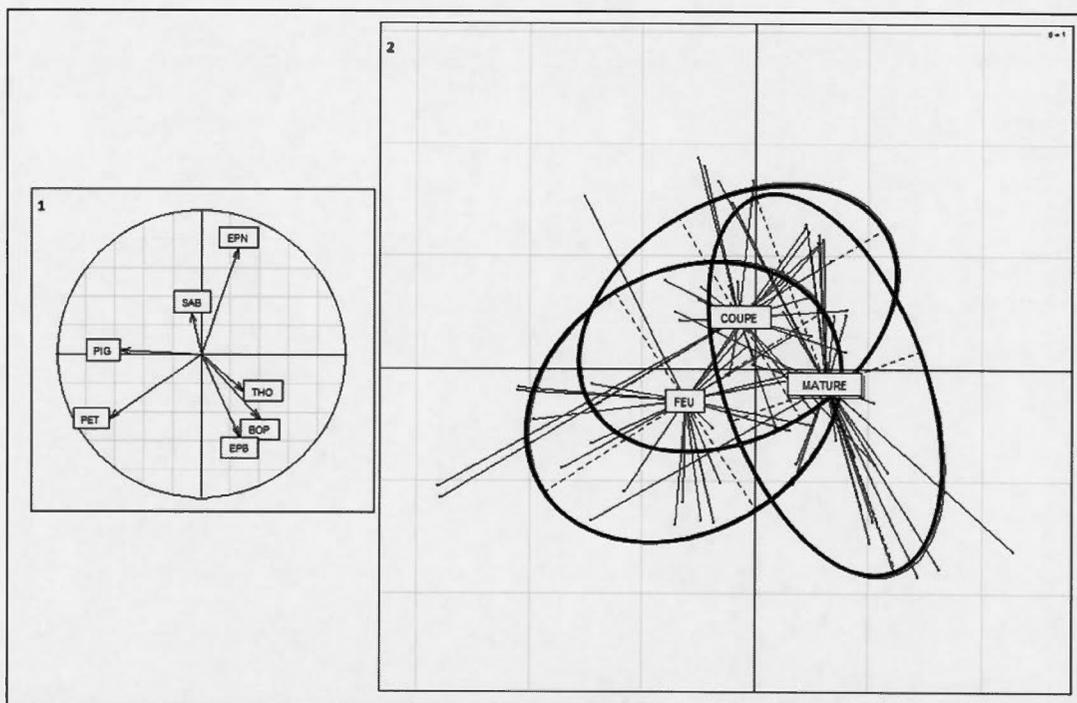


Figure 2.6. Analyses entre classes (*between class analyses*) de la composition de la canopée en fonction de l'origine des peuplements. COUPE: coupes de 40-52 ans, FEU: brûlis de 40-52 ans et MATURE: peuplements de plus de 100 ans. 1 – Poids des espèces et leur relation par rapport aux différentes origines. 2 – Projection des placettes sur le plan défini par la BCA. Le centre des ellipses correspond à l'inertie moyenne des groupes et les ellipses correspondent à la variabilité intra-groupe. EPN : Épinette noire, SAB : Sapin baumier, FIG : Pin gris, PET : Peuplier faux-tremble, BOP : Bouleau blanc, THO : Cèdre, EPB : Épinette blanche.

Tableau 2.7. Tests de Monte Carlo pour la composition des tiges commerciales (Tiges com.) et des gaules. Tests à l'inertie inter-groupes des différentes perturbations d'origines.

<i>p-value</i> teste Monte-Carlo	Coupe totale Vs. Feu		Coupe totale Vs. Mature		Feu Vs. Mature	
	Tiges com.	Gaules	Tiges com.	Gaules	Tiges com.	Gaules
27 – 39 ans	0.041*	0.113	0.004**	0.028*	0.001**	0.001**
40 – 52 ans	0.062	0.132	0.011*	0.094	0.003**	0.026*

Note : '***' $0.001 < p < 0.01$ '*' $0.01 < p < 0.05$

2.5 Discussion

Évaluer la convergence de la structure et composition au sens stricte du terme, exigerait une expérience contrôlée où chaque perturbation se produit en même temps, dans les mêmes types de peuplement. Cependant, inévitablement, dans cette approche d'étude, il peut exister des différences dans la composition et la structure d'origine des peuplements affectés, dans la sévérité des perturbations ainsi que dans les conditions de croissance des peuplements. De ce fait, les différences initiales, ajoutées aux effets de perturbations distinctes, peuvent entraîner des différences de structure et composition à plus long-terme. Malgré cela, nous n'avons pas observé de différences de structure entre les peuplements issus de feux et de coupes de plus de 40 ans. La composition démontre aussi des signes de convergence, qui sont toutefois moins marqués. En ce qui concerne la résilience des peuplements de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, nos résultats suggèrent que le retour à une condition semblable à celles des peuplements matures n'est pas atteint à 40 ans. En effet, la structure et composition des peuplements brûlés ou coupés de plus de 40 ans sont encore significativement différentes de celles des peuplements matures.

2.5.1 Différences de structure et composition entre des peuplements coupés et brûlés

À l'instar des résultats de Reich *et al.* (2001), nos résultats démontrent que la richesse, l'équitabilité et la diversité arborescente de la canopée sont similaires dans les trois types de peuplements étudiés. La région boréale est caractérisée par un faible nombre d'essences arborescentes, ce qui est certainement à l'origine de ce manque de différence. En effet, dans cette région, il est très rare de retrouver plus de six espèces arborescentes dans un même peuplement (Pastor *et al.*, 1996).

En Abitibi, les coupes totales de l'époque étaient pratiquées principalement dans les pessières noires pures ou à dominance résineuse (Lefort *et al.*, 2003). En outre, Laquerre *et al.* (2011) suggèrent que la pessière pure (0% de peuplier) est relativement réfractaire à l'enfeuillage par le peuplier. Puisque la régénération de cette espèce se fait rarement par reproduction sexuée (Lavertu *et al.*, 1994, Jobidon, 1995), la densité de tiges de tremble après perturbation est directement proportionnelle à sa surface terrière avant perturbation (Wang, 2003; Haessler et Bergeron, 2004). Puisque nous ne disposons pas de l'information relative à la composition d'origine, nous supposons que la composition des peuplements au moment de la récolte était dominée par l'épinette noire, à l'image de la composition des peuplements mature qui ont été analysés (Figure 3.b.1). Cette supposition justifierait partiellement la prépondérance de l'épinette noire ainsi que l'importance moindre du peuplier après coupe par rapport à l'après feu (Figure 2), contrairement à notre hypothèse d'origine qui stipulait que le peuplier serait plus abondant après coupe. Les peuplements issus de feu possèdent aussi une composition arborescente généralement plus diversifiée que les peuplements issus de coupe. Ceci est plutôt étonnant considérant que 1) certaines espèces ne possèdent pas de mécanismes de reproduction adaptés au feu (sapin, épinette blanche, cèdre) mais pourraient survivre (du moins partiellement) à une intervention de coupe totale et 2) d'autres espèces qui sont adaptées au feu, comme l'épinette noire, le tremble ou le bouleau, peuvent aussi très bien régénérer après coupe totale. Or, le fait que les peuplements issus de feux étudiés dans le cadre ce projet avaient sans doute une composition d'origine plus diversifiée que celle des peuplements issus de coupes,

majoritairement issues de pessières ou pinèdes pures, expliquerait, du moins en partie, les différences observées au sein de la composition de ces deux perturbations.

À l'image des résultats d'Ilisson et Chen (2009) et de Taylor *et al.* (2013), nous avons observé que la quantité de régénération de pin gris après feu ou coupe était similaire. Même si le feu stimule la régénération du pin gris, il est possible que la coupe expose assez de sol minéral dans certains parterres de coupe (Ilisson et Chen, 2009). D'autre part, la modification des conditions microclimatiques après coupe a peut-être suffisamment réchauffé le sol pour permettre l'ouverture des cônes sérotineux (Ilisson et Chen, 2009). Même si la résine des cônes sérotineux fond à plus de 50°C (Gauthier *et al.*, 1996a), ils peuvent s'ouvrir à partir d'une température de 27°C (Sims, 1990). Par ailleurs, le degré de sérotinité des cônes de pin gris est hautement variable puisque certains individus peuvent présenter des cônes sérotineux, d'autres des cônes non sérotineux et la plupart un mélange des deux types (Gauthier *et al.*, 1996a).

Contrairement à nos attentes et aux résultats de plusieurs auteurs (Ilisson et Chen, 2009; Fourrier *et al.*, 2013; Taylor *et al.*, 2013), nous n'avons pas observé de différence significative de l'importance relative du sapin baumier après coupe et après feu. En effet, en ne possédant aucune adaptation favorisant son établissement après feu, nous nous attendions que la présence de sapin soit plus importante dans les peuplements issus de coupe où une partie de la régénération préétablie aurait survécu la perturbation de coupe. Cependant, la CPRS a été le type de coupe étudiée dans ces études alors que dans notre étude, nous avons ciblé uniquement la coupe totale traditionnelle qui engendre un taux de survie de la régénération pré-établie de sapin inférieure aux CPRS.

À l'encontre de Reich *et al.* (2001), nos résultats démontrent que la surface terrière est significativement plus élevée dans les peuplements de moins de 40 ans issus de feu. Toutefois, cette différence disparaît dans les peuplements plus âgés (c.-à-d., de plus de 40 ans) ce qui correspond aux observations de Fergusson et Elkie (2003). La surface terrière plus élevée dans les peuplements issus de feux pourrait peut-être être expliquée par la combustion de la couverture morte qui libère des éléments nutritifs dans les cendres (plus

caractéristique des feux sévères). Ces éléments, qui seront absorbés par la végétation, agissent comme un fertilisant ce qui augmente la productivité à court terme (Simard, 2000), mais qui s'estompe au fil du temps (Zackrisson *et al.*, 1996). Il est cependant intéressant d'observer qu'en dépit d'avoir une surface terrière significativement plus élevée, les peuplements issus de feux possèdent un diamètre quadratique semblable à ceux des coupes. En effet, cette variable dépend de la ST moyenne mais aussi de la densité des peuplements (Prégent, 2003).

Les résultats relatifs à la densité du couvert divergent grandement dans la littérature. Alors que Taylor *et al.* (2013) n'ont pas trouvé de différences entre la densité de peuplements brûlés ou coupés, Fourrier *et al.* (2013) ont obtenu des densités de tiges plus élevées après coupe. Ces derniers ont attribué la différence à la survie de la régénération préétablie. Toutefois, à l'image de ce que Brassard et Chen (2010) ont supposé dans leur revue de littérature ainsi que des résultats de Fergusson et Elkie (2003), la densité tiges dans les peuplements issus de feux est plus élevée. Dans notre étude, cela se doit surtout à la densité importante des petites tiges feuillues (voir Annexe B). Même si les tiges s'auto-éclaircissent très vite (Wang, 2003), Haeussler et Bergeron (2004) ont démontré que trois ans après perturbation, les stations brûlées sont caractérisées par une plus grande abondance de drageons de tremble comparativement aux coupes. Par la suite, et environ 30 ans après perturbation, la phase d'auto-éclaircie va à son tour engendrer un taux élevé de mortalité de ces petites tiges. Puisque nos résultats indiquent que la densité des tiges est plus élevée dans les feux, l'auto-éclaircie y sera donc plus intense (Brassard et Chen, 2010). Cela va engendrer une diminution de la densité des peuplements brûlés dans le temps (Tableau 6), et donc créer plus de chicots de petite taille (voir Annexe G). En effet, les peuplements issus de feux possèdent une grande abondance de chicots de 10 à 14 cm mais aucun chicot de plus de 30 cm de DHP (voir Annexe G). Par contre, dans les coupes, on peut observer des chicots de grande taille qui sont très probablement des rémanents laissés sur pied après coupe. En effet, le bouleau, une essence souvent laissée sur pied après récolte, ne réagit pas bien à l'ouverture du couvert. Le dépérissement des bouleaux rémanents commence à se faire sentir environ 5 ans après la coupe (Roy *et al.*, 2001). Mais tout comme

Ferguson et Elkie (2003), nous n'avons pas observé de différences de surface terrière des chicots pour l'ensemble des peuplements, tout âge confondu. Cependant, en observant le tableau 6, on peut constater que les peuplements coupés de moins de 40 ans comportent significativement plus de surface terrière de chicots mais que cette différence semble s'estomper dans les peuplements plus vieux.

La hauteur dominante significativement plus élevée des peuplements issus de feux peut s'expliquer par la composition de ces derniers. En effet, Taylor *et al.* (2013) ont démontré que, 12 ans après feu ou coupe, la croissance en hauteur des essences feuillues est plus élevée que celle des résineux (35 cm/année et 40 cm/année pour le peuplier et le bouleau, respectivement). De son côté l'épinette noire, qui représente presque 50 % de l'importance relative des essences dans nos coupes, démontre le plus faible taux de croissance avec une moyenne de 10 cm/année.

L'hypothèse 1 est donc validée pour ce qui est de la diversité arborescente de la canopée des peuplements. Pour la surface terrière de chicots, l'hypothèse est partiellement validée puisque les peuplements coupés de moins de 40 ans possèdent significativement plus de surface terrière de chicots que les peuplements issus de feu, mais cette différence s'estompe avec le temps. En ce qui concerne la quantité de peuplier et de pin gris, l'hypothèse est cependant réfutée.

2.5.2 Influence du dépôt-drainage sur la structure et la composition après feu et coupe

Les peuplements matures sur sites pauvres et bien drainés (PBD) dominés à 76 % par l'épinette noire, sont les moins diversifiés. Ils présentent une diversité significativement inférieure que les peuplements matures sur les sites relativement fertiles et bien drainés (FBD). Toutefois, ces résultats ne s'appliquent pas aux peuplements issus de coupe ou de feu qui possèdent une diversité et richesse similaires quel que soit sur site pauvre ou fertile. Des espèces présentées, le peuplier est la seule qui diminue fortement sur les sites PBD, indépendamment de la perturbation d'origine. En effet, dû à son faible contrôle stomatique,

cette espèce n'est pas adaptée aux sols de texture plus grossière (Sims *et al.*, 1990; Peterson et Peterson, 1996). La diminution des feuillues et l'augmentation conséquente des résineux ont une répercussion visible sur les changements qui s'opèrent au niveau de la structure des peuplements matures (Harper *et al.*, 2002; Lecomte et Bergeron, 2005). Les sites pauvres et bien drainés sont dominés par l'épinette noire et caractérisés par une structure plus homogène (variabilité des diamètres moins élevée), associée à une plus faible surface terrière. En général, cette espèce croît lentement et atteint rarement de très gros diamètres (Sims *et al.*, 1990). Reich *et al.* (2001) ont démontré que les peuplements d'épinette noire sont significativement moins productifs comparativement à des peuplements dominés par le peuplier ou le pin gris, indépendamment de leur origine.

Cependant, dans les peuplements issus de coupes sur les sites pauvres et bien drainés, les résultats sont contraires. En effet, ils démontrent que la surface terrière est significativement supérieure que sur sites plus fertiles. En plus de posséder une plus grande quantité de bouleau, le type de sol peut aussi expliquer ces résultats. En effet, Van Damme *et al.* (1992) et Brais (2001) ont constaté que dans les années subséquentes aux coupes, les semis affichaient un meilleur taux de croissance dans les sols sableux compactés. Le compactage peut parfois améliorer les conditions de croissance des semis dans des sols à texture plus grossière en favorisant la rétention d'eau et le contact entre les racines et le sol. Cependant, nous n'avons pas trouvé de références ayant analysé ces différents taux de croissance à plus long-terme. En outre, aucune différence significative n'a été observée pour les peuplements issus de feux en fonction du type de dépôt-drainage.

Ainsi, les différences de structure observées sont dues à un changement de composition propre aux deux types de sites étudiés. Ceci dit, nous réfutons donc l'hypothèse H2 qui prévoyait que la diversité floristique, la composition et la structure des peuplements coupés ou brûlés sur des sites PBD seraient plus homogènes que celles des peuplements sur sites FBD. Toutefois, cette hypothèse est valide pour les peuplements matures. L'influence du dépôt-drainage sur l'évolution de la structure et de la composition se manifesterait donc plus tard, dans des peuplements plus âgés.

2.5.3 Convergence des attributs structuraux et de la composition

La convergence des attributs de structure et de la composition des peuplements a déjà été validée pour les perturbations partielles (Kneeshaw *et al.*, 2011) ainsi que pour les perturbations primaires (Reich *et al.*, 2001; Fourrier *et al.*, 2013) dans des peuplements coupés ou brûlés de plus de 25 ans. Pour ce qui est de la convergence des attributs structuraux, nos résultats vont dans le même ordre d'idée, quoique subtilement. Nos résultats supportent aussi l'idée que la diversité structurelle (indice de diversité de Shannon) augmente avec le temps écoulé après perturbation (Chen et Popadiouk, 2002; Brassard et Chen, 2006). Notons, cependant, que les changements de structure observés au-delà de 40 ans après perturbation semblent plus rapides dans les coupes. Simard (2000) suggère que même si la régénération est exposée à une plus grande quantité de nutriments peu après feu, la coupe possède une plus grande masse de nutriments dans le sol qui pourrait être en mesure d'augmenter la productivité sur du plus long terme par rapport aux feux. Quant à elle, la composition des peuplements se maintient relativement stable dans le temps, compte tenu que la fenêtre temporelle n'est pas assez longue pour pouvoir y observer des différences. Le développement structurel des peuplements serait donc plus dynamique que le changement de la composition. L'hypothèse 3 est donc validée en ce qui concerne les attributs de structure puisque les différences sont plus accentuées entre les peuplements brûlés ou coupés plus récemment qu'entre ceux plus anciens. La composition démontre elle aussi des signes de convergence qui sont, toutefois, moins accentués que ceux de la structure. Les différences existantes au sein de la composition se doivent très probablement à des couverts d'origine distincts.

2.5.4 Limites de l'étude

Dans le cadre de cette étude, nous avons évalué l'évolution de la structure et de la composition des peuplements de l'Abitibi issus de coupes totales et de feux de forêt à l'aide des données issues de placettes d'échantillonnage permanentes et temporaires du ministère des ressources naturelles. La méthodologie originalement proposée pour ce

projet visait essentiellement une campagne d'échantillonnage de terrain dans des peuplements matures, post-coupe et post-feu. Or, l'expérience d'un été de terrain en 2012 nous a forcés à changer d'approche, faute d'un trop faible effectif et une correspondance inadéquate entre les années de feux et de coupes totales. De ce fait, nous replier sur les bases de données du ministère nous a semblés une alternative intéressante. Ceci étant dit et bien qu'il s'agisse d'une base de données forestière fiable, plusieurs facteurs limitent la portée de nos résultats. D'abord, nous reconnaissons que les placettes permanentes et temporaires du ministère ne sont pas l'outil idéal pour ce genre d'étude. Étant réalisé à des fins d'aménagement, cet inventaire forestier est principalement effectué dans des peuplements accessibles et ayant un potentiel éventuel d'exploitation. Cela exclut dès le départ une certaine variabilité dans la gamme de sites disponibles. De plus, l'information que l'on peut soutirer de ce type de placette est limitée; par exemple, les informations relatives à la régénération, au sous-bois (outre les gaules), aux débris ligneux au sol, à la structure horizontale des peuplements - plusieurs attributs d'intérêt - ne sont généralement pas disponibles. En outre, étant donné la quantité insuffisante de placettes disponible à cette étude dans la région 5a, la portion ouest de la région 5b a dû être utilisée. Par la suite, et malgré la sélection aléatoire, la répartition spatiale des placettes issues de coupe résulte en une concentration plus importante au sud de la zone d'étude, alors que les placettes matures se situent pour la plupart dans la région écologique 5b. La disponibilité des placettes issues de coupe ainsi que des celles des peuplements matures peut être expliquée par l'accessibilité du territoire à l'époque.

Un autre facteur nécessitant une mise en garde concerne l'incertitude de la composition d'origine, particulièrement en ce qui a trait aux peuplements issus de feux. Sans la connaissance de la composition d'origine des peuplements et sans savoir la sévérité des perturbations, il existe toujours le risque que les différences observées dans la structure et composition des peuplement de mêmes âges issus de feux et de coupes ne soient pas dues directement à l'effet des perturbations, mais à des différences préexistantes dans les communautés végétales (Kneeshaw *et al.*, 2011). Dans ce sens, nous avons essayé de combler la lacune de la composition d'origine en analysant les données du système

d'information forestière par tesselle (SIFORT), issues des informations cartographiques du premier programme d'inventaire décennal du MRNF. Ces informations ont été utilisées afin de retracer la composition d'origine des perturbations datant d'après 1975. Puisque le feu le plus récent remonte à 1967, nous n'avons pas pu obtenir le couvert d'origine pour cette perturbation. Cependant, pour les coupes, et telle que l'on le supposait, nous avons pu constater que le couvert d'origine de cinq sites coupés postérieurement à 1975 était résineux et composé principalement d'épinettes noire.

2.6 Conclusion

Malgré les limites pour des études de cette ampleur, nous avons pu observer des changements significatifs de la structure des peuplements issus de feux et de coupes dans le temps. De plus, ces changements appuient la notion d'une tendance vers une convergence, avec le temps, des attributs structuraux des peuplements issus de coupes totales et des peuplements issus d'incendies forestiers. Les peuplements perturbés par la coupe ou le feu il y a plus de 40 ans sont structurellement plus similaires aux peuplements matures, par rapport aux peuplements perturbés plus récemment. Au niveau de la composition, les peuplements issus des deux types de perturbations renferment les mêmes espèces, mais dans des proportions différentes. Contrairement à nos attentes, l'étude signale que les peuplements issus de coupe renferment plus d'épinette noire, alors que les peuplements issus de feu possèdent une composition plus mixte, composée d'épinette noire, pin gris, bouleau blanc et peuplier faux-tremble. Ces différences pourraient être dues à des compositions d'origine différentes. En outre, les changements de la composition dans le temps sont moins marqués que ceux de la structure. La cause la plus probable serait la fenêtre temporelle utilisée selon les données disponibles, qui ne serait pas assez longue pour pouvoir observer des changements importants dans la composition.

Nos résultats supportent donc l'hypothèse que des peuplements issus de deux perturbations majeures distinctes ont tendance à converger. Cependant ces résultats sont spécifiques au sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pour

des peuplements issus de perturbations majeures il y a moins de 50 ans. Ces résultats militent donc en faveur de plus amples recherches sur la dynamique à plus long-terme des peuplements issus de coupe ou de feu.

2.7 Bibliographie

- Bergeron, Y. (2000). Species and stands dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81(6): 1500-1516.
- Boucher, D., De Grandpré, L. et Gauthier, S. (2003). Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousse du Québec. *Forestry Chronicle* 79(2): 318-328.
- Brais, S. (2001). Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in northwestern Quebec. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1263-1271.
- Brassard, B. and Chen, H. (2006). Stand structural dynamics of North American boreal forest. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25: 115-137.
- Brassard, B. and Chen, H. (2010). Stand structure and composition dynamics of boreal mixedwood forests: Implications for forest management. *Sustainable Forest Management Network*, Edmonton. 28 p.
- Brassard, B., Chen, H., Wang, J. and Duinker, P. (2008). Effects of time since stand-replacing fire and overstory composition on live tree structural diversity in the boreal forest of central Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 52-62.
- Carleton, T. and MacLellan, P. (1994). Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience* 1(2): 141-152.
- Chen, H. and Popadiouk, R. (2002). Dynamics of north American boreal mixedwoods. *Environmental Reviews* 10: 137-166.
- Chessel, D., Dufour, A. and Thioulouse, J. (2004). The ade4 package - I: One-table methods. *RNews* 4(1): 5-10.
- Corns, I. (1988). Compaction by forestry equipment and effects on coniferous seedling growth on four soils in the Alberta foothills. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 75-84.
- Ehnes, J. (1998). The influences of site conditions, age and disturbance by wildfire or winter logging on the species composition of naturally regenerating boreal plant communities and some implications for community resilience. PhD thesis. University of Manitoba, Winnipeg. 168 p.

- Ferguson, S. and Elkie, P. (2003). Snag abundance 20, 30, and 40 years following fire and harvesting in boreal forests. *Forestry Chronicle* 79(3): 541-549.
- Fourrier, A., Pothier, D. and 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.
- Gauthier, S., Bergeron, Y and Simon, J-P. (1996a). Effects of fire regime on the serotiny level of jack pine. *Journal of Ecology* 84(4): 539-548.
- Gauthier, S., Leduc, A. and Bergeron, Y. (1996b). Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environmental Monitoring and Assessment* 39:417-434.
- Gouvernement du Québec. (2011). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service des inventaires écoforestiers. Système d'information écoforestière - 4e inventaire écoforestier - Données datant de 2003 à 2011.
- Halpern, C. (1988). Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology*, 69(6): 1703-1715.
- Harper, K., Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S. and De Grandpré, L. (2005). Structural development following fire in black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management* 206(1-3): 293–06.
- Harper, K., Bergeron, Y., Gauthier, S. and Drapeau, P. (2002). Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study. *Silva Fennica* 36(1): 249–263.
- Harper, K., Boudreault, C., De Grandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S. and Bergeron, Y. (2003). Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Review* 11(1): 79–98.
- Harvey, B. and Bergeron, Y. (1989). Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 19(11): 1458–1469.
- Hauessler, S. and Bergeron, Y. (2004). Range of variability in boreal aspen plant communities after wildfire and clear-cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 274–288.

- Ilisson, T. and Chen, Y. H. (2009). Response of six boreal tree species to stand replacing fire and clearcutting. *Ecosystems* 12: 820–829.
- Jobidon, R. (1995). Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature. Gouv. du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n° 117*, 180 pp.
- Johnson, E. (1992). *Fire and vegetation dynamics-studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 129 p.
- Keenan, R. and Kimmins, J. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1(2): 121-144.
- Kneeshaw, D., Harvey, B., Reyes, G., Caron, M. and Barlow, S. (2011). Sprucebudworm, windthrow and partial cutting: Do different partial disturbances produce different forest structures? *Forest Ecology and Management* 262: 482–490.
- Kuuluvainen, T. and Grenfell, R. (2012). Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management — theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research* 42(7): 1185–1203.
- Kuusela, K. (1992). The boreal forests: an overview. *Unasylva* 43: 3-13.
- Laquerre, S., Harvey, B. and Leduc, A. (2011). Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. *Forestry Chronicle* 87(1): 77-83.
- Lavertu, D., Mauffette, Y. and Bergeron, Y. (1994). Effects of stand age and litter removal on the regeneration of *Populus tremuloides*. *Journal of Vegetation Science* 5(4): 561-568.
- Lecomte, N., Simard, M., Asselin, H., Nappi, A., Noel, J. and Bergeron, Y. (2006a). Similarities and differences between harvesting and wildfire induced disturbances in fire-mediated Canadian landscape. Technical Bulletin No. 924. Research Triangle Park, N.C.: National Council for Air and Stream Improvement. 71 p.
- Lecomte, N. and Bergeron, Y. (2005). Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec clay belt. *Canadian Journal of Forest Research* 35(8): 1984–1995.
- Lefort, P., Gauthier, S. and Bergeron, Y. (2003). The influence of fire weather and land use on the fire activity of the lake Abitibi area, Eastern Canada. *Forest Science* 49: 509-521.

- MRN. (1999). Atelier sur les chemins d'hiver. Ministère des Ressources Naturelles, Québec. 160 p.
- MRN. (2002). Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a – Plaine de l'Abitibi. Ministère des Ressources Naturelles, Québec. 180 p.
- MRNF. (2008a). Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5b – Coteaux du réservoir Gouin, 5c - Collines du haut Saint-Maurice et 5d - Collines ceinturant le lac Saint-Jean. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Québec. 214 p.
- Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J. and Paré, D. (2000). The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec: a wildfire versus logging comparison. *Canadian Journal of Forest Research* 30(9): 1353–1364.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. (1996). Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec.
- Pastor, J., Mladenoff, D., Haila, Y., Bryant, J. and Payette, S. (1996). Biodiversity and ecosystem processes in boreal regions. In: *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. John Wiley & Sons Ltd. 493 p.
- Peterson, E. and Peterson, N. (1996). Ecology, management, and use of aspen and balsam poplar in the prairie provinces, Canada. Northern Forestry Centre, Edmonton. Spec. Rep. 1. 270 p.
- Pielou, E. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Prégent, G. (2003). Caractéristiques des arbres coupés et du peuplement résiduel à la première éclaircie commerciale de plantations résineuses. Mémoire de recherche forestière n°143. 54 p.
- Reich, P., Bakken, P., Carlson, D., Frelich, L., Friedman, S. and Grigal, D. (2001). Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology* 82(10): 2731–2748.
- Roy, V., Jobidon, R. et Blais, L. (2001). Étude des facteurs associés au dépérissement du bouleau à papier en peuplement résiduel après coupe. *Forestry Chronicle* 77(3): 509-517.

- Shannon, C.E., (1948). The mathematical theory of communication. In: Shannon, C.E., Weaver, W. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 29–125.
- Simard, D. (2000). Soil properties following clearcut harvesting and Wildfire and their relationship with regeneration in the Quebec boreal forest. *Mémoire de maîtrise*. McGill. 85 p.
- Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D. and Nguyen, T. (2001). Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science* 81(2): 229–237.
- Sims, R.A., Kershaw, H. and Wickwar, G.M. (1990). *The autecology of major tree species in the north central region of Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources. Thunder Bay, Ontario. 126 p.
- Taylor, A. and Chen, H. (2011). Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography* 34(2): 208–219.
- 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.
- Van-Damme, L., Buse, L. and Warrington, S. (1992). Microsite soil compaction enhances establishment of direct-seeded jack pine in northwestern Ontario. *Northern journal of applied forestry* 9(3): 107-112.
- Wang, G. (2003). Early regeneration and growth dynamics of *Populus tremuloides* suckers in relation to fire severity. *Canadian Journal of Forest Research* 33(10): 1998–2006.
- Zackrisson, O., Nilsson, M-C. and Wardle, D. (1996). Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos* 77(1): 10-1.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Depuis le début des années 90, les gestionnaires forestiers au Canada sont en quête de nouveaux modèles d'aménagement qui visent à concilier la conservation de la biodiversité avec l'approvisionnement en matière ligneuse à long terme pour les usines de transformation. En même temps, le milieu scientifique soutient depuis plusieurs années qu'il existe des différences importantes entre les effets des feux de forêt et des coupes totales pratiquée historiquement - et même des nouvelles variantes d'aménagement équien - sur les processus écologiques des écosystèmes forestiers et sur la biodiversité forestière.

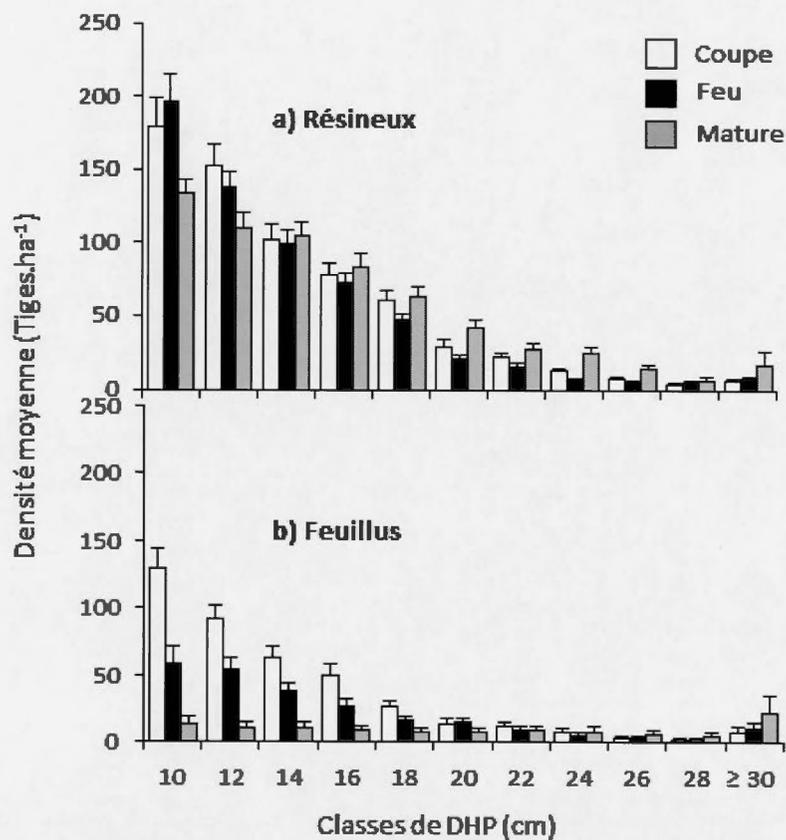
Cependant, les tendances que nous avons décelées vont dans le même sens que certaines études déjà réalisées : la structure et la composition de peuplements issus de perturbations majeures distinctes ont tendance à converger après quelques décennies. Toutefois, la convergence observée pour la forêt mixte ne semble pas s'appliquer à la forêt boréale d'épinettes de la ceinture d'argile où des différences importantes entre les feux et les coupes ont été rapportées (Fourrier *et al.*, 2013). En outre, des doutes persistent quant à la capacité des coupes forestières à recréer le large éventail de variabilité naturelle observée à la suite de feux (Lecomte *et al.*, 2006a). En effet, le profondeur de la matière organique brûlée par un incendie forestier peut être très variable au sein d'un même feu, un facteur qui crée une plus grande variété de microsites comparativement aux coupes (Greene *et al.*, 2007). Évidemment, un incendie peut aussi affecter de façon variable les strates de régénération et arborescente, ce qui devrait aussi introduire une source de variabilité dans la reprise de végétation post-perturbation.

Nos résultats démontrent aussi qu'il existe des différences encore importantes entre des peuplements âgés de plus de 100 ans et des peuplements issus de perturbations il y a moins de 50 ans. Dans quelques années, à l'aide de peuplements brûlés ou coupés plus âgés, il serait donc intéressant de chercher à savoir l'âge pour lequel les différences ne sont plus significatives. Par conséquent, on pourrait estimer la résilience réelle des peuplements de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest face à des perturbations de coupe et de feu. Les peuplements matures et anciens font partie intégrale de l'écosystème boréal et sont donc essentiels au maintien de la biodiversité des écosystèmes forestiers (Gauthier et Kneeshaw, 2003). Ainsi, il est important de reconnaître approximativement à quel moment les peuplements issus de perturbations commencent à acquérir suffisamment d'attributs de peuplement matures pour pouvoir les comptabiliser justement comme tels au sein des paysages aménagés (Perron *et al.*, 2008). Nonobstant, même si nos résultats démontrent une convergence des peuplements perturbés vers le stade mature à l'échelle du peuplement, il ne faut pas négliger qu'à l'échelle du paysage, le taux de coupe est beaucoup plus élevé que le cycle de feu et qu'il y a donc plus de perte de vieilles forêts.

Ceci dit, notre compréhension de la dynamique de moyen à plus long terme des peuplements issus de coupe totale de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest reste encore fragmentaire. Une analyse plus approfondie serait nécessaire afin de mieux et plus finement cerner cette dynamique selon les différentes conditions édaphiques existantes dans la région. Cette analyse devra tenir compte des plusieurs facteurs que nous n'avons pas pu explorer dans notre étude incluant, si possible, la composition d'origine - peut-être à l'aide des photos aériennes anciennes -, la sévérité des perturbations, les autres strates de la végétation, les arbres morts et le débris ligneux ainsi que d'autres variables abiotiques telles que la profondeur de matière organique ou encore la pente. Ainsi, l'on pourra quantifier plus précisément l'évolution des écarts entre des peuplements aménagés et des peuplements issus de perturbations naturelles. En outre, puisque la coupe totale traditionnelle a été remplacée par la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) depuis 1996, ce même exercice devra être réalisé dans le futur. En effet, en termes des grandes différences d'effets entre un incendie forestier et la CPRS sur le processus de

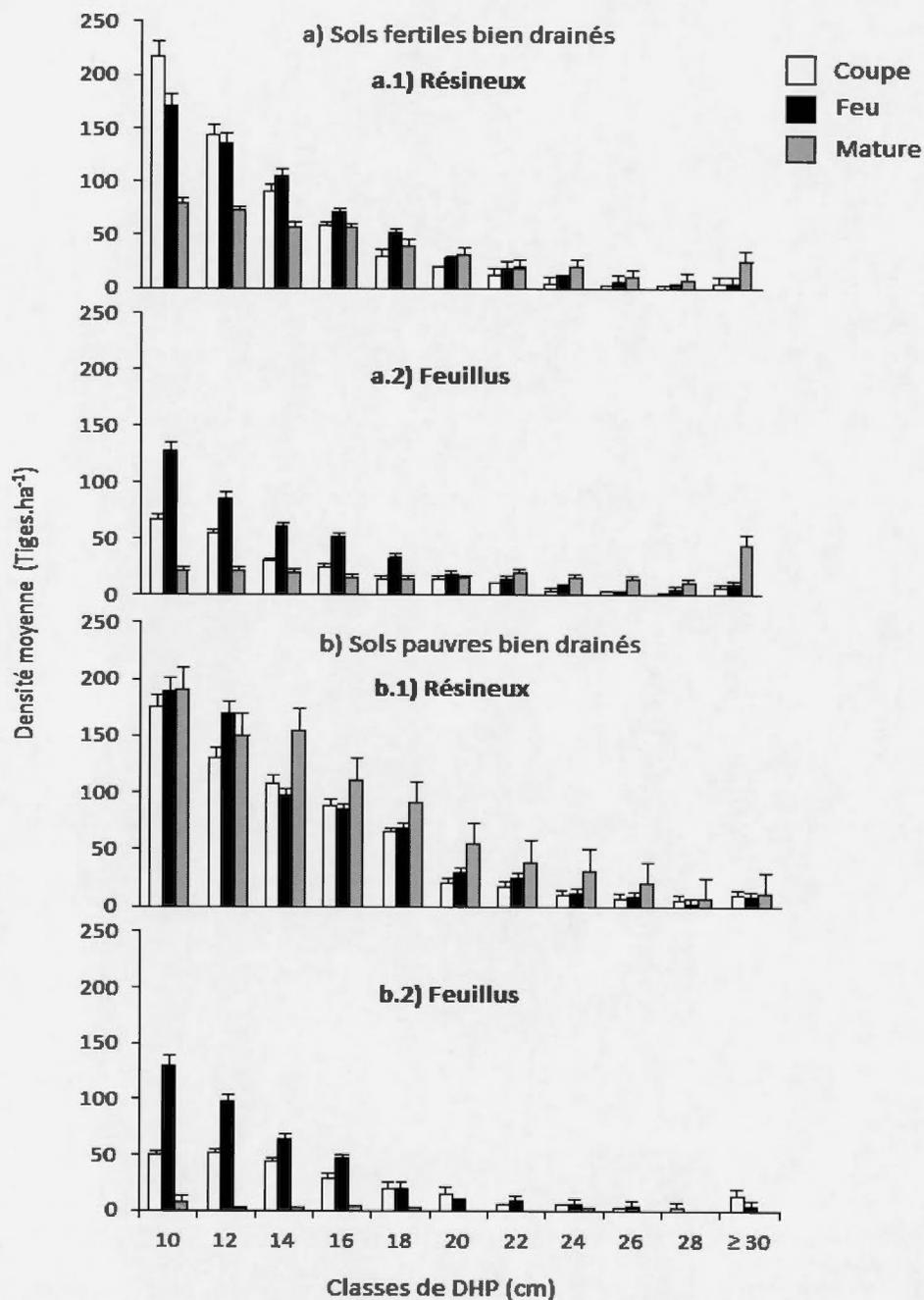
régénération, on justifie une évaluation de comment les pratiques actuelles peuvent être adaptées au contexte de l'Abitibi et aux principes de l'aménagement écosystémique.

ANNEXE B



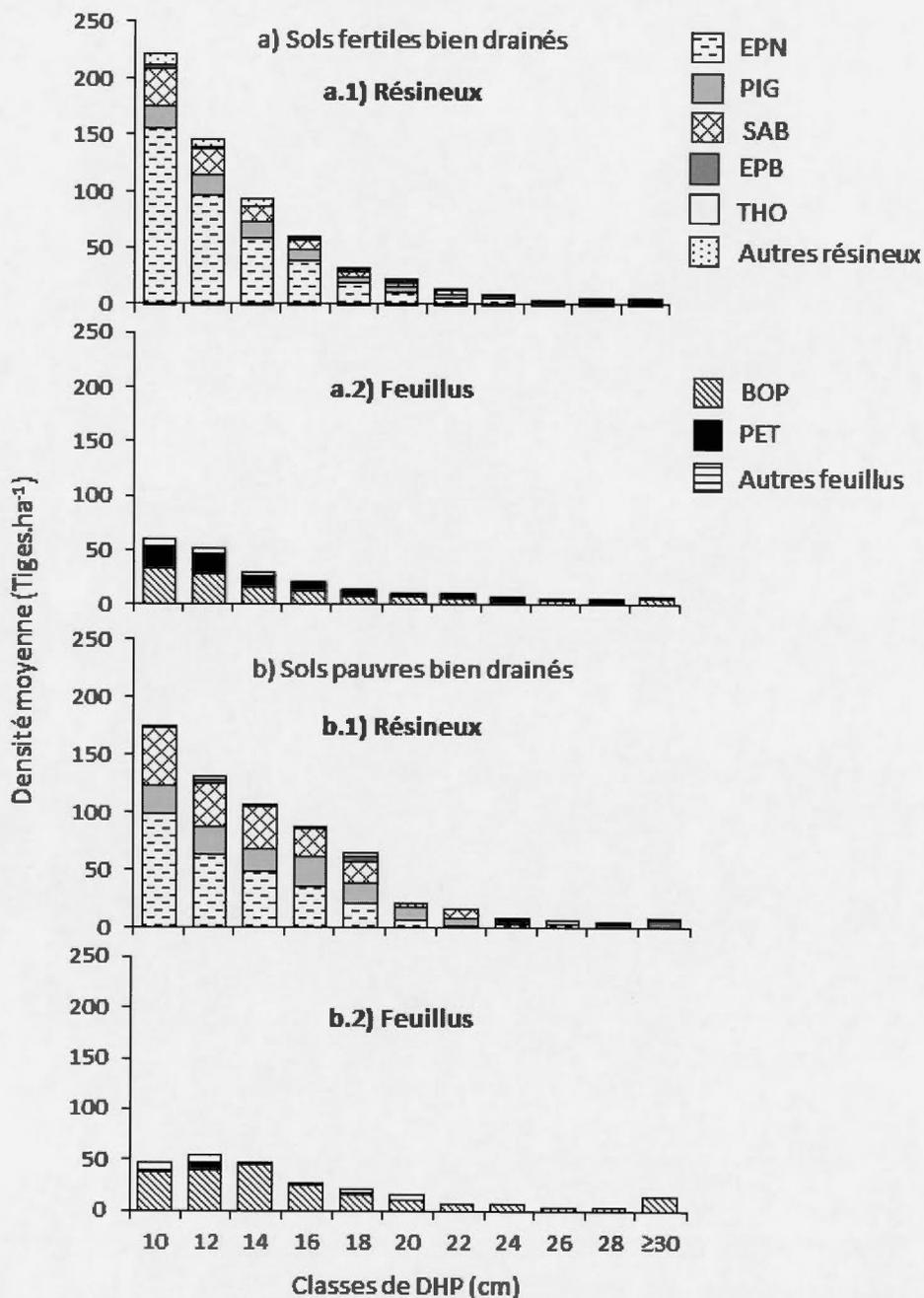
Distribution de la densité des tiges commerciales par classe de DHP pour a) essences résineuses et b) essences feuillues en fonction de la perturbation d'origine des peuplements.

ANNEXE C



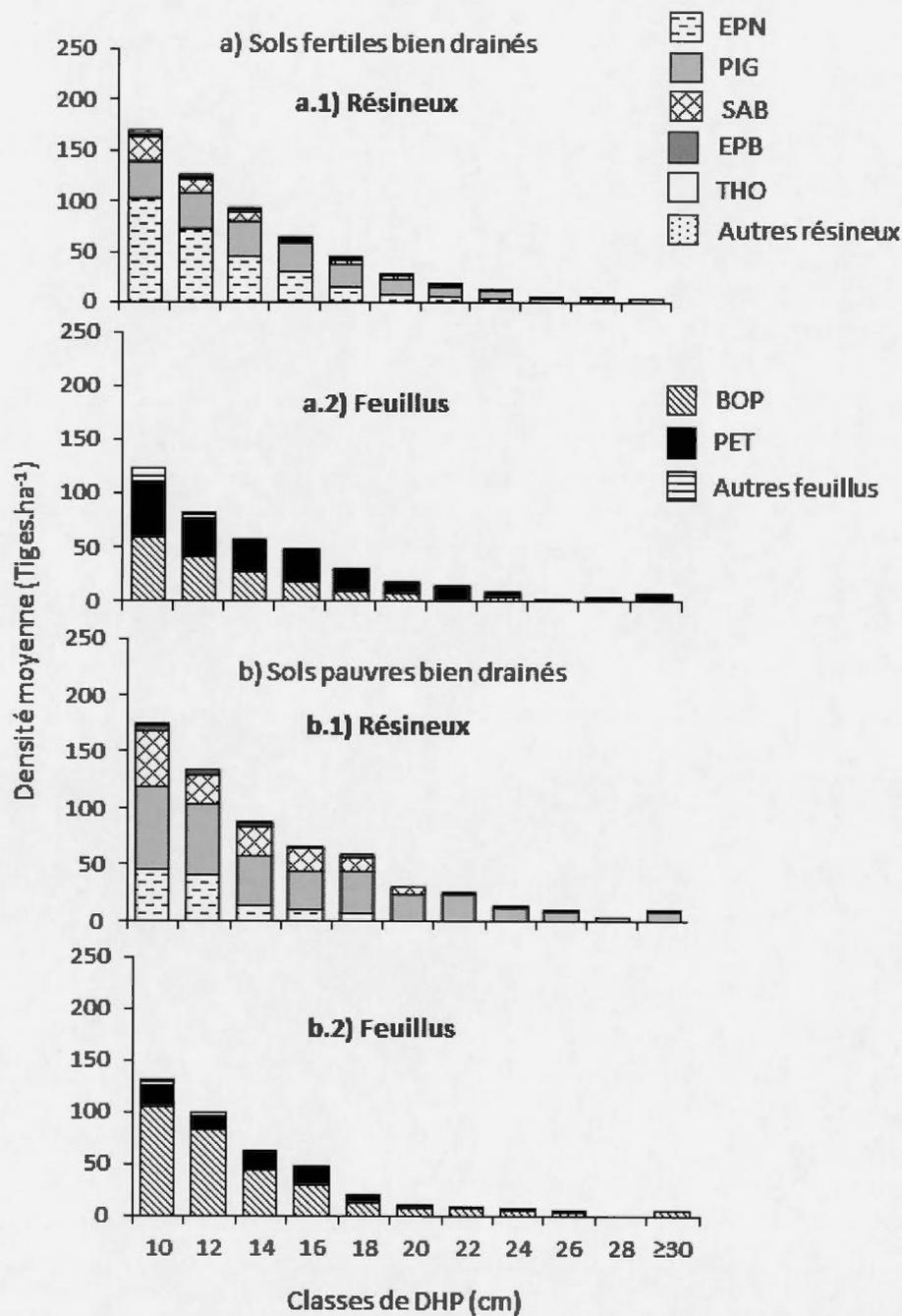
Distribution de la densité des tiges commerciales par classe de DHP pour a.1) essences résineuses et a.2) essences feuillues sur site FBD et b.1) essences résineuses et b.2) essences feuillues sur site PBD en fonction de la perturbation d'origine des peuplements.

ANNEXE D



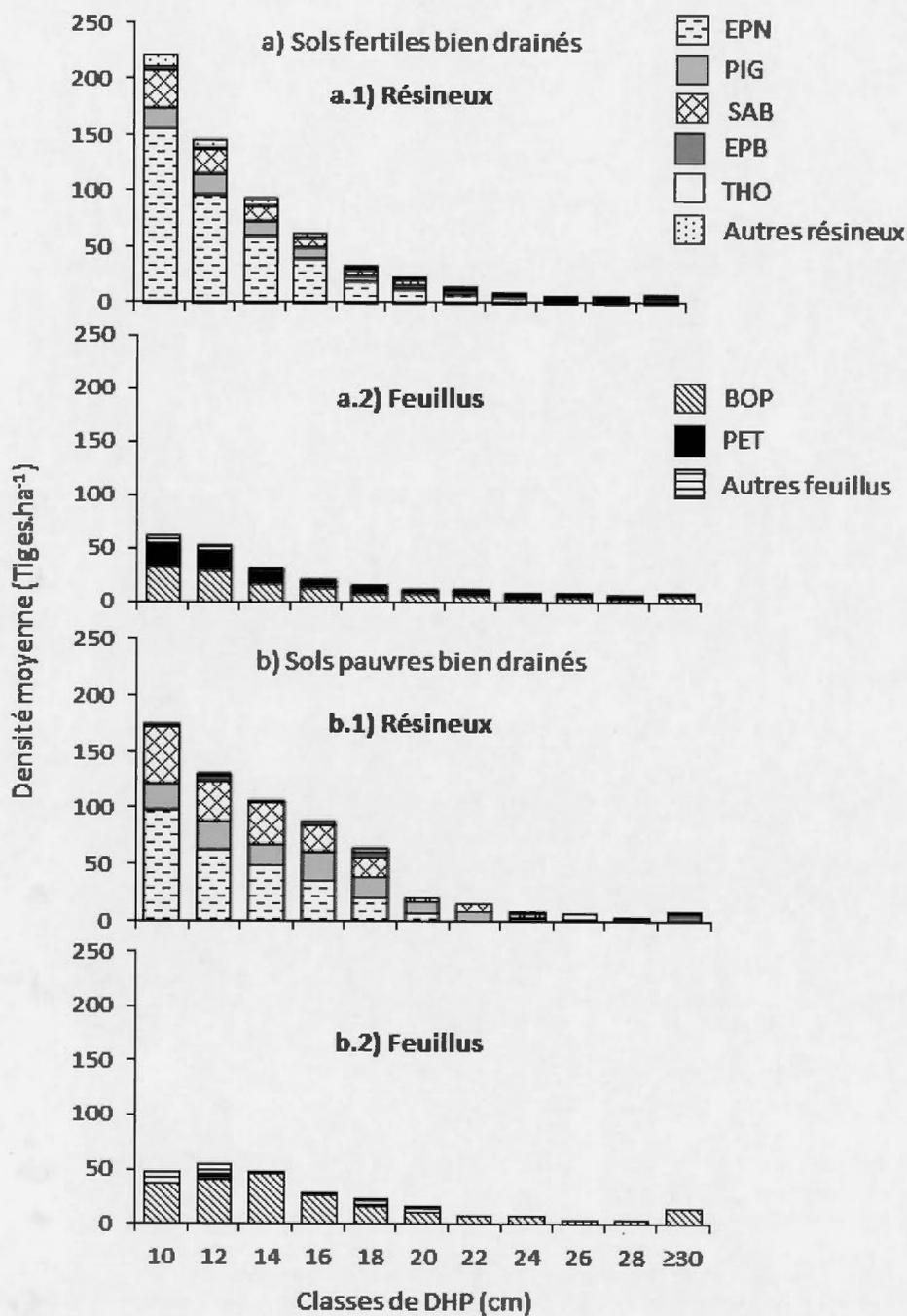
Distribution de la densité des tiges commerciales après coupe, par classe de DHP pour a.1) essences résineuses et a.2) essences feuillues sur site FBD et b.1) essences résineuses et b.2) essences feuillues sur site PBD.

ANNEXE E



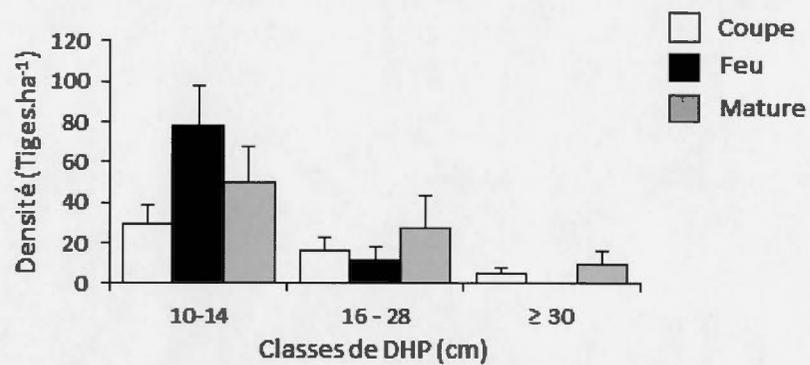
Distribution de la densité des tiges commerciales après feu, par classe de DHP pour a.1) essences résineuses et a.2) essences feuillues sur site FBD et b.1) essences résineuses et b.2) essences feuillues sur site PBD.

ANNEXE F



Distribution de la densité des tiges commerciales des peuplements matures, par classe de DHP pour a.1) essences résineuses et a.2) essences feuillues sur site FBD et b.1) essences résineuses et b.2) essences feuillues sur site PBD.

ANNEXE G



Distribution de la densité des chicots par classe de DHP en fonction de la perturbation d'origine des peuplements.

BIBLIOGRAPHIE POUR LE CHAPITRE I ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Aerts, R. (1995). The advantages of being evergreen. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 402-407.
- Asselin, H., Marie-Josée, F. and Bergeron, Y. (2001). Spatial distribution of late-successional coniferous species regeneration following disturbances in southwestern Québec boreal forest. *Forest Ecology and Management* 140: 29-37.
- Barrette, J., Pothier, D. and Ward, C. (2013). Temporal changes in stem decay and dead and sound wood volumes in the northeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 43(3): 234-244.
- Bergeron, Y. (2000). Species and stands dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81(6): 1500-1516.
- Bergeron, Y. and Charron, D. (1994). Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): A dendroecological approach. *Ecoscience* 1(2): 173-184.
- Bergeron, Y. and Dubuc, M. (1989). Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* 79: 51-63.
- Bergeron, Y. and Harvey, B. (1997). Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92(1-3): 235-242.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. and Gauthier, S. (2002). Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1): 81-95.
- Bergeron, Y. et Le Goff, H. (2005). Doit-on remettre en question notre façon d'aménager la forêt boréale canadienne ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 6 Numéro 2.
- Bergeron, Y., Gauthier S., Flannigan M. and Kafka, V. (2004). Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85: 1916-1932.
- Bouchard, M. and Pothier, D. (2011). Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec. *Forest Ecology and Management* 261(4): 810-820.

- Boucher, D., De Grandpré, L. et Gauthier, S. (2003). Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousse du Québec. *Forestry Chronicle* 79(2): 318-328.
- Brassard, B. and Chen, H. (2006). Stand structural dynamics of North American boreal forest. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25: 115-137.
- Brassard, B. and Chen, H. (2010). Stand structure and composition dynamics of boreal mixedwood forests: Implications for forest management. Sustainable Forest Management Network, Edmonton. 28 p.
- Brassard, B., Chen, H., Wang, J. and Duinker, P. (2008). Effects of time since stand-replacing fire and overstory composition on live tree structural diversity in the boreal forest of central Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 52-62.
- Brumelis, G. and Carleton, T. (1988). The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. I. Trees and tall shrubs. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 1470-1478.
- Carleton, T. and MacLellan, P. (1994). Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience* 1(2): 141-152.
- Chen, H. and Popadiouk, R. (2002). Dynamics of north American boreal mixedwoods. *Environmental Reviews* 10: 137-166.
- Chen, H., Vasiliauskas, S., Kayahara, G. and Ilisson, T. (2009). Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 257(1): 343-350.
- Clark, D., Kneeshaw, D., Burton, P. and Antos, J. (1998). Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests of west-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 28(2): 284-290.
- Claveau, Y., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2007). Nos pratiques s'inspirent-elles vraiment des feux? *L'Aubelle* 151: 14-21.
- Corns, I. (1988). Compaction by forestry equipment and effects on coniferous seedling growth on four soils in the Alberta foothills. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 75-84.
- Dansereau, P. and Bergeron, Y. (1993). Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science* 4: 827-832.

- Delong, S. and Tanner, D. (1995). Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. *Biodiversity and Conservation* 5: 1191-1205.
- De Grandpré, L., Morissette, J.L. and Gauthier, S. (2000). Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11: 791-800.
- Ehnes, J. (1998). The influences of site conditions, age and disturbance by wildfire or winter logging on the species composition of naturally regenerating boreal plant communities and some implications for community resilience. PhD thesis. University of Manitoba, Winnipeg. 168 p.
- Ferguson, S. and Elkie, P. (2003). Snag abundance 20, 30, and 40 years following fire and harvesting in boreal forests. *Forestry Chronicle* 79(3): 541-549.
- Fisher, J. and Wilkinson, L. (2005). The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 35(1): 51-81.
- Forget, É. et Doyon, F. (2004). Étude du drageonnement de peuplier faux-tremble après coupe dans les peuplements de feuillus intolérants. Suivi du dispositif expérimental. IQAFF. Haute-Mauricie, Québec. 34 p.
- Fourrier, A., Pothier, D. and 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.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D.D., Drapeau, H. P. et Bergeron, Y. (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Québec, Canada. Presse de l'Université du Québec, 600 p.
- Gauthier, S. and Kneeshaw, D. (2003). Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Review* 11: 99-114.
- Gauthier, S., De Grandpré, L. and Bergeron, Y. (2000). Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11(6):781-790.
- Gouvernement du Québec. (2011). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service des inventaires écoforestiers. *Système d'information écoforestière - 4e inventaire écoforestier - Données datant de 2003 à 2011*.

- Greene, D.F. and Johnson, E.A. (1999). Modelling recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana* and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 462–473.
- Grenon, F., Jetté, J.-P. et Leblanc, M. (2010). Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 - Fondements et démarche de la mise en œuvre. Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.
- Harper, K., Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S. and De Grandpré, L. (2005). Structural development following fire in black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management* 206(1-3): 293–06.
- Harper, K., Bergeron, Y., Gauthier, S. and Drapeau, P. (2002). Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study. *Silva Fennica* 36(1): 249–263.
- Harper, K., Boudreault, C., De Grandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S. and Bergeron, Y. (2003). Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Review* 11(1): 79–98.
- Hart, S. and Chen, H. (2006). Understory Vegetation Dynamics of North American Boreal Forests. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25:381–397.
- Harvey, B. and Bergeron, Y. (1989). Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 19(11): 1458–1469.
- Hatcher, R.J. (1960). Development of balsam fir following a clearcut in Québec. Government of Canada, Department of Northern Affairs and National Resources, Forestry Branch, Quebec Region, Quebec. Forest Research Division Technical Note 87. 21 p.
- Hauessler, S. and Bergeron, Y. (2004). Range of variability in boreal aspen plant communities after wildfire and clear-cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 274–288.
- Ilisson, T. and Chen, Y. H. (2009). Response of six boreal tree species to stand replacing fire and clearcutting. *Ecosystems* 12: 820–829.
- Jobidon, R. (1995). Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature. Gouv. du Québec, Ministère des*

- Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n° 117, 180 pp.
- Johnson, E. (1992). Fire and vegetation dynamics-studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 129 p.
- Keenan, R. and Kimmins, J. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1(2): 121-144.
- Kemball, K. (2002). Post disturbance dynamics of aspen mixed-woods: A comparison among fire, logging, and budworm outbreak. M. Sc. thesis, Lake head University, Ontario.
- Kemball, K., Wang, G. and Westwood, R. (2006). Are mineral soils exposed by severe wildfire better seedbeds for conifer regeneration? *Canadian Journal of Forest Research* 36(8): 1943-1950.
- Kneeshaw, D., Harvey, B., Reyes, G., Caron, M. and Barlow, S. (2011). Sprucebudworm, windthrow and partial cutting: Do different partial disturbances produce different forest structures? *Forest Ecology and Management* 262: 482-490.
- Lafleur, B., Fenton, N., Paré, D., Simard, M. and Bergeron, Y. (2010). Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Québec. *Silva Fennica* 44(5): 799-813.
- Le Goff, H and Sirois, L. (2004). Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 34(12): 2399-2409.
- Lecomte, N., Simard, M. and Bergeron, Y. (2006b). Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience* 13(2): 152-163.
- Lecomte, N., Simard, M., Asselin, H., Nappi, A., Noel, J. and Bergeron, Y. (2006a). Similarities and differences between harvesting and wildfire induced disturbances in fire-mediated Canadian landscape. Technical Bulletin No. 924. Research Triangle Park, N.C.: National Council for Air and Stream Improvement. 71 p.
- Lecomte, N. and Bergeron, Y. (2005). Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec clay belt. *Canadian Journal of Forest Research* 35(8): 1984-1995.

- Lefort, P., Gauthier, S. and Bergeron, Y. (2003). The influence of fire weather and land use on the fire activity of the lake Abitibi area, Eastern Canada. *Forest Science* 49: 509-521.
- Mackenzie, N. (2010). Ecology, conservation and management of Aspen. A Literature Review. *Scottish Native Woods (Aberfeldy)*. 23p.
- McRae D., Duschene, L., Freeman, B., Lynham, T. and Woodley, S. (2001). Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9(4): 223–260.
- MRN. (2002). Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a – Plaine de l’Abitibi. Ministère des Ressources Naturelles, Québec. 180 p.
- MRNF. (2008a). Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5b – Coteaux du réservoir Gouin, 5c - Collines du haut Saint-Maurice et 5d - Collines ceinturant le lac Saint-Jean. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Québec. 214 p.
- MRNF. (2008b). La forêt québécoise, Source d’histoire, porteuse d’avenir. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Québec. 20 p.
- Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J. and Paré, D. (2000). The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec: a wildfire versus logging comparison. *Canadian Journal of Forest Research* 30(9): 1353–1364.
- Oliver, C., and Larson, B. (1990). *Forest stands dynamics*. McGraw Hill, New York, New York, USA. 520 p.
- Payette, S., Morneau, C., Sirois, L. and Despons, M. (1989). Recent fire history of the northern Québec biomes. *Ecology* 70(3): 656–673.
- Perron, N., Bélanger, L. et Vaillancourt, M-A. (2008). Organisation spatiale des peuplements de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. Dans : *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l’Université du Québec. p137-162.
- Pham, A. T., DeGrandpré, L., Gauthier, S. and Bergeron, Y. (2004). Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 353-364.
- Québec. (1994). *Une stratégie. Aménager pour mieux protéger les forêts*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, 197 p.

- Reich, P., Bakken, P., Carlson, D., Frelich, L., Friedman, S. and Grigal, D. (2001). Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology* 82(10): 2731–2748.
- RNCan. (2012). L'état des forêts au Canada. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Administration centrale, Ottawa. 52 p.
- Ruel, J-C., Horvath, R., Ung, C. and Munson, A. (2004). Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands. *Forest Ecology and Management* 193(1): 371–384.
- Schroeder, D. and Perera, A. (2002). A comparison of large-scale spatial vegetation patterns following clearcuts and fires in Ontario's boreal forests. *Forest Ecology and Management* 159(3): 217–230.
- Shannon, C.E., (1948). The mathematical theory of communication. In: Shannon, C.E., Weaver, W. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 29–125.
- Simard, D. (2000). Soil properties following clearcut harvesting and Wildfire and their relationship with regeneration in the Quebec boreal forest. *Mémoire de maîtrise*. McGill. 85 p.
- Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D. and Nguyen, T. (2001). Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science* 81(2): 229–237.
- Sims, R.A., Kershaw, H. and Wickwar, G.M. (1990). The autecology of major tree species in the north central region of Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources. Thunder Bay, Ontario. 126 p.
- Smirnova, E., Bergeron, Y. and Brais, S. (2008). Influence of fire intensity on structure and composition of jack pine stands in the boreal forest of Québec: Live trees, understory vegetation and dead wood dynamics. *Forest Ecology and Management*. 255: 2916–2927.
- Sturtevant, B., Bissonette, J., Long, J. and Roberts, D. (1997). Coarse Woody Debris as a Function of Age, Stand Structure, and Disturbance in Boreal Newfoundland. *Ecological applications*, 7(2): 702-712.
- Taylor, A. and Chen, H. (2011). Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography* 34(2): 208–219.

- 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.
- Twolan-Strutt, L. and Welsh, D.A. (1997). Boreal forest succession: An intensive study of a mixedwood chronosequence. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie. 68 p.
- Van Wagner, C.E. (1978). Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8(2): 220-227.
- Wang, G. and Harrison, C. (2000). Tree regeneration dynamics of lowland black spruce stands following crown fire and clearcut logging. Disturbance in boreal forest ecosystems: human impacts and natural processes. USDA Forest Service, North Central Research Station. General Technical Report NC-209: 409-420.
- Zackrisson, O., Nilsson, M-C. and Wardle, D. (1996). Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos* 77(1): 10-1.