

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

TYPOLOGIE STRUCTURALE DES PEUPEMENTS MÉLANGÉS

EN FORÊT BORÉALE DE L'OUEST DU QUÉBEC

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

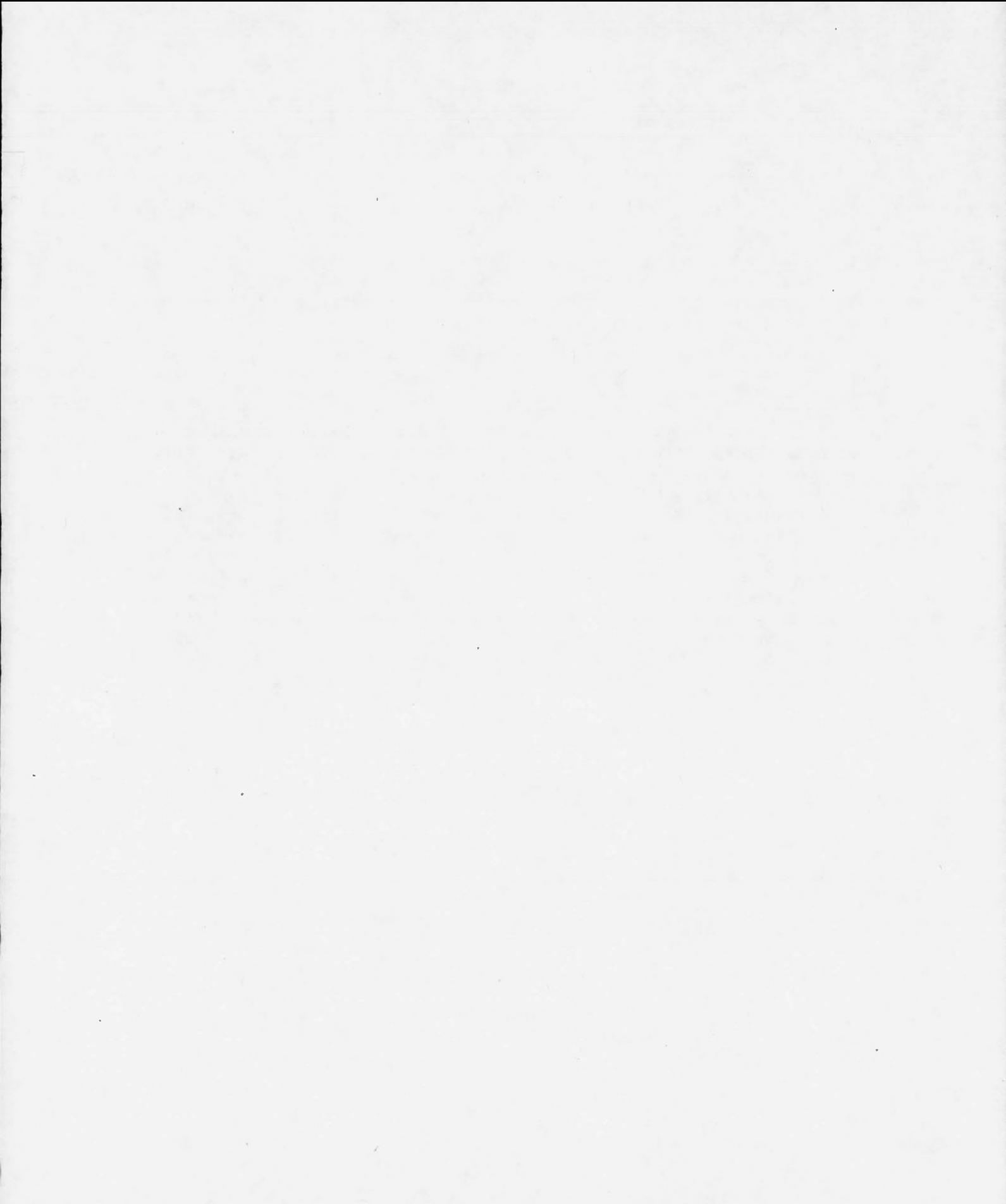
SYLVAIN LAROUCHE

JUILLET 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

Mon passage à la maîtrise représente un accomplissement qui me rend extrêmement fier. Ce sont les gens qui ont fait ce parcours à mes côtés, qui m'ont soutenu et épaulé, encouragé et inspiré, qui en ont fait une expérience exceptionnelle. Avant quiconque, je remercie mes directeurs Alain Leduc et Brian Harvey pour leur disponibilité, leurs judicieux conseils, leur enthousiasme et leur générosité. Un merci tout particulier à Alain pour son support technique et ses innombrables idées lumineuses. Un merci particulier à Brian qui, malgré les 620 kilomètres qui nous séparaient, s'est toujours montré intéressé à mes travaux. Merci pour la collaboration essentielle d'Ian Moss, sans quoi ce projet n'aurait pu exister. Pour son encadrement technique exemplaire lors des activités de terrain, et pour m'avoir fait confiance en 2009 à titre d'Aide de terrain, là où tout a commencé, je remercie Danielle Charron. Aussi, un gros merci à mon aide de terrain, Lucile Muller. Merci à Osvaldo Valéria, à Frédéric Doyon et à Yan Boucher pour leur collaboration à titre de membre de mon comité de recherche. Un gros merci à tous les professionnels de recherche du CEF, en particulier Tech, Mélanie et Luc. Et pour le support statistique, et sa capacité hors du commun à transmettre sa passion pour l'écologie et la statistique, je remercie Pierre Legendre. Sans votre présence, mon projet n'aurait sans doute pas existé sous cette forme.

Merci à toute l'équipe du labo de la Chaire industrielle CRSNG – UQAT – UQAM en aménagement forestier durable. D'abord, merci à Dominic (et à Sandrine) pour avoir littéralement transformé l'ambiance du labo en la rendant davantage propice à un travail efficace! Merci à Popo qui, avec ses connaissances inouïes sur la structure des forêts, m'a fait comprendre ce que c'était concrètement. Merci à Pipi et à Annie-Claude pour leur support technique avec R et ArcGIS. Vous êtes trop fortes les filles! Merci à Cécile, Johann, Pierre et Amar pour avoir enrichi l'ambiance du labo. Aussi, merci à Jeanne pour son support moral lors des derniers milles (les plus pénibles!) de ma maîtrise. Finalement, merci à tous ceux que je n'ai pas nommés ci-haut, mais qui m'ont accompagné lors des pauses diner et café (et scones), au Benelux ou dans quelconques soirées, souvent inoubliables. Ici, je pense particulièrement à Simon Paradis et à Marc-Olivier Audet, les deux seules personnes de mon entourage à qui j'ai pu parler quotidiennement et continuellement de hockey. Sans votre présence dans ma vie, l'envergure de mon projet aurait été nettement plus limitée.

Le plus gros des mercis va à Laurie pour son support constant hors du bureau. Sans toi, je ne serais sans doute jamais devenu biologiste et je ne serais pas en train de remercier tout ce beau monde. Merci pour les belles années qu'on a passées ensemble dans la jungle montréalaise, j'en garderai des souvenirs inoubliables. Évidemment, je n'aurais pu y parvenir sans le support de ma famille tout au long de mes études. Merci à mes parents, Nicole et Jean-Rock, qui m'ont supporté dans la poursuite de mes études en écologie, un domaine plutôt indigeste pour des parents typiques! Merci à ma sœur, Marie-Line, à mon beau-frère Bruno et à mon filleul Ludovic. Votre présence au quotidien me manquera énormément.

Par ailleurs, ce travail de recherche a été supporté financièrement par la subvention CRDPJ 395368 (*Eastern boreal mixedwoods: Multiscale analysis of stand structure, dynamics and silviculture*) du programme Recherche et développement coopérative du CRSNG.

Finalement, je tiens à mentionner que j'ai beaucoup apprécié l'école de pensée sur l'aménagement écosystémique véhiculée par les chercheurs de la *Chaire en aménagement forestier durable*. Celle-ci a radicalement changé ma perception de l'aménagement forestier, pour le mieux, en contrastant ma vision préconçue, elle-même forgée par ma formation technique en pâtes et papiers et mes quatre étés de reboisement intensif d'épinette noire. J'espère être en mesure de transmettre efficacement et rigoureusement ces connaissances au lac, une région qui, je crois, en a vivement besoin.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
RÉSUMÉ GÉNÉRAL	xi
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
Problématique.....	1
État des connaissances.....	3
Particularités de la forêt boréale mixte.....	3
Évolution de la structure en absence de perturbations	5
Altération de la structure par les perturbations secondaires	9
Analyse de la structure	11
 CHAPITRE I	
TYPOLOGIE STRUCTURALE DES PEUPEMENTS MÉLANGÉS DE LA FORÊT BORÉALE DE L'OUEST DU QUÉBEC	17
1.1 Résumé	17
1.2 Introduction.....	19
1.3 Aire d'étude	22
1.4 Données et méthodes	24
1.4.1 Paramètres typologiques	24
1.4.2 Confrontation des typologies c-means et k-means	27
1.4.3 Triangle des structures	28
1.4.4 Influence de la composition sur la structure	29
1.4.5 Détermination du potentiel de régénération sylvicole	29
1.4.6 Influence des perturbations secondaires sur la structure.....	30
1.5 Résultats.....	31
1.5.1 Paramètres typologiques	31
1.5.2 Confrontation des typologies c-means et k-means	37
1.5.3 Triangle des structures	38
1.5.4 Influence de la composition sur la structure	38
1.5.5 Strate de gaules et le potentiel de régénération sylvicole	39
1.5.6 Influence des perturbations secondaires sur la structure.....	43
1.6 Discussion.....	45

1.7	Conclusion	51
	APPENDICE A.....	53
	APPENDICE B.....	55
	APPENDICE C.....	59
	APPENDICE D.....	61
	APPENDICE E.....	63
	APPENDICE F.....	65
	APPENDICE G.....	67
1.8	Bibliographie.....	68
CHAPITRE II		
ROBUSTESSE D'UNE TYPOLOGIE STRUCTURALE : INVESTIGATION		
SUR L'HÉTÉROGÉNÉITÉ STRUCTURALE DE PEUPEMENTS EN		
FORÊT BORÉALE MIXTE.....		
		79
2.1	Résumé.....	79
2.2	Introduction.....	81
2.3	Aire d'étude	82
2.4	Données et méthodes	84
	2.4.1 Typologie structurale.....	84
	2.4.2 Description des placettes d'un hectare étudiés.....	84
	2.4.3 Évaluation de la robustesse typologique	85
2.5	Résultats.....	86
	2.5.1 Robustesse typologique à l'échelle de 400 m ²	86
	2.5.2 Robustesse typologique des échelles supérieures	86
	2.5.3 Sensibilité typologique à la détection des tiges de fort calibre	88
2.6	Discussion.....	91
2.7	Conclusion	94
	APPENDICE H.....	95
2.8	Bibliographie.....	96
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		
		99
BIBLIOGRAPHIE.....		
		103

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Répartition des placettes-échantillons temporaires utilisées dans le territoire d'étude (5a : n = 396 et 6a : n = 65).	23
1.2 Schéma du triangle des structures, représentation équilatérale (Adapté de Herbert et Allegrini, 2000). Les classes de diamètre (DHP) sont PB= 20-25cm, MB=30-45cm et GB=50 cm et plus.	28
1.3 Silhouette plot des 461 placettes-échantillons temporaires.....	32
1.4 Représentation des types <i>c-means</i> sous leur forme cumulée relative. A) la surface terrière moyenne cumulée absolue; B) la densité moyenne cumulée absolue.....	33
1.5 Représentation des types <i>k-means</i> sous leur forme cumulée relative. A) la surface terrière moyenne cumulée absolue; B) la densité moyenne cumulée absolue.....	34
1.6 Représentation des types <i>c-means</i> sous leur forme non cumulée absolue. A) surface terrière moyenne absolue; B) densité moyenne absolue.....	35
1.7 Boîte à moustache représentant les principaux paramètres typologiques en fonction du type <i>c-means</i> , en occurrence la surface terrière (A), la densité (B), le volume (C) et le DHP moyen (D)	36
1.8 Triangle des structures représentant la distribution moyenne des types (T1 à T8) en fonction de la dimension des arbres.....	40
1.9 Déviations des quatre principales trajectoires successioneilles en forêt boréale mixte	41
1.10 Pourcentages cumulés exprimant la composition moyenne des types structurellement ordonnés en termes de A) surface terrière et de B) densité	42
1.11 Pourcentage de chaque groupe de gaulis : résineux tolérants, feuillus intolérants, arbustes ligneux et absence de régénération pour chaque type structural, selon leur abondance en terme de surface terrière.....	43
1.12 Déviance d'une distribution espérée : composition vs structure.....	44

2.1	Carte du lac Duparquet (Abitibi, Québec, Canada) montrant la localisation des zones incendiées d'intérêt, avec l'année du plus récent feu. Les points noirs représentent les bornes qui délimitent chaque hectare.....	83
2.2	Plan de découpage des quatre hectares permanents. Les superficies de 400 m ² , 600 m ² et 800 m ² sont représentées pour chacun d'entre eux (A : 1916; B : 1870; C : 1847; D : 1823). En rouge : les portions non utilisées suite au découpage; en vert : les portions appartenant à un autre polygone forestier	89
2.3	Boite à moustache représentant la distribution de la taille de la plus grosse tige soustraite pour réaliser la typologie N-1 par type structural.....	90

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Résultats des mesures de validation interne obtenus par les algorithmes de groupement <i>c-means</i> et <i>k-means</i>	31
1.2 Distribution des objets résultant d'une typologie à 8 types avec les algorithmes de groupement <i>k-means</i> et <i>c-means</i> . En rouge gras sont mis en évidence les placettes appartenant à un type commun.	37
2.1 Distribution des types structuraux au sein des quatre hectares permanents à l'étude, à l'échelle du 400 m ² , de 600 m ² et de 800 m ² . Pour chacune des échelles, les résultats sont présentés sous forme de valeur absolue (Abs) et de pourcentage cumulé (%).....	87
2.2 Pourcentage d'erreur différence de pourcentage entre deux analyses discriminantes présentées à l'Appendice 2.1 (Témoin et N-1)	88

RÉSUMÉ

La structure interne des peuplements mélangés boréaux est un attribut clef, entre autres pour le maintien de la biodiversité et de la productivité forestière. Dans le contexte où l'on vise à diversifier des pratiques sylvicoles et à permettre une prise de décision alimentée par une reconnaissance plus fine de la structure et la dynamique des peuplements mélangés, les outils actuellement disponibles aux aménagistes s'avèrent largement inadéquats. Afin de combler cette lacune, notre principal objectif visait à élaborer une typologie structurale fine des peuplements mélangés de l'Ouest du Québec en se basant sur la distribution de la densité et de la surface terrière des arbres commerciaux. L'analyse a été effectuée sur 461 placettes-échantillons temporaires provenant du Ministère des ressources naturelles situées dans les régions écologiques 5a et 6a. Les types structuraux de référence ont ensuite été ordonnés en suivant leur succession structurale théorique afin d'évaluer *a posteriori* l'influence de la composition et des perturbations secondaires sur la structure forestière. La robustesse de la typologie, à savoir son pouvoir d'extrapolation spatiale à une unité d'intervention (i.e. le peuplement forestier cartographique), a été testée sur quatre hectares de forêt mélangée qui contiennent une variabilité structurale se rapprochant de celle observée à l'échelle de l'unité d'intervention. Dans chacun d'entre eux, tous les arbres ont été cartographiés et mesurés, ce qui a permis de recréer des sous-placettes de taille variable. Les résultats suggèrent qu'il est possible de résumer le gradient structural du territoire d'étude en huit types structuraux à l'échelle de la placette-échantillon (400 m²) et représentatifs des parcelles forestières plus grandes. Des relations entre la structure des peuplements et les effets de la composition et de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ont pu être identifiées. Ceci suggère un cadre duquel il sera possible de prescrire des cibles d'aménagement adaptées à la structure interne des peuplements et ainsi mitiger les conséquences de l'aménagement sur la biodiversité et la productivité des forêts.

MOTS-CLÉS : Forêt boréale mixte; Structure forestière; Composition forestière; Tordeuse des bourgeons de l'épinette; Aménagement forestier écosystémique.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Problématique

La forêt boréale occupe près du tiers de la superficie forestière mondiale (CCMF 2012). Ce biome se distingue par deux traits fondamentaux. Avant tout, son climat froid représente une contrainte à l'établissement et au maintien des espèces végétales dont le métabolisme est presque nul en hiver (Bonan et Shugart, 1989). La forêt boréale est aussi un biome fortement perturbé. Ses paysages sont dynamisés par la récurrence des incendies forestiers (Rowe et Scotter, 1973 ; Heinselman, 1981 ; Johnson, 1992) et des épidémies d'insectes (Blais, 1983). Au fil des générations, certaines espèces arborescentes de la forêt boréale se sont adaptées à ces perturbations, par exemple en développant des mécanismes leur permettant de coloniser les brûlis ou en profitant d'autres traits qui favorisent leur survie et maintien en périodes d'absence de feux (Bergeron 2000).

En Amérique du Nord, dans les années 1970, une décennie associée au développement de la mécanisation des opérations de la récolte, la forêt boréale est devenue économiquement attrayante pour l'industrie, on a alors commencé à y faire un aménagement extensif planifié (Coulombe *et al.*, 2004 ; Boucher *et al.*, 2009). La recherche scientifique, qui a connu à cet époque un véritable essor, s'est orientée vers l'étude des feux de forêts, principale menace à la ressource (Heinselman, 1973 ; Rowe et Scotter, 1973 ; Van Wagner, 1978). Cet intérêt pour les feux a ouvert la voie à des recherches plus fondamentales sur la dynamique forestière qui avaient pour objectif de documenter les interactions entre les espèces, les écosystèmes, les paysages et les régimes de perturbation (Dix et Swan, 1971 ; Heinselman, 1981 ; Pickett et White, 1985).

De 1986 jusqu'à tout récemment, la *Loi sur les forêts* du Québec planifiait une normalisation de la structure d'âge des paysages forestiers dans l'optique d'assurer un rendement soutenu de la matière ligneuse (Coulombe *et al.*, 2004). Or, les recherches menées au cours des dernières années ont remis en question les suppositions qui avaient jusqu'alors justifié un aménagement extensif de la forêt boréale de l'Est de l'Amérique du Nord (Gauthier, Leduc et Bergeron, 1996 ; Bergeron *et al.*, 1999 ; Bergeron *et al.*, 2006). Par exemple, on reconnaît maintenant que la forêt de l'est du Canada présentait historiquement une moyenne d'âge nettement plus élevée que celle de la révolution forestière qui varie

généralement entre 60 et 100 ans. Les intervalles entre les feux se sont donc avérés plus longs en moyenne que ceux qui avaient été assumés à partir de recherches menées dans le Canada continental (Gauthier *et al.*, 1996 ; Bergeron *et al.*, 2006 ; Bouchard, Kneeshaw et Bergeron, 2008). Il en résulte aujourd'hui que les paysages forestiers aménagés depuis plusieurs décennies apparaissent significativement plus jeunes que ceux des territoires non aménagés, soumis à un régime de perturbations naturel depuis les 8000 dernières années (Cyr *et al.*, 2009).

L'altération des paysages forestiers par l'aménagement soulève des enjeux quant à la résilience des forêts aménagées, quant à de la durabilité de la ressource forestière et quant au maintien de la diversité biologique (CCMF, 2003 ; Coulombe *et al.*, 2004 ; Gauthier *et al.*, 2008). Par exemple, en Fennoscandinavie, l'aménagement intensif de la forêt boréale qui s'opère depuis plus d'un siècle a profondément changé la dynamique et le caractère naturel des écosystèmes forestiers, ce qui a entre autre causé une diminution importante de la variabilité structurale des peuplements (Lähde, Loile et Norokorpi, 1999) et de la diversité biologique (Berg *et al.*, 1994 ; Östlund, Zackrisson et Axelsson, 1997 ; Rassi *et al.*, 2001). Dans la forêt boréale de l'Est de l'Amérique du Nord, l'homogénéisation des paysages forestiers par l'aménagement et la raréfaction des vieilles forêts sont identifiées comme des menaces importantes au maintien de la biodiversité (Gauthier *et al.*, 2008 ; Cyr *et al.*, 2009), un élément clef associé à la résilience des écosystèmes (Walker, Kinzig et Langridge, 1999).

Avec l'adoption de la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, le gouvernement du Québec a changé ses paradigmes en préconisant la mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique (Québec, 2013). Cette stratégie a comme objectif de concilier le maintien d'écosystèmes sains et résilients de même que la durabilité de la ressource ligneuse et de l'industrie forestière. Pour ce faire, l'aménagement forestier écosystémique mise sur une réduction des écarts entre les paysages naturels et aménagés (Grumbine, 1994 ; Christensen *et al.*, 1996 ; Gauthier *et al.*, 2008). Le concept, originalement développé pour l'aménagement des forêts de la Côte-Ouest américaine, a été adapté pour répondre aux besoins de divers environnements. La mise en œuvre de l'aménagement écosystémique est donc intimement liée à une connaissance et à une compréhension plus approfondies des écosystèmes naturels et aménagés (Christensen *et al.*, 1996). À cet égard, un aspect important dans la mise en application de l'AFÉ est l'acquisition de connaissances

finies sur la structure, la composition et la dynamique naturelle des peuplements forestiers (Harvey *et al.*, 2002).

État des connaissances

Une brève revue de littérature sur le sujet d'étude est synthétisée en quatre sections. Celles-ci déclineront succinctement (1) les principales particularités de la forêt boréale mixte, (2) comment la structure est susceptible d'y évoluer en absence de perturbations et (3) comment les perturbations secondaires sont susceptibles de l'altérer. Finalement, une dernière section présentera (4) les principales approches de classification structurale et plus spécifiquement l'approche privilégiée dans cette étude.

Particularités de la forêt boréale mixte

La région d'étude, c'est-à-dire l'ensemble des régions écologiques 5a et 6a (Saucier et Robitaille, 1998), est située dans la ceinture d'argile de Québec et de l'Ontario, une large région physiographique créée par les dépôts lacustres résultant de l'extension des lacs proglaciaires Barlow et Ojibway (Vincent et Hardy, 1977). Au sein de cette région, les plaines partiellement remaniées ou érodées avec des dépôts morainiques sont intercalées dans les lacs proglaciaires (Bergeron *et al.*, 1982). Les dépôts lacustres, glaciolacustres de texture fine (argile) et grossière (sable) ainsi que les dépôts organiques sont les dépôts dominants (Bouin et Berger, 2002; 2005). L'abondance de dépôts riches à textures fines est en partie responsable de l'abondance du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* [Mich.]) et de la prolifération de nombreux peuplements mélangés (Sims et Uhlig, 1996). En Abitibi spécifiquement, ajoutons les effets anthropiques de la colonisation et du défrichage à partir des années 1920 ainsi que, subséquemment, le développement forestier et minier et l'abandon des terres agricoles dans la région.

L'abondance des peuplements feuillus et mélangés au sein du territoire d'étude s'explique aussi par un cycle de feu plutôt court, comparé à celui de la Côte-Nord par exemple (Bergeron *et al.*, 2004; Cyr, Gauthier et Bergeron, 2007; Bouchard, Kneeshaw et Bergeron, 2008), en raison de la plus faible quantité de précipitations (Blouin et Berger, 2002; 2005). Dans la région d'étude, la perturbation naturelle qui module le paysage de la façon la plus significative demeure le feu (Bergeron *et al.*, 2004). Conséquemment, la

structure et la composition des forêts reflètent le temps écoulé depuis le dernier incendie (Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000; Arseneault, 2001) de même que par les traits fonctionnels des espèces, incluant les modes de reproduction après et en absence de perturbations, la tolérance à l'ombre, le taux de croissance et la longévité relative. Outre les incendies forestiers, la structure des peuplements boréaux mixtes est également modulée par des perturbations secondaires telles que les épidémies d'insectes, les chablis, les maladies et la sénescence naturelle des arbres. D'ailleurs, les épidémies d'insectes peuvent opérer à des échelles supérieures que celle des feux, mais celles-ci génèrent des patrons de perturbation plus fins (Kneeshaw et Bergeron, 1998).

Au fil du temps, les espèces d'arbre de la forêt boréale ont développées diverses adaptations qui leurs permettent de tolérer les perturbations naturelles récurrentes. Incidemment, les traits vitaux actuels de ces espèces (voir Appendice F) nous permettent entre autre d'expliquer leur stade successional, leur spécialisation envers certaines niches écologiques ou encore leur répartition sur l'ensemble du territoire. Conséquemment, les essences résineuses les plus communes de la forêt boréale mixte sont l'épinette noire (*Picea mariana* [(Miller) Britt.]), l'épinette blanche (*Picea glauca* [(Moench) Voss]), le sapin baumier (*Abies balsamea* [(L.) Miller]), le pin gris (*Pinus banksiana* [Lambert]), le thuya de l'Est (*Thuja occidentalis* [L.]) et le mélèze laricin (*Larix laricina* [(Du Roy) K. Koch]) tandis que les principales essences feuillues sont le peuplier faux-tremble, le peuplier baumier (*Populus balsamifera* [L.]) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera* [Marshall]) (Grondin, Blouin et Racine, 1998).

En moindre partie, on retrouve d'autres espèces dans le territoire d'étude, telles que le pin blanc (*Pinus strobus* [L.]), le pin rouge (*Pinus resinosa* [Ait.]), le frêne noir (*Fraxinus nigra* [L.]), l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* [L.]), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* [Britt.]) et l'érable rouge (*Acer rubrum* [L.]). Pour la plupart, ces espèces se retrouvent à la limite nord de leur répartition et occupent généralement des niches écologiques davantage spécialisées.

Diverses adaptations expliquent la présence de ces espèces dans le territoire d'étude. Par exemple, la résistance aux feux de surface des gros pins rouges et blancs est attribuable à leur épaisse écorce tandis que les peuplements feuillus résistent un peu plus la propagation du feu, simplement parce que leur feuillage est moins inflammable que celui des conifères. Les

adaptations de l'épinette noire, du pin gris, du peuplier faux-tremble et du bouleau à papier agissent pour assurer la résilience (plutôt que la résistance) des peuplements en favorisant la régénération après feu. Dans le cas du sapin baumier, de l'épinette blanche et du thuya de l'Est, leur maintien est plutôt associé à leur tolérance à l'ombre et leur longévité, à l'exception du sapin.

Évolution de la structure en absence de perturbations

En forêt boréale, le feu est la perturbation à l'origine de l'initiation d'une majorité de peuplements (Johnson, 1992 ; Payette, 1992). À petite échelle, la susceptibilité au feu d'un peuplement varie selon les facteurs endogènes tels que sa topographie, son altitude, son type de dépôt, sa végétation, son degré d'exposition au soleil, à la présence de et selon les facteurs exogènes comme les conditions météorologiques précédant l'allumage, la vitesse et la direction du vent (Dansereau et Bergeron, 1993; Hély, Bergeron et Flannigan, 2000; Cyr, Gauthier et Bergeron, 2007). La sévérité variable des feux contribue à diversifier la structure des forêts et peuplements en préservant des îlots intacts de tailles variables et des mélanges d'arbres morts et vivants dans différentes proportions (Bergeron *et al.*, 2002). La sévérité d'un feu influence également les caractéristiques du sol, notamment le degré de combustion de l'horizon organique, un facteur essentiel pour expliquer les divers patrons de succession (Bergeron et Dubuc, 1989; Gauthier *et al.*, 2008), de même que la composition des peuplements (Arseneault, 2001).

Une fois le peuplement initié, sa structure interne sera modelée par les caractéristiques biophysiques du milieu, les taux de croissance des arbres présents, la mortalité des arbres liés à la compétition intra- et interspécifique et au vieillissement naturel et/ou aux événements de perturbations mineurs (i.e. sénescence chablis, épidémies légères, etc.) ainsi que l'établissement de la régénération dans les peuplements mûrs. Réciproquement, les caractéristiques structurales d'un écosystème forestier influenceront les conditions microclimatiques (i.e. la disponibilité de lumière, l'humidité, la température, etc.) et les conditions d'habitat qui supportent les communautés d'espèces animales et végétales qui y sont associées (Brais *et al.*, 1995). Ainsi, la configuration structurale d'un peuplement lui confèrera une résistance et une résilience particulière qui se répercutera sur la sélectivité et la sévérité des événements perturbateurs et entraînera des répercussions divergentes sur la

structure de ce peuplement (e.g. Cooke et Lorenzetti, 2006; Cyr, Gauthier et Bergeron, 2007).

À l'échelle du peuplement, selon le type de dépôt dominant, on distingue différentes trajectoires successionales qui sont propices au développement de peuplements mélangés (Bergeron et Dubuc, 1989 ; Brassard et Chen, 2006). Plus généralement, on illustre ces trajectoires par le concept de succession forestière, défini comme étant la somme des changements dans la structure et la composition des écosystèmes forestiers dans le temps (Oliver et Larson, 1990). En forêt boréale mixte, Brassard et Chen (2006) distinguent quatre stades développementaux d'un peuplement mélangé en se basant sur la distinction structurale induite par le régime de perturbation : 1) l'initiation du peuplement; 2) l'exclusion des tiges : 3) la transition de la canopée et 4) la dynamique des trouées.

En se servant du temps moyen depuis le dernier feu comme un *proxy* du cycle de feu moyen, certains chercheurs ont proposé une approche de modéliser les proportions théoriques des divers stades de développement de la forêt pour des territoires dont le paysage serait en équilibre avec le cycle naturel du feu (Bergeron *et al.*, 1999 ; Harvey *et al.*, 2002). Ceux-ci définissent alors ces stades de développement par *cohorte structurale*. La succession forestière y est caractérisée par trois stades larges de développement dans la succession forestière auxquels certaines combinaisons de structure et composition sont associées. Notons que, à l'exception de la 1^{ère} cohorte de Bergeron et Harvey (1997), le concept de « cohorte structurale » de ces auteurs ne se concorde pas exactement avec le sens du terme « cohorte » qui réfère généralement à un groupe d'arbres qui s'est établi à peu près en même temps ou dont la croissance libre a été initiée à la suite d'une perturbation majeure (Gauthier *et al.*, 2008).

Sur site mésique, la « 1^{ère} cohorte » est généralement composée de peupliers faux-trembles et de bouleaux blancs se régénérant de façons végétatives après feu, dans la mesure où ces espèces étaient déjà présentes dans le peuplement d'origine (Bergeron et Dubuc, 1989; Bergeron et Harvey, 1997; Bergeron, 2000). Ces espèces dominent rapidement la canopée en raison de leur fort taux de croissance, comparativement à celui des conifères. La première cohorte est composée d'arbres qui régénèrent le peuplement et dominent la canopée immédiatement après la perturbation, souvent des suites d'un feu sévère. Les peuplements immatures et matures de première cohorte sont généralement relativement homogènes et équiens, en pessière du moins. Toutefois, une proportion variable d'arbres vétérans ayant

survécu à la perturbation antérieure peut contribuer à complexifier la structure d'âge et à diversifier la régénération subséquente (Gauthier *et al.*, 2008).

Une fois la « 1^{re} cohorte » équiennne complètement établie, l'éclaircissement naturel des tiges débute environ 70 ans après l'établissement du peuplement, dépendamment de la productivité du site, en raison de l'intense compétition envers les ressources environnantes : c'est le stade d'exclusion des tiges (Chen et Popadiouk, 2002). La mortalité des arbres de la « 1^{re} cohorte » engendre des trouées dont la taille influence la quantité de lumière qui atteint le sol. Une faible taille des trouées rend difficile l'établissement d'une « 2^e cohorte » de feuillus intolérants à l'ombre et peu d'entre eux parviendront à se hisser en haut de canopée et à composer la 2^e cohorte.

L'étape de la transition de la canopée s'enclenche alors que la proportion de feuillus intolérants dominants diminue, souvent dû à la mortalité « densité indépendante ». Ceux-ci sont alors remplacés par des conifères tolérants à l'ombre d'emblé préétablis en sous-canopée, mais supprimés en raison des conditions ombragées. Ils parviennent alors à croître librement en profitant des ouvertures créées par la mort d'individus dans la strate arborescente. Par ailleurs, en se décomposant graduellement, les débris ligneux au sol, associés à la mortalité des arbres de la « 1^{re} cohorte », deviennent des substrats de germination favorables à l'établissement d'une 3^e cohorte de conifères tolérants à l'ombre (Messier *et al.*, 1999 ; Robert *et al.* 2012). Le peuplement dit de « 2^e cohorte » est alors mixte et souvent à dominance résineuse. La rapidité avec laquelle un peuplement feuillu pionnier évolue vers un peuplement mélangé ayant une structure moins régulière varie largement (Chen et Popadiouk, 2002). On assume généralement que la seconde cohorte débute entre 75 et 125 ans après la perturbation initiale (Bergeron *et al.*, 1999; Harvev *et al.*, 2002) mais, en réalité, cette fenêtre de transition est probablement plus étendue.

Finalement, en absence prolongée de perturbation majeure, la « 3^e cohorte » est caractérisée par une dynamique des trouées opérant à une échelle fine (Chen et Popadiouk, 2002). Park *et al.*, (2005) ont observé que ces processus tendent à favoriser de fortes associations, résultant du remplacement du peuplement après feu et de la dynamique des perturbations secondaires créant des trouées. De plus, les ouvertures dispersées dans la canopée favorisent le recrutement de nouvelles cohortes de régénération et tendent à générer une structure inéquiennne et une composition mixte à dominance résineuse et avec une forte

diversité dans la taille des arbres (Paré et Bergeron, 1995). L'abondance des résineux tend donc à augmenter avec le temps depuis le dernier feu, au détriment des feuillus pionniers (Bergeron et Dubuc, 1989; Bergeron et Dansereau, 1993; Bergeron, 2000). En absence de perturbation sévère, la troisième cohorte est maintenue en place grâce à une balance entre les taux de mortalité et de régénération (Chen et Popadiouk, 2002). En fin de succession, les peuplements sont donc composés d'arbres appartenant à diverses classes d'âge, car leur recrutement résulte de divers événements perturbateurs (Bergeron, 2000). Il est généralement reconnu que la structure interne des peuplements tend à se complexifier au fil du temps (Park *et al.*, 2005). De plus, ces peuplements de structure irrégulière, avec de multiples espèces d'arbres et de tailles, sont souvent associés à une haute biodiversité (Buongiorno *et al.*, 1994). Cette diversité de substrat permet en outre la présence simultanée d'organismes associés au bois à différents stades de dégradation (Saint-Germain, Drapeau et M. Buddle, 2007).

Enfin, de manière générale, on suppose qu'après 150 ans, voire 200 ans, il n'y a pratiquement plus de d'arbres vivants de la première cohorte, composée d'essences pionnières peu longévives, établis immédiatement après la perturbation d'origine (Harvey *et al.*, 2002). Ces peuplements multi-étagés de deuxième et de troisième cohorte ont des structures d'âges qui peuvent se rapprocher grandement d'une structure inéquienne.

En utilisant le temps moyen depuis le dernier feu comme *proxy* du cycle de feu, il est donc possible de prédire, théoriquement, la proportion des divers stades de développement – les trois cohortes – que devrait occuper une forêt. La forêt préindustrielle de la région écologique 5a, les Basses-terres de l'Abitibi (Saucier *et al.*, 1998), avec un temps moyen depuis le dernier feu de 140 ans, serait composée de 45 à 55% de peuplements de 1^{re} cohorte, 23 à 26 % de peuplements de seconde cohorte et 20 à 30% de peuplements de troisième cohorte (Bergeron *et al.*, 2002; Harvey *et al.*, 2002). Quant à elle, avec un temps moyen d'environ 150 ans, la forêt préindustrielle de la région écologique 6a contiendrait une proportion de forêts mûres et surannées (> 100 ans) de 57%, dont 20% aurait plus de 200 ans (Gauthier *et al.*, 2004). Ces proportions fournissent notamment un indice de la structure d'âge de la forêt, mais aussi de la composition et de la structure des peuplements (Harvey *et al.*, 2002).

Altération de la structure par les perturbations secondaires

Les effets des perturbations secondaires sur les caractéristiques des forêts, telles que la structure et la composition, sont la conséquence de trois principaux traits que représentent l'intervalle, la taille et la sévérité, de moindre ampleur que celle d'une perturbation majeure à l'origine d'un peuplement (Gauthier *et al.*, 2008). Cette enveloppe de variabilité, qui varie d'un événement perturbateur à un autre, fait en sorte que les perturbations secondaires laissent une empreinte totalement différente du feu sur les peuplements forestiers (Gauthier *et al.*, 2008). Dans tous les cas, elles contribuent à diversifier significativement la structure des peuplements forestiers en provoquant la mort diffuse de nombreux arbres, souvent d'espèces particulièrement vulnérables, par exemple le sapin et la tordeuse des bourgeons de l'épinette, en ouvrant la canopée et en recrutant de nouvelles espèces, majoritairement résineuses (Messier *et al.*, 1999).

En absence prolongée de feu, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.] ; TBE) deviennent les perturbations cycliques majeures contrôlant la dynamique forestière dans des forêts ayant une composante importante de sapin baumier (MacLean, 1984; Holling, 1992; Morin, Laprise et Bergeron, 1993). La composition en essences des peuplements avant une épidémie semble influencer positivement la mortalité due aux épidémies de tordeuse (Bergeron et Leduc, 1989). En effet, les épidémies de tordeuse surviennent davantage dans les forêts à dominance résineuse, où la concentration d'arbres hôtes, particulièrement le sapin, est élevée, que dans les peuplements mélangés (D'Aoust Kneeshaw et Bergeron, 2004) et feuillus, où leurs effets sont généralement moindres et négligeables, respectivement. La sévérité des épidémies de TBE serait donc atténuée par une composante feuillue croissante (MacLean, 1984; Bergeron *et al.*, 1995; Kneeshaw et Bergeron, 1998). Les conséquences de la TBE sur la structure des peuplements s'expriment par la création de trouées de faible dimension et sur la composition par la perte de croissance, l'affaiblissement et, ultimement, la mortalité des arbres hôtes (Kneeshaw et Bergeron, 1998).

Dans la région écologique 5a, la majorité des ouvertures recensées par D'Aoust, Kneeshaw et Bergeron, (2004) étaient inférieures à 0,1 ha. De plus grandes ouvertures pouvant atteindre plus d'un ha et un maximum de 6 ha. Les auteurs ont remarqué que la dimension des ouvertures augmente avec l'augmentation de l'âge depuis le dernier feu. La distribution des trouées n'est pas aléatoire, les effets de la TBE se faisant ressentir plus

intensément dans certains secteurs que dans d'autres. Selon le MRN (2012), lors de la plus récente épidémie, les effets de la tordeuse ont touché environ 17% du territoire de l'Abitibi-Témiscamingue.

Selon le MRN (2013), l'extrême sud de la région écologique 6a coïncide avec la limite nordique de la répartition de la tordeuse. Ce territoire est dominé par de vastes pessières, où l'épinette noire, une hôte secondaire défoliée par la tordeuse, est affectée mortellement lors de niveau épidémique (Boulangier *et al.*, 2012). Ainsi, les sapinières sont peu abondantes, ce qui résulte en des épidémies moins sévères (Bergeron *et al.*, 1998). L'influence de la tordeuse sur la structure et la composition de ces rares sapinières est relativement faible (Bergeron *et al.*, 1998). En général, Harper *et al.*, (2002) ont constaté que l'activité de la TBE est très faible pour la région à l'étude, entre 1 et 2 % des peuplements ont été affectés, ceux-ci étant surtout dans la classe d'âge 100 à 150 ans où l'abondance de sapin baumier est plus élevée.

Les trouées créées par la tordeuse permettent à la régénération préétablie de sapin et d'épinette de croître librement (MacLean, 1984). Les plus grandes trouées contribuent à maintenir une composante, quoique généralement faible, de feuillus dans les vieux peuplements en raison de leur plus grande capacité à s'établir en pleine lumière (Brassard et Chen, 2006). Selon Bergeron et Dansereau (1993), les impacts des épidémies de tordeuse peuvent se traduire en une régression des peuplements résineux vers des peuplements mixtes décidus en favorisant, par la mortalité du sapin, le recrutement des espèces intolérantes à l'ombre, cela interrompant systématiquement la succession naturelle vers les peuplements résineux. Au Nouveau-Brunswick, selon la composition et la structure du peuplement avant l'épidémie, la réponse du peuplement peut prendre diverses tangentes qui résulteront toujours en un cycle continu de forêt dominée par le sapin (Baskerville, 1975). En absence prolongée de feu, le thuya, une espèce considérée longévive, non hôte à la tordeuse et tolérante à l'ombre par Burns et Honkala (1990), devrait devenir de plus en plus abondant (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Brassard et Chen, 2006).

Les épidémies de la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* [Hubner]) ont des impacts périodiques sur les feuillus, essentiellement sur le peuplier faux-tremble et dans une moindre mesure sur le peuplier baumier et sur le bouleau à papier (Chen et Popadiouk, 2002). D'après Cooke et Lorenzetti, (2006), cinq épidémies de livrée des forêts ont eu cours durant les 70 dernières années au Québec, entre 1930 et 1939, 1949 et 1954, 1965 et 1968, 1978 et 1982

puis 1999 et 2003, ce qui correspond plus ou moins au cycle de 10 ans associé aux populations naturelles de livrée des forêts. Plusieurs années consécutives d'infestation par la livrée affaiblissent les peupliers faux-tremble, causant parfois une mort prématurée (Senécal, Kneeshaw et Messier, 2004). Néanmoins, la mortalité d'arbres hôtes suite à une seule période de défoliation est rare, bien que ceux-ci puissent devenir plus vulnérables à d'autres stress et inférer la sénescence de l'arbre. La mortalité directe ou indirecte des peupliers favoriserait par ailleurs la croissance des conifères suivant la formation de trouées, ce qui engendrerait une diversification de la structure et de la composition des peuplements (Gauthier *et al.*, 2008). D'autres perturbations ont cours dans la forêt boréale mixte, les plus documentés étant le chablis ainsi que d'autres insectes défoliateurs. De manière générale, ces perturbations, de faible ampleur, affaiblissent parfois les arbres et les rendent plus susceptibles à d'autres agents qui contribuent à la mort des arbres. Bien qu'ils influencent significativement la dynamique forestière, ces agents perturbateurs sont moins bien documentés en raison de leur moindre importance relative.

Analyse de la structure

Traditionnellement, la structure interne d'un peuplement était réduite à la structure de la communauté végétale. Mueller-Dombois et Ellenberg, (1974) ont disséqué la structure d'un peuplement en trois composantes : (1) la composante verticale représentée par la distribution des tiges par hectare par classe de taille et souvent estimée par le diamètre ou la hauteur des arbres; (2) la composante horizontale composée de la distribution spatiale des arbres et (3) la dernière composante, constituée de mesures d'abondance d'espèces.

Kimmins, (2004) définit la structure des peuplements, ou plus généralement la structure de la communauté, comme étant « *The vertical arrangement of canopy layers and plants of different life forms or the horizontal variation in canopy closure and canopy layers or both. Community structure also includes standing dead trees (snags) and decomposing logs on the forest floor (coarse woody debris)* ». La définition de Smith *et al.*, (1997) est plutôt déterminée par des considérations telles que « *the variation in species and age classes (or lack of it), the arrangement of different layers or stories of vegetation (usually differing as to species), and the distribution of diameter classes* ». L'OIFQ, (2003) définit la structure interne d'un peuplement par « l'agencement physique et temporel des composantes végétales

d'un peuplement ». La structure interne des peuplements peut s'exprimer de maintes manières ou d'une combinaison de mesures, par exemple en représentant la distribution diamétrale des tiges, la densité de couvert, la hauteur, l'étagement vertical de la végétation, la quantité, la taille et l'état de décomposition des chicots et les débris ligneux au sol (Staudhammer et LeMay, 2001).

Smith *et al.* (1997) ont décrit la pratique de la sylviculture comme étant « [...] *a kind of process engineering or forest architecture aimed at creating structures or developmental sequences that will serve intended purposes, be in harmony with the environment, and withstand loads imposed by environmental influences* ». Lindenmayer, Franklin et Fisher, (2006) ont commenté, en référence à l'échelle du peuplement, que « *the internal structure and composition of harvested units can have a significant influence on the degree to which a managed forest can sustain biodiversity and maintain an ecosystem* ».

Appliqué à une problématique visant à reconnaître un nombre restreint de structures caractéristiques des peuplements forestiers, de multiples méthodes sont envisageables pour mesurer et classifier la diversité structurale. Dans la plupart des cas, la structure est mesurée par un indice, lui-même estimé à l'aide d'une ou de plusieurs variables indicatrices. Parmi les variables les plus fréquemment utilisées dans des typologies forestières, on évoque l'espèce, la hauteur ou le diamètre, en relation allométrique avec la hauteur, qui, ensemble, traduisent des différences dans la structure verticale et horizontale d'un peuplement (Staudhammer et LeMay, 2001). D'autres variables comme la surface terrière et le nombre de tiges par hectare, le couvert de la canopée et la biomasse peuvent également être utilisées avec une certaine efficacité (Staudhammer et LeMay, 2001). Toutefois, selon Farnden, Moss et Earle, (2003), les variables les plus évidentes comprennent la distribution des classes de diamètre par espèce arborescente et leur arrangement spatial sans aire donnée (c'est-à-dire en tenant compte que de la distribution du diamètre des arbres dans la placette d'échantillon, sans leur position exacte à l'intérieur de cette dernière).

Le choix des indicateurs biologiques de la diversité structurale est aussi très important. Ceux-ci sont regroupés sous trois grandes catégories : ceux basés sur l'identification des espèces clés, ceux basés sur l'identification des structures clés et ceux qui intègrent une combinaison des deux (Lindenmayer, Margules et Botkin, 2000). McElhinny *et al.*, (2005) remarquent actuellement un intérêt accru envers les indicateurs des attributs structuraux clés

parce qu'ils constituent à la fois un substitut pratique à la description de la biodiversité et un élément révélateur de la source de biodiversité de ces écosystèmes forestiers.

Il existe aussi quelques courants de pensée en ce qui concerne l'élaboration d'une classification structurale. Traditionnellement, en foresterie, la composition d'un peuplement oriente souvent les pratiques sylvicoles à privilégier. On a alors tendance à cerner au préalable des types en ne tenant compte que de la composition puis à les décliner en sous-types structuraux (e.g. École ProSylva). Un autre courant de pensée européen consiste à décrire la structure via une indication sommaire de la répartition du volume sur pied en trois grandes classes de diamètre (Schütz, 1997). Ce diagramme à trois entrées, communément appelé « triangle des structures », dans lequel est intégré les proportions relatives de trois catégories de bois (Petits Bois, Moyens Bois et Gros Bois) selon le nombre de tiges, la surface terrière ou le volume. Cette représentation graphique facilite l'approche dynamique de l'évolution des peuplements et, d'un point de vue de l'aménagement, l'approche fournit un outil d'estimation des différents produits de transformation (e.g. déroulage, sciage, bois de pâte). Cependant, on doit déterminer arbitrairement les limites de chaque taille de bois pour rendre possible la détermination des types structuraux (Rosa, 1999).

Au Québec, on retrouve une caractérisation structurale des peuplements forestiers productifs résultant de photo-interprétation (OIFQ, 2009). Celle-ci est décrite par le paramètre « classe d'âge » qui informe à la fois sur la structure du peuplement (régulier, irrégulier ou étagé) et sur l'âge des tiges (équien ou inéquien) qui le composent. Actuellement, le MRN distingue alors les peuplements (1) équiens de structure régulière, (2) inéquiens de structure régulière, (3) de structure irrégulière et (4) de structure étagée. Ces appellations, résultent d'une photo interprétation, en partie vérifiée par l'âge comptée sur les carottes des arbres-études provenant d'inventaire en forêt, et sont appliquées à la totalité des peuplements forestiers productifs du Québec méridional. Bien que ces critères soient facilement évaluables par le photo-interprète, il résume la large variabilité structurale observée en forêt boréale mixte en quelques groupes.

Traditionnellement, la composition des essences dominantes (avec le volume de tiges à l'hectare) est le principal déterminant du traitement sylvicole à privilégier, parfois complémentée par la structure du peuplement. Toutefois, il est possible d'élaborer une typologie purement structurale puis d'évaluer l'influence de la composition *a posteriori*, dans

la mesure où les changements de composition entraînent des changements de structure. En forêt boréale mixte, la succession naturelle des espèces, caractérisée par le recrutement d'une 1^{re} cohorte feuillue et équiennne, d'une 2^e cohorte mixte puis d'une 3^e cohorte à dominance résineuse et inéquiennne, suggère un lien entre la structure et la composition d'un peuplement. Il est alors possible d'évaluer la relation entre la composition et la structure puis de développer des pratiques sylvicoles à la fois adaptées à la structure des peuplements, sans pour autant négliger leur composition, les deux étant indissociables dans une optique d'aménagement forestier durable.

L'approche privilégiée dans le cadre de la présente étude, inspirée des travaux de Farnden, Moss et Earle, (2003), est basée sur la distribution cumulée relative de la surface terrière et de la densité des tiges par classe de diamètre. Elle reconnaît implicitement le large continuum que représente la structure des peuplements à travers le paysage forestier et y distingue certains patrons en se basant uniquement sur la fréquence relative de différentes tailles d'arbres (Farnden, Moss et Earle, 2003). À partir de ces patrons, le continuum peut être rompu en n'importe quel nombre de groupes¹ consistants d'individus similaires et la variation quasi infinie qu'il existe est alors simplifiée et réduite en quelques groupes facilement identifiables (Farnden, Moss et Earle, 2003). Ultimement, cet outil pourrait servir d'assise et intégrer plus efficacement : 1) des cibles structurales, inspirées de la structure des peuplements naturels, dans les pratiques sylvicoles; 2) la dynamique naturelle dans les traitements sylvicoles; et 3) des objectifs structuraux d'habitats dans les prises de décision sylvicoles.

L'échelle à laquelle se manifeste l'hétérogénéité structurale varie largement (Dutilleuil, 1993), et conséquemment, l'échelle à laquelle on estime les attributs structuraux s'avère capitale. À son origine, la foresterie en forêt boréale canadienne a été fortement influencée par une vision d'exploitation à court terme où la principale préoccupation visait l'extraction de la ressource ligneuse au moindre coût. Au Québec, cette influence est illustrée par un régime équien d'aménagement, longtemps appliqué systématiquement à l'ensemble du territoire forestier boréal (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003).

¹ En terme statistique, les groupes résultants sont également nommés types. Puisque ces types regroupent des patrons structuraux, on les nommera «types structuraux».

Dans une optique de caractérisation de la structure des peuplements, une telle vision homogénéisatrice des peuplements est réaliste lorsque le territoire soumis à un aménagement régulier est déjà relativement homogène (Puettmann, Coates et Messier, 2009) et, dans une telle situation, la petite superficie des placettes-échantillons standard (400 m²) serait probablement adéquate. Toutefois, une telle démarche est peut-être moins judicieuse lorsque le territoire en question est caractérisé par une forte hétérogénéité structurale, où la taille des échantillons pourrait être rehaussée.

À partir de « *structure-area-curves* », Zenner, (2005) a investigué l'hétérogénéité de divers attributs structuraux dans dix peuplements anciens de sapin Douglas situés en Orégon. Aux échelles de 100, 500, 1000, 2500 et 5000 m², il a réalisé de multiples itérations en évaluant ces attributs pour en arriver à la conclusion que la variation des forêts les plus complexes devenait stable à partir de placettes d'une superficie de 2500 m² et plus. Naturellement, cette superficie minimale varie selon la complexité des forêts. Dans l'optique d'appliquer des pratiques sylvicoles à l'échelle du peuplement, en fonction des attributs sélectionnés, de tels résultats questionnent le choix de la taille minimale des placettes-échantillons dans les forêts de sapin Douglas en Oregon.

La présente étude ne concerne que les peuplements mélangés et exclut les peuplements feuillus purs, souvent équiens, et conifériens purs, souvent inéquiens. Cette exclusion vise à exclure les diverses trajectoires successioneles qui ne passent pas par l'évolution de peuplements mélangés. De plus, l'étude exclut les peuplements de classe d'âge de 30 ans et moins afin de ne conserver que les peuplements rendus à l'âge d'exploitation. Ces exclusions simplifient grandement le gradient structural à analyser mais, rend potentiellement les distinctions entre les types plus nuancées. Néanmoins, en considérant la forte hétérogénéité structurale qui caractérise les peuplements boréaux mixtes (Park et *al.* 2005), nous sommes en mesure de nous questionner sur la convenance de la taille des placettes-échantillons (d'une taille conventionnelle de 400 m²) et de la capacité de la typologie à décrire la structure de superficies forestières plus grandes.

CHAPITRE I

Typologie structurale des peuplements mélangés de la forêt boréale de l'Ouest du Québec

Sylvain LAROUCHE¹, Alain LEDUC¹, Brian D. HARVEY², Ian MOSS³

¹ Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable.
Université du Québec à Montréal. 141, Avenue du Président-Kennedy,
Montréal, Qc. H2X 1Y4

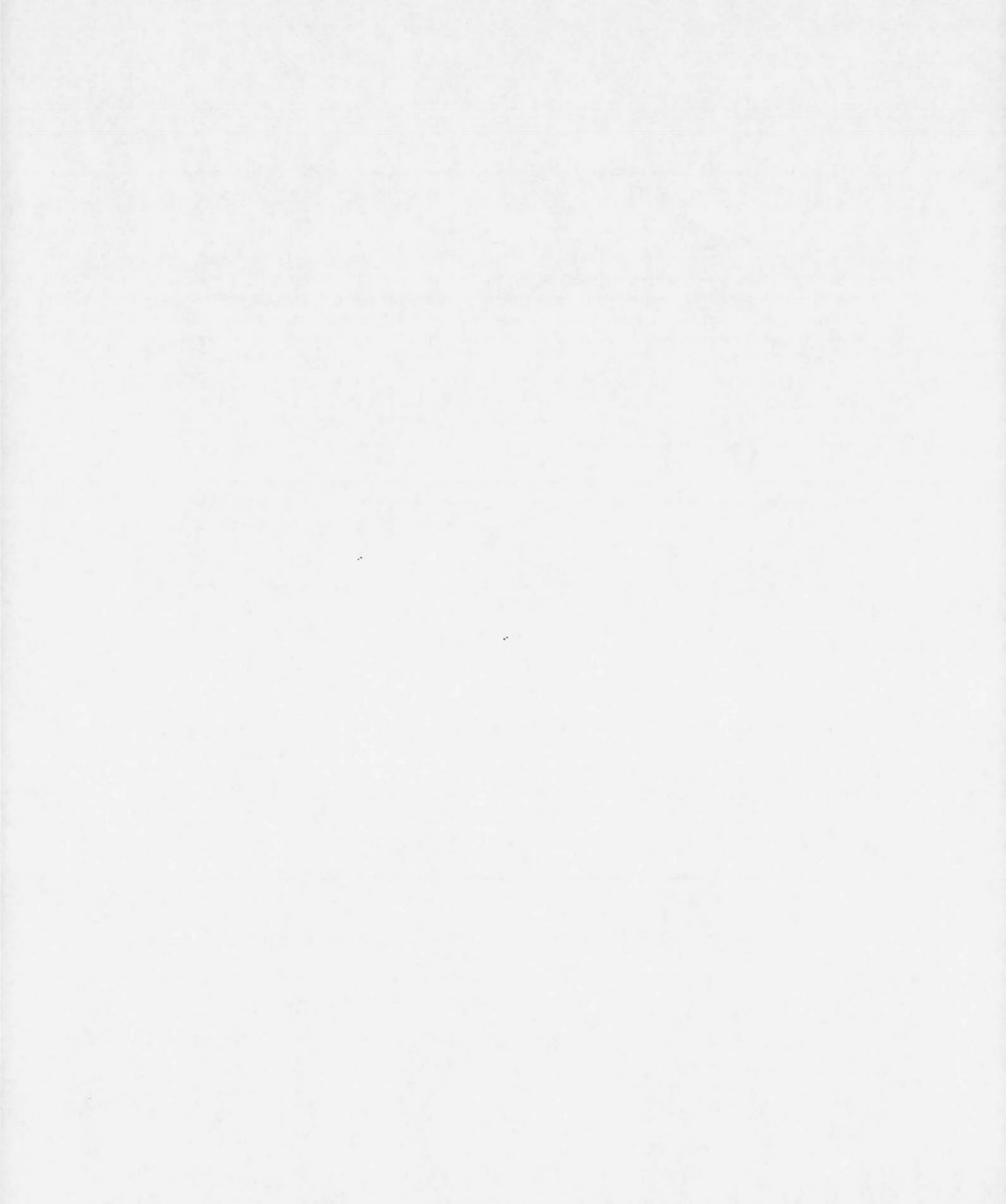
² Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable.
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université,
Rouyn-Noranda, Québec. J9X 5E4

³ ForestTree Dynamics Ltd. 1458, Kingsview Road, Duncan, British-Columbia. V9L 5P1

1.1 Résumé

La structure interne des peuplements mélangés boréaux est un attribut clef, entre autre pour le maintien de la biodiversité et de la productivité forestière. Dans la prise de décision concernant le traitement sylvicole à appliquer dans ces peuplements, leur structure fine pourrait être considérée dans une optique de diversification des pratiques sylvicoles. Afin de répondre à ce besoin, le principal objectif de notre étude visait à élaborer une typologie structurale fine des peuplements mélangés d'une région de la forêt boréale méridionale de l'Est canadien en se basant sur la distribution de la densité et de la surface terrière des arbres commerciaux. L'analyse a été effectuée sur 461 placettes-échantillons temporaires provenant du Ministère des Ressources naturelles (MRN) du Québec. Une fois la typologie élaborée, les types structuraux de référence ont été ordonnés en suivant leur succession structurale théorique afin d'évaluer *a posteriori* l'influence de la composition et des perturbations secondaires sur la structure forestière. Les résultats suggèrent qu'il est possible de résumer le gradient structural des peuplements mélangés du territoire d'étude en huit types structuraux à l'échelle de la placette-échantillon (400 m²). Des relations entre la structure des peuplements et la composition de même que les effets de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ont pu être caractérisées. Nos résultats suggèrent un cadre sylvicole duquel il sera possible de prescrire des cibles d'aménagement adaptées à la structure interne des peuplements dans un objectif de mitiger les conséquences de l'aménagement sur la biodiversité et la productivité des forêts.

Mots-clés : Forêt boréale mixte; Structure forestière; Composition forestière; Tordeuse des bourgeons de l'épinette; Aménagement forestier écosystémique.



1.2 Introduction

Les paysages boréaux à peuplements mélangés sont modelés par des régimes de perturbations (Van Wagner, 1978; Johnson et Gutsell, 1994; Angelstam et Kuuluvainen, 2004) généralement dominés par le feu (Johnson, 1992; Payette, 1992). En Amérique du Nord, ce régime circonscrit une mosaïque de peuplements qui diffèrent les uns des autres par leur âge, leur structure interne et leur composition (Dix et Swan, 1971; Rowe et Scotter, 1973; Johnson, 1992). Les jeunes forêts y sont souvent associées, une canopée dense et uniforme composée de feuillus intolérants. Avec le temps, et sous l'action des perturbations secondaires (e.g. Kneeshaw et Bergeron, 1998; Cooke et Lorenzetti, 2006), les individus qui dominent la canopée seront graduellement remplacés via une dynamique de trouées (Bergeron, 2000; Chen et Popadiouk, 2002). En l'absence du feu, les peuplements équiens de feuillus intolérants peuvent évoluer vers des peuplements de structure inéquienne et de composition mixte (Chen et Popadiouk, 2002). Ces peuplements sont alors caractérisés par une forte hétérogénéité structurale, en raison des nombreux processus qui ont cours à ce stade de la succession (Park *et al.*, 2005). D'une part, cette chronoséquence suggère une relation entre le temps écoulé depuis le plus récent feu et les changements compositionnels (Bergeron et Dubuc, 1989; Frelich et Reich, 1995) et structuraux (Chen et Popadiouk, 2002). D'autre part, dans la portion mélangée de la forêt boréale, la mortalité des résineux matures provoquée par les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Blais, 1983; Morin, Laprise et Bergeron, 1993) pourrait modifier la relation entre la composition et la structure des peuplements ainsi qu'entre le temps écoulé depuis le dernier feu et ces deux descripteurs des peuplements.

Toutefois, jusqu'à récemment, la connaissance des régimes de feu qui caractérisent la forêt boréale était très fragmentaire (Bergeron *et al.*, 2002). Ce manque de compréhension a souvent conduit à des généralisations erronées, telle que l'utilisation non justifiée de la coupe à blanc sur l'ensemble de la forêt boréale, celle-ci étant fondée sur l'hypothèse que le régime de feu est caractérisé par la présence de vastes et fréquents feux sévères produisant des peuplements équiens sur la vaste majorité du territoire (Bergeron *et al.*, 2002). Ainsi, pendant des décennies, la perception de la forêt boréale comme une forêt jeune, équienne et homogène a souvent permis de justifier le recours à un seul mode d'aménagement pour l'ensemble de la forêt boréale. Avec la venue de nouvelles connaissances sur la dynamique

des forêts boréales mixtes de l'est du Canada et leur structure d'âge, il est devenu de plus en plus évident que les courts cycles de feu ne sont dominants que dans certaines portions du territoire, où les conditions régionales sont favorables (Bergeron *et al.*, 2001).

Conséquemment, les pratiques sylvicoles résultantes ignoraient, à plusieurs égards, la dynamique naturelle intrinsèque aux écosystèmes forestiers, elle qui implique une transition des types de peuplements (Bergeron et Harvey, 1997). Ce constat explique en partie le manque d'outils disponibles pour classer efficacement la structure des forêts québécoises (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003; Grondin *et al.*, 2010). En effet, la typologie actuelle du MERN ne distingue que les peuplements à structure régulière, irrégulière et étagée et ces types s'appliquent à l'ensemble des peuplements du territoire forestier productif québécois. Or, au fil des rotations, des modifications dans la composition du paysage pourraient entraîner de lourdes répercussions, notamment sur la diversité biologique (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003), la productivité des peuplements (Légaré, Paré et Bergeron, 2004) et les propriétés du sol (Brais *et al.*, 2004).

L'aménagement forestier écosystémique, désormais en vigueur par la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (Québec, 2013), a été développé dans l'optique de maintenir des écosystèmes sains et résilients en minimisant les écarts entre les paysages aménagés et naturels (Landres, Morgan et Swanson, 1999; Gauthier *et al.*, 2008). Selon le paradigme écosystémique, le maintien de l'intégrité des écosystèmes passe par la préservation des patrons structuraux et compositionnels à l'intérieur des limites de la variabilité historique régionale, produite sous un régime de perturbation naturel (Mladenoff *et al.*, 1993; Landres, Morgan et Swanson, 1999; Lindenmayer, Margules et Botkin, 2000). Ce faisant, l'implantation d'une telle stratégie nécessite avant tout une connaissance approfondie des fonctions et processus écosystémiques (Christensen *et al.*, 1996), mais également le développement d'outils pour caractériser efficacement ces écosystèmes et établir des cibles d'aménagement adaptées (Harvey *et al.*, 2002; Rompré *et al.*, 2010).

La structure, un attribut clef des écosystèmes boréaux de l'Est du Canada décrit l'arrangement vertical et horizontal des arbres et diverses manières de classer la diversité structurale des peuplements ont été explorées (voir Stauhammer et LeMay, 2001). Selon Farnden, Moss et Earle, (2003), les caractéristiques structurales les plus évidentes proposent une distribution des arbres par classe diamétrale ainsi que la disposition de ces arbres dans

une aire donnée. Ces caractéristiques communes sont en outre faciles à reconnaître et à quantifier. De plus, elles intègrent un certain nombre d'autres caractéristiques, telles que la pénétration de la lumière au travers de la canopée, le développement des espèces sous celle-ci, le défilement des tiges et l'agencement des fibres du bois (Moss, 2012). Collectivement, ces attributs sont d'une grande importance pour l'aménagement, en ce qui concerne les habitats (Drapeau *et al.*, 2000; Kashian et Barnes, 2000; Payer et Harisson, 2000), le volume et la qualité du bois (Moss, 2012).

Notre principal objectif (1) vise à décrire et à illustrer une approche de classification de types structuraux de peuplements mélangés d'une région de la forêt boréale méridionale de l'Est du Canada. Une fois la typologie structurale élaborée, on propose (2) un enchaînement temporel des types représentant la chronoséquence forestière et une évaluation *a posteriori* l'influence (3) de la composition et (4) des perturbations secondaires sur la structure interne des peuplements. Suivant ces objectifs, nous proposons les hypothèses suivantes : (H1) que le gradient structural des peuplements mélangés du territoire d'étude est statistiquement et écologiquement résumable en quelques types structuraux distincts et consistants; (H2) que la composition spécifique d'un peuplement déterminera sa structure; (H3) conséquemment les types structuraux s'ordonnent le long d'une séquence temporelle et (H4) que les perturbations secondaires, en provoquant la mortalité d'individus hôtes, peuvent altérer la relation structure-composition établie à l'H2.

1.3 Aire d'étude

Notre aire d'étude est délimitée par les régions écologiques 5a – Plaines de l'Abitibi et 6a – Plaines du lac Matagami (réf Figure 1.1). Il s'agit d'une vaste plaine argileuse située à environ 300 m d'altitude, dont le bassin versant est orienté presque entièrement vers la baie James. Les sédiments glaciolacustres constituent des vestiges de l'ancien lac proglaciaire Ojibway (Vincent et Hardy, 1977). La région écologique 5a (Plaines de l'Abitibi) appartient au sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest et couvre une superficie de 26 895 km² (Grondin, Blouin et Racine, 1998). La portion méridionale de la région écologique est légèrement ondulée tandis que la portion septentrionale est davantage plane (Gauthier, De Grandpré et Bergeron 2000). Les dépôts d'argiles glaciolacustres sont omniprésents, suivis des dépôts organiques et des tills minces (Laquerre, Harvey et Leduc, 2011). La température moyenne annuelle est de 1 °C. La saison de croissance s'étend sur 160 jours et les précipitations annuelles totales sont de 800 à 900 mm (Grondin, Blouin et Racine, 1998). La région écologique 6a (Plaines du lac Matagami) est située dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest (Saucier *et al.*, 1998). Elle couvre une superficie de 49 099 km². Le relief est relativement plat et les tourbières y abondent. Les sols organiques sont dominants, suivis de près par les dépôts glaciolacustres et les tills (Robitaille et Saucier, 1998). La température moyenne varie entre 0 °C et -2.5 °C. La saison de croissance s'étend sur 150 jours et les précipitations totales sont de 700 à 800 mm (Robitaille et Saucier, 1998).

L'histoire postglaciaire (Messaoud, Bergeron et Leduc, 2007), la dimension et la sévérité des feux (Bergeron *et al.* 2004) ainsi que la diminution du potentiel reproducteur du sapin vers le nord (Messaoud, Bergeron et Leduc, 2007) expliquerait la transition de la sapinière vers la pessière autour du 49^e parallèle nord. Dans la sapinière, la plus forte abondance de feuillus intolérants, la présence de plans d'eau, de routes et de terres agricoles agissent à titre de coupe-feu et contribuent à réduire la dimension et la sévérité des feux (Lefort, Gauthier et Bergeron, 2003; Laquerre, Harvey et Leduc, 2011). Inversement, dans la pessière à mousses de l'Ouest, dont la vocation agricole est marginale, présente un régime de feux peu affecté par l'homme (Laquerre, Harvey et Leduc, 2011). Pour ces raisons, et aussi parce que la sapinière est d'emblée plus diversifiée, la région écologique 5a contient davantage de peuplements mélangés que la région écologique 6a (Figure 1.1).

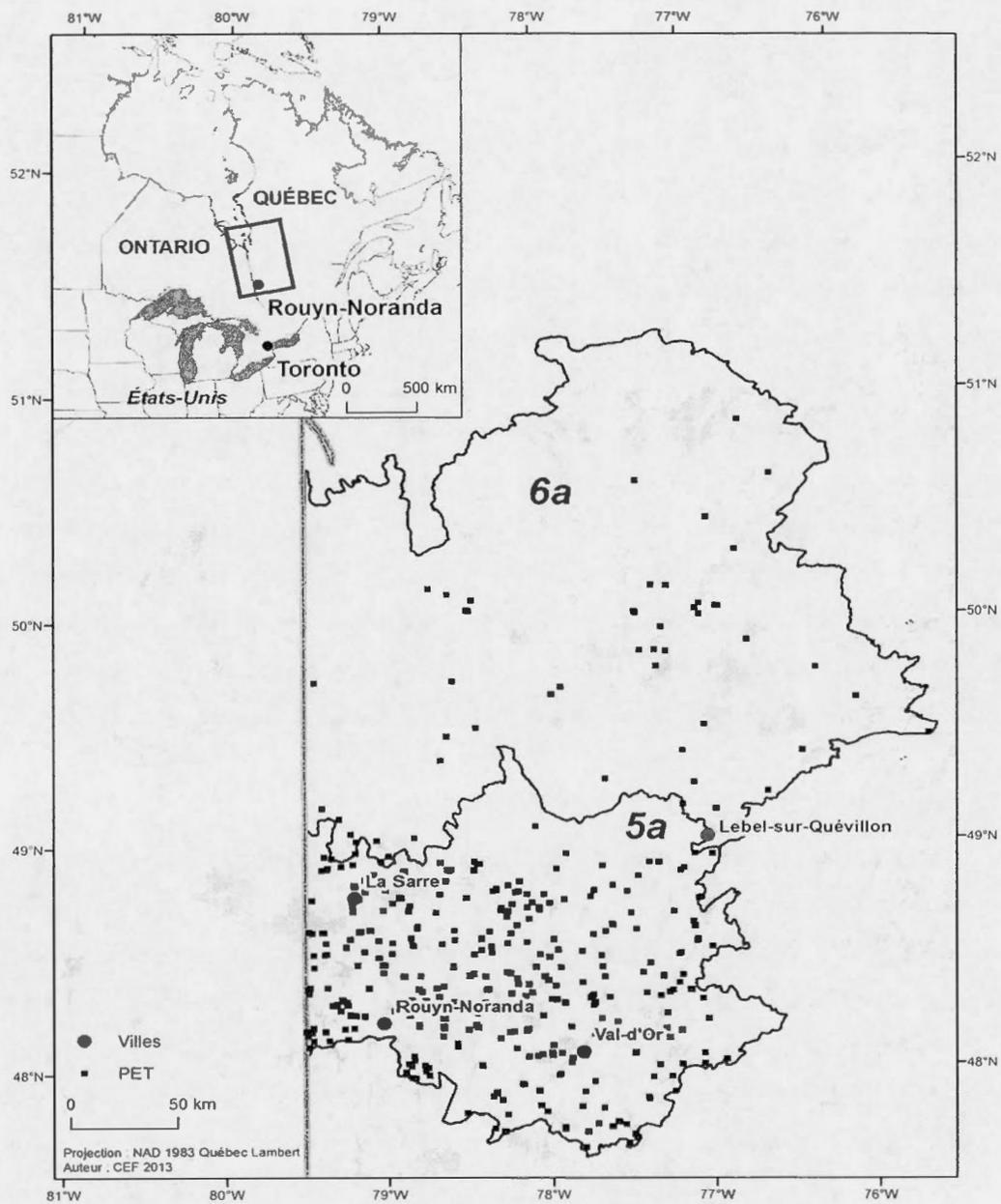


Figure 1.1 Répartition des placettes-échantillons temporaires utilisées dans le territoire d'étude (5a : n = 396 et 6a : n = 65).

1.4 Données et méthodes

1.4.1 Paramètres typologiques

1.4.1.1 Assises typologiques

La typologie proposée distingue les types structuraux uniquement en fonction de la distribution diamétrale et de la densité des tiges vivantes de plus de 9,1 cm de DHP, sans tenir compte de la position spatiale exacte de ces tiges dans la placette. Ces distributions ont été représentées sous forme de distribution cumulée inverse et relative, en cumulant des tiges des plus grosses vers les plus petites et en exprimant le cumulatif en pourcentage. Les assises de la typologie sont donc purement structurales, sans référence spatiale et à la composition arborescente de la placette. La présente méthode de classification se résume en six étapes. À partir des données brutes des placettes-échantillons temporaires, (1) on a sélectionné les objets (ou placettes-échantillons) désirés selon les critères établis; (2) on les a transposé sous la forme d'analyse désirée, en occurrence les distributions cumulatives inverses et relatives; (3) on les a représenté dans une matrice de distance pour refléter les dissemblances entre ces objets; (4) on a déterminé le nombre optimal de types et (5) on a sélectionné l'algorithme de groupement à l'aide d'indicateurs statistiques puis (6) on a validé les résultats.

1.4.1.2 Données brutes

Les données utilisées pour élaborer la classification proviennent du réseau de placettes-échantillons temporaires (PET) du 3^e inventaire forestier (1991-2003), une base de données de la Direction des inventaires forestiers (DIF) du Ministère des Ressources naturelles du Québec (Boudreault et Philibert, 2011). Ce vaste réseau de placettes d'inventaire est réparti sur l'ensemble de la forêt publique québécoise, suivant un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié (OIFQ, 2009). Le recrutement et l'actualisation du réseau de PET, qui cherche à ce que toutes les strates forestières soient représentatives, suggèrent que les données utilisées sont représentatives de l'aire d'étude. Le réseau de PET constitue l'information terrain nécessaire pour valider l'information recueillie par la stratification écoforestière. Cette validation permet ensuite d'estimer avec une certaine précision divers paramètres, notamment les caractéristiques dendrométriques des volumes sur pied et l'évolution des volumes marchands dans le temps (OIFQ, 2009). La taille des placettes-échantillons a été fixée à 400 m², une taille jugée suffisante à l'extrapolation des paramètres dendrométriques d'intérêt.

1.4.1.3 *Sélections des placettes des peuplements mélangés*

La présente typologie est destinée aux peuplements mélangés des régions écologiques 5a – Plaines de l’Abitibi et 6a – Plaines du lac Matagami. Un premier tri préliminaire a été réalisé afin de ne conserver que les placettes des peuplements mélangés de ce territoire, dont la surface terrière des essences résineuses et feuillues commerciales varie entre 25 et 75% de la surface terrière totale (Boudreault et Philibert, 2011). Deux autres tris ont été effectués afin d’exclure des analyses les placettes avec un volume marchand inférieur à 50 m³ et/ ou une densité inférieure à 20 tiges marchandes par placette (ou 500 tiges marchandes/ ha) car, la typologie vise uniquement les peuplements avec un potentiel de récolte immédiat.

1.4.1.4 *Transformation des données brutes*

La typologie a été élaborée à partir de trois principaux paramètres : la surface terrière, la densité des tiges marchandes ($\geq 9,1$ cm diamètre à hauteur de poitrine (DHP)) et les classes de DHP. À partir de ces données, deux tableaux croisés dynamiques représentant les placettes (une placette par ligne) en fonction de la classe de diamètre (une classe par colonne) ont été conçus, le premier décrivant la surface terrière et le second la densité. À partir de ces matrices, les distributions de fréquences cumulées inverses ont pu être calculées. Pour la densité à l’hectare, la fréquence cumulée inverse représente le nombre d’arbres par hectare plus grands ou égaux à un seuil diamétral (≥ 9.1 cm de DHP). D’emblée, on forme des classes diamétrales de 2 cm puis on détermine la classe de DHP maximale du jeu de données. Indépendamment pour chaque placette, par classe de DHP, on cumule les tiges de la plus grande classe de DHP (54 cm) jusqu’à la plus petite (10 cm). Le même cheminement a été respecté pour obtenir les fréquences cumulées inverses de la surface terrière par hectare. Ensuite, ces distributions ont été relativisées en divisant chaque classe de DHP par la densité ou la surface terrière totale de l’objet, selon le cas. Les deux matrices résultantes ont été fusionnées, intégrant simultanément la surface terrière et la densité. Cette étape visait en outre à atténuer la forte influence des tiges de fort calibre sur la surface terrière et celle des petites tiges sur la densité. Finalement, une matrice préservant la distance euclidienne a été calculée afin de représenter les différences entre les observations.

Aussi, l’abondance de gaulis (i.e. DHP \varnothing 5,1 et 9,0 cm), mesuré en terme de surface terrière, a permis d’interpréter le potentiel de régénération des peuplements qui composent

chaque type structural. Ainsi, pour chaque type structural, l'abondance des gaules a été quantifiée en fonction de leur nature arbustive ou arborescente feuillue ou résineuse.

1.4.1.5 Détermination du nombre optimal de types

Les deux algorithmes de groupement privilégiés sont *k-means* et *c-means*, ce dernier étant nommé *fuzzy k-means* par certains auteurs (Nock et Nielsen, 2006). Indépendamment de l'algorithme utilisé, le nombre optimal de groupes doit être sélectionné *a priori*. Sa détermination doit comprendre une balance entre la variabilité intra- et inter-types. Par exemple, un trop petit nombre de groupes occasionnera une grande variabilité entre les centroïdes des types, mais aussi une importante variabilité intra-type. À l'inverse, un nombre élevé de types réduira la variabilité intra-type, mais rendra difficile l'assignation d'un nouvel objet à un type structural, en raison de nombreux centroïdes possiblement peu distants les uns des autres.

Pour déterminer le nombre optimal de types, maintes indicateurs sont disponibles : l'index de *Calinski-Harabasz*, le *SSI* et la largeur moyenne de silhouette (*average silhouette width*) sont toutes des techniques communément utilisées à cette fin (Borcard, Gillet et Legendre, 2011). Ces indicateurs, aux analyses algébriques différentes, ne sont pas des tests statistiques desquels on doit absolument tenir compte du résultat, mais plutôt des méthodes de représentation des données (Borcard, Gillet et Legendre, 2011). Ils doivent être utilisés avec beaucoup de précaution, car l'optimum statistique ne correspond pas nécessairement au maximum d'interprétation écologique (Borcard, Gillet et Legendre, 2011). C'est pourquoi les résultats obtenus ont tous été visualisés graphiquement afin de sélectionner un nombre optimal de types qui comporte une balance entre l'interprétation statistique et écologique.

1.4.1.6 Sélection de l'algorithme de groupement

Les techniques de groupement sont des méthodes heuristiques et non pas des tests statistiques (Borcard, Gillet et Legendre, 2011) et, parce que la sélection de l'algorithme de groupement influence nécessairement les résultats, l'utilisation préférentielle d'un algorithme de partitionnement non-déterministe au détriment d'une méthode hiérarchique correspondait davantage à l'objectif visé : celui d'optimiser l'homogénéité d'un nombre défini de groupes (Sherrer, 2009). La fonction objective des algorithmes *c-means* et *k-means* vise à partitionner

les observations en un nombre défini de groupes afin de minimiser la distance entre les points à l'intérieur d'un même groupe (Nock et Nielsen, 2006). L'algorithme *c-means* diffère de l'algorithme *k-means* par ses valeurs floues (*fuzzifier*) et d'appartenance (*membership*) (Nock et Nielsen, 2006). L'Appendice 1.2 présente une synthèse comparative de ces deux algorithmes. L'algorithme le plus performant a été sélectionné conformément aux résultats d'une validation interne réalisée avec la fonction *clValid* {*clValid*} de R. Cette fonction intègre plusieurs mesures de validation, dont la compacité (*connectivity*), la connexité (*Dunn index*) et la séparation des groupements (*Silhouette width*), des mesures qui ensemble reflètent le partitionnement global des groupements. Incidemment, lors de l'élaboration d'une typologie, on cherche à maximiser ces paramètres (Brock *et al.*, 2008).

1.4.2 Confrontation des typologies *c-means* et *k-means*

D'abord, les typologies *c-means* et *k-means* ont été structurellement ordonnées afin de s'assurer que des types équivalents soient comparés entre eux. Cette étape a dû être réalisée parce que nous ignorions l'âge exact des peuplements à l'étude². La succession structurale théorique en forêt boréale mixte, entre autre décrite par McCarthy et Weetman, (2007) et Brassard et Chen (2008), soutient l'hypothèse voulant que les types structurellement ordonnés soient également chronologiquement croissants. Ensuite, les typologies *c-means* et *k-means* ont pu être confrontées dans un tableau de contingence afin de confirmer leur cohérence respective.

1.4.3 Triangle des structures

La représentation de la distribution des classes de taille de bois (i.e. Petit Bois (PB), Moyen Bois (MB) et Gros Bois (GB)) au sein d'un triangle des structures est une méthode utilisée depuis plus d'un siècle en Europe (de Liocourt 1898) et plus récemment au Québec (e.g. Lessard et Côté, 2005). Dans la pratique, le triangle des structures résume souvent l'analyse de la structure par une indication sommaire de la répartition du volume sur pied en trois ou quatre grandes classes de diamètre (Schütz, 1997). Les classes de Petits Bois (PB), Moyens Bois (MB) et Gros Bois (GB) sont constituées et la typologie des peuplements est

² Cette information était disponible dans les bases de données, mais elle n'a pas été utilisée parce que les arbres étudiés révèlent l'âge des plus vieux arbres du peuplement, pas nécessairement son âge réelle. En raison de cette incertitude, nous n'avons pas procédé à des analyses approfondies sur le sujet.

représentée par le triangle des structures, un diagramme à trois entrées pour les proportions des classes de taille de bois. Ces proportions peuvent être estimées en nombre de tiges, en surface terrière ou en volume (Lessard et Côté, 2005). Un exemple, adapté de Herbert et Allegrini (2000) est présenté à la Figure 1.2.

Il s'agit d'une méthode de représentation graphique précise qui facilite l'approche dynamique de l'évolution des peuplements (Lessard et Côté, 2005). Dans le cadre de notre étude, les classes de taille de bois ont été définies en rapport aux distributions de la surface terrière des peuplements inventoriés dans la population à l'étude. La distribution de la surface terrière a été divisée en tertiles, ceux-ci définissant ainsi les bornes du triangle. Finalement, l'appartenance typologique de chaque objet a pu être représentée dans un triangle des structures

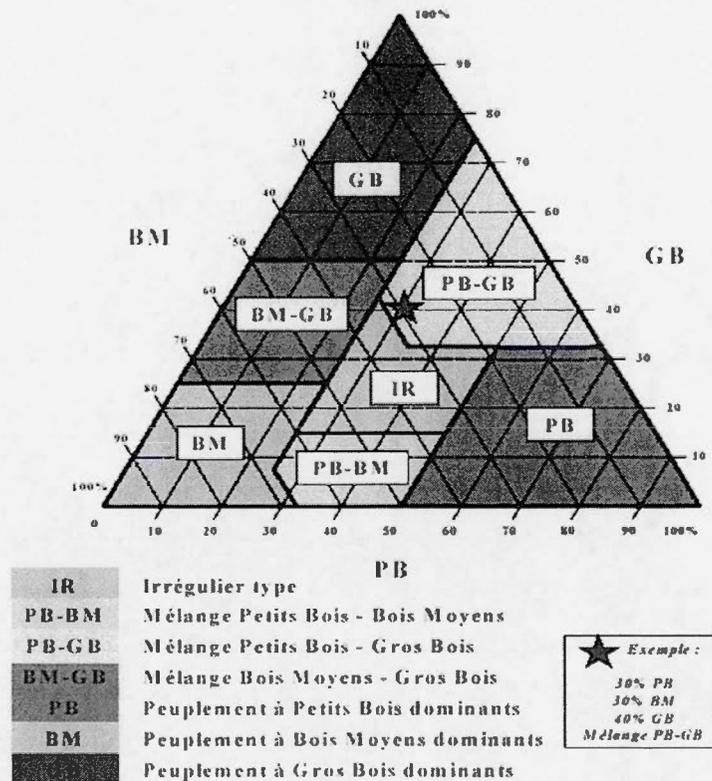


Figure 1.2 Schéma du triangle des structures, représentation équilatérale (Adapté de Herbert et Allegrini, 2000).

Note: Les classes de diamètre (DHP) sont PB = 20-25cm ; MB = 30-45cm et GB = 50 cm et plus.

1.4.4 Influence de la composition sur la structure

Dans un premier temps, les appellations cartographiques des peuplements ont été identifiées à l'aide de la classification de la cartographie écoforestière du 3^e décennal (Lord et Faucher, 2009). Les types dont les courbes de référence étaient similaires ont été regroupés en trois grands groupes structuraux (immatures, matures et surmatures) afin de simplifier leur interprétation. Dans un tableau de contingence, les regroupements de types à structure similaire ont été confrontés à leur appellation cartographique, c'est-à-dire leur groupement d'essence, ce qui nous a ensuite permis de décrire l'évolution de quatre trajectoires successioneuses communes de la forêt boréale mixte (voir Bergeron et Dubuc, 1989). Des écarts de Neu (Neu, Byers et Peek, 1974) ont été calculés pour déterminer la présence de relations significatives. Finalement, la composition moyenne de ces regroupements a été représentée dans deux histogrammes cumulés de la surface terrière et de la densité des essences dominantes (i.e. bouleaux, peupliers, épinettes, sapin baumier et thuya de l'Est). Ensemble, ces histogrammes traduisent l'occupation de l'espace par les espèces d'intérêt.

1.4.5 *Détermination du potentiel de régénération sylvicole*

En forêts boréale et tempérées du Canada, Bell *et al.*, (2011) ont répertorié 71 espèces végétales qui ont le potentiel de réduire significativement la croissance de la régénération feuillue ou résineuse. Ces espèces transitoires, qui s'installent ou se régénèrent après coupe, sont alors très agressives pour s'approprier l'eau, les éléments nutritifs et la lumière, des ressources qui limitent souvent la croissance de la régénération préétablie (Jobidon, 1994) ainsi que des semis plantés.

Dans la présente étude, seules les espèces décrites dans les bases de données utilisées ont pu être analysées. Ces espèces compétitives se limitent aux arbres et arbustes ligneux inventoriés dans le réseau de placettes-échantillons temporaires du MERN (voir Appendice D). Celles-ci ont été regroupées dans l'un des quatre groupes suivants : résineux tolérants, feuillus intolérants, arbustes ligneux ou absence de régénération arborescente et arbustive. Pour chaque type structural, la dominance relative d'un de ces groupes a été utilisée pour leur associer un potentiel de régénération (résineux ou feuillu) ou un risque d'échec de régénération (si il y a absence de régénération ou si les arbustes ligneux compétitifs sont dominants).

1.4.6 *Influence des perturbations secondaires sur la structure*

À partir de l'information prélevée sur les cartes écoforestières antérieures à l'échantillonnage sur le terrain, le MERN dénombre dans ses réseaux de placettes-échantillons les perturbations partielles d'origine anthropique ou naturelle (Boudreault et Philibert, 2011). En raison de sa taille limitée ($n = 461$), notre base de données dénombre ces perturbations moyennes, mais les effectifs de chaque population statistique sont plutôt limités : épidémie légère de TBE ($n = 61$), d'un chablis partiel ($n = 9$) ou d'une coupe partielle ($n = 6$).

Conséquemment, seules les épidémies légères de TBE présentaient un effectif suffisant pour en extraire des résultats extrapolables à la population cible. À partir des 61 peuplements défoliés par la tordeuse, divers assemblages compositionnels et structuraux ont été confrontés dans un tableau de contingence afin d'y percevoir l'altération plausible de la relation structure – composition. Des écarts de Neu (Neu, Byers et Peek, 1974) ont été calculés pour déterminer la présence de relations significatives.

1.5 Résultats

1.5.1 Paramètres typologiques

Diverses variantes de classification structurale intégrant un nombre variable de groupes ont été effectuées, dont ceux relevés par les divers indicateurs préalablement mentionnés. Ces résultats ont tous été visualisés graphiquement puis comparés entre eux. La méthode de représentation des données de la largeur moyenne de silhouette (*average silhouette width*) offrait une distribution bimodale, avec un sommet à 2 groupes puis un second à 8 groupes (Figure 1.3). La typologie à 2 groupes n'a pas été retenue même si elle maximisait l'indice, car l'objectif recherché n'était pas de départager les peuplements équiens et inéquiens, ce genre de typologie étant déjà existant au Québec. À l'opposée, une typologie avec un trop grand nombre de groupes aurait occasionné un faible écart entre les types, ce qui aurait compliqué le classement de nouveaux peuplements, la résultante n'aurait d'ailleurs pas été optimale puisque l'indice chute drastiquement après 9 groupes (Figure 1.3). Toutefois, l'indice présentait un second sommet à 8 groupes (avec une valeur de largeur moyenne de silhouette de 0.2533) et présentait un maximum d'interprétation écologique considérant l'objectif recherché de produire une typologie ni trop brute, ni trop fine, en raison de la typologie préexistante du MERN et de la taille limitée de la population statistique. Par ailleurs, les typologies avec un nombre de groupe variant entre 5 et 11 ont tous été visualisées graphiquement, ceci nous permettant d'associer le maximum d'interprétation à la typologie à huit groupes. Finalement, les résultats de la validation interne (Tableau 1.1) ont montré que l'algorithme de groupement *c-means* maximisait à la fois la compacité, la connexité et le partitionnement des groupements. À partir de ces résultats, une typologie à 8 groupes résultant de l'algorithme *c-means* a été mise de l'avant.

Tableau 1.1 Résultats des mesures de validation interne des typologies structurales obtenues par les algorithmes de groupement *c-means* et *k-means* appliqués sur 641 placettes d'échantillonnage temporaires. Les astérisques représentent les valeurs optimales de chaque mesure de validation.

	Connectivité	Connexité	Partitionnement
<i>k-means</i>	250.4198	0.0479	0.0883
<i>c-means</i>	* 196.3254	* 0.0814	* 0.2533

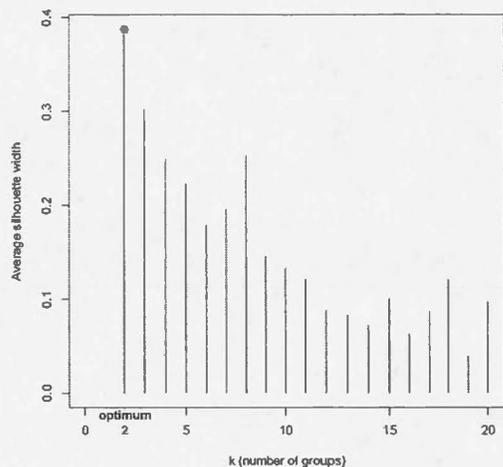
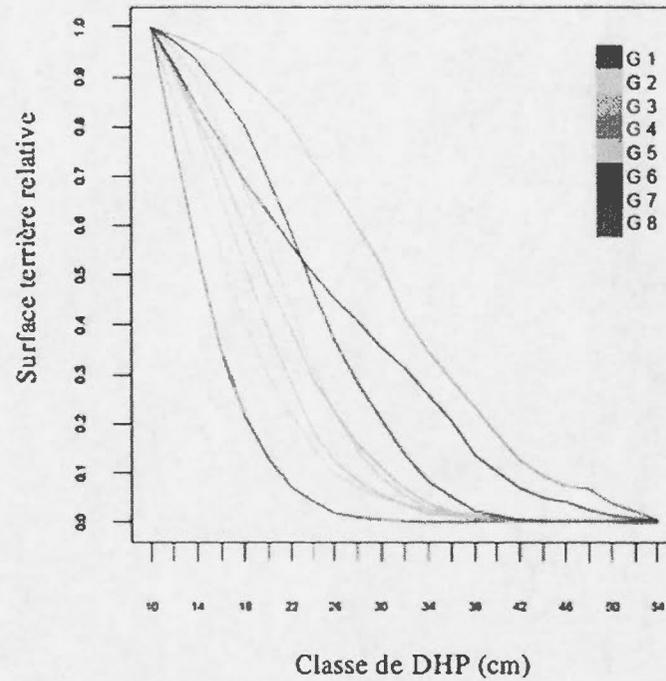


Figure 1.3 Silhouette plot des 461 placettes-échantillons temporaires.

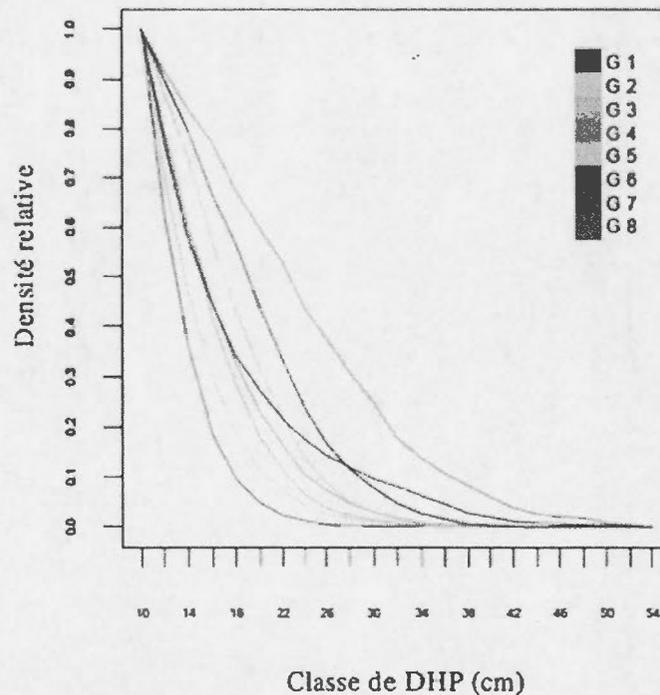
Selon Velmurugan et Santhanam, (2010), l'algorithme de groupement *c-means* tend à produire des typologies dont la répartition des objets est plus égale. Ceci pourrait expliquer la répartition plus uniforme de ses objets au sein des types structuraux (Tableau 1.2). On remarque aussi que les courbes de référence résultant de l'algorithme *c-means* (Figure 1.4) sont nettement moins entrecroisés que celles résultants de l'algorithme *k-means* (Figure 1.5), une propriété recherchée lors de l'élaboration d'une typologie structurale.

À ce stade-ci des analyses, les types structuraux ont été ordonnés selon l'apparition successive des grosses tiges, observable à la Figure 1.4. Ainsi, aux extrémités du gradient, on retrouve le type 1 avec la structure la plus immature (i.e. davantage équienne, avec une forte proportion de petites tiges) alors que le type 8 possède la structure la plus mature (i.e. davantage inéquienne, avec la présence de tiges au diamètre variable). Cette numérotation est préservée dans tout le mémoire et sous-entendue lors des discussions subséquentes.

À la Figure 1.6, quatre boîtes à moustache représentent la surface terrière et la densité totale ainsi que le volume par hectare et le DHP moyen, tous en fonction des types structuraux. Les distributions de la surface terrière et du volume augmentent graduellement pour atteindre un maximum au type structural 6 puis déclinent. La densité est maximale dans les types à structure immature puis décline sans cesse alors que le DHP moyen suit une distribution opposée, celui-ci étant maximal dans les types à structure mature.



A)



B)

Figure 1.4 Représentation des types *c-means* sous leur forme cumulée relative. **A)** surface terrière moyenne cumulée absolue; **B)** densité moyenne cumulée absolue.

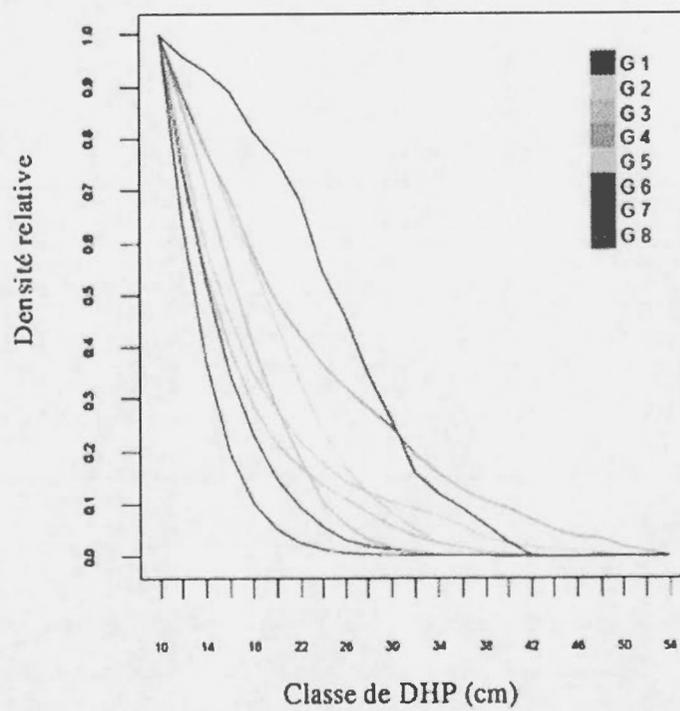
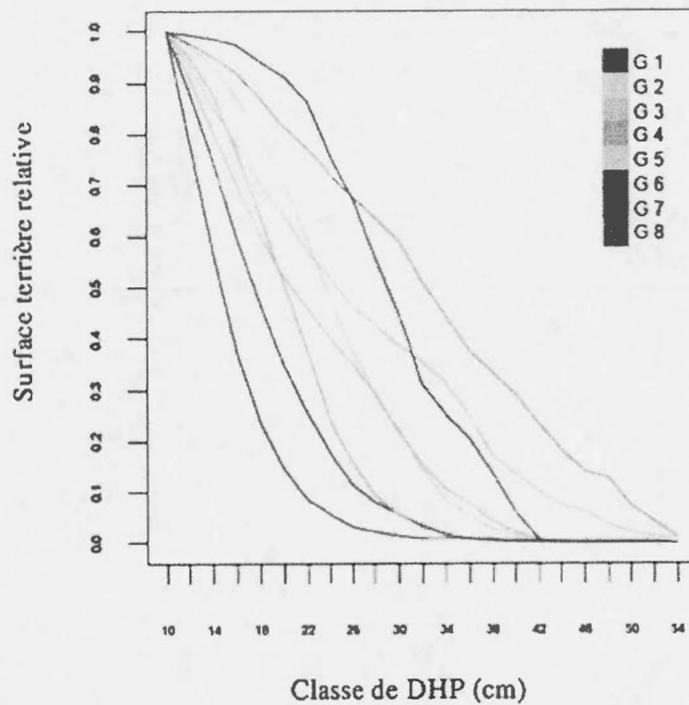
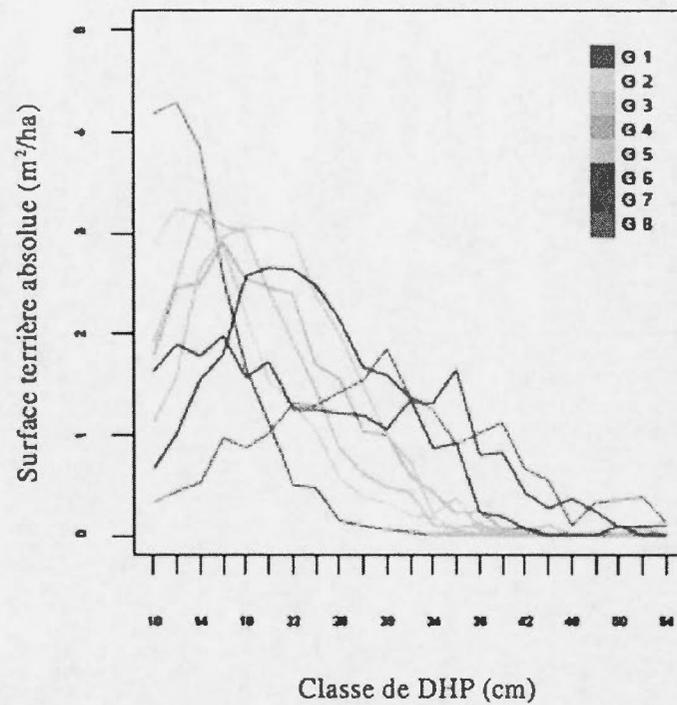
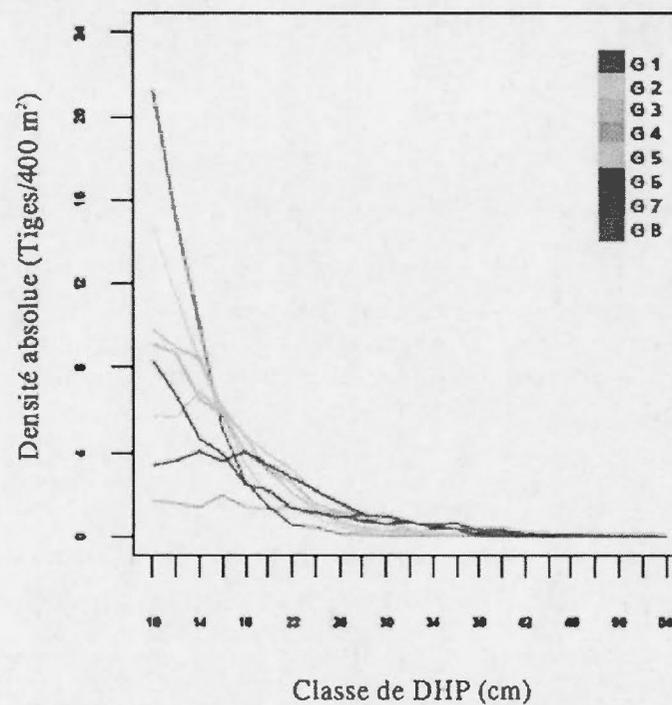


Figure 1.5 Représentation des types *k-means* sous leur forme cumulée relative. **A)** surface terrière moyenne cumulée absolue; **B)** densité moyenne cumulée absolue.



A)



B)

Figure 1.6 Représentation des types *c-means* sous leur forme non cumulée absolue. A) surface terrière moyenne absolue; B) densité moyenne absolue.

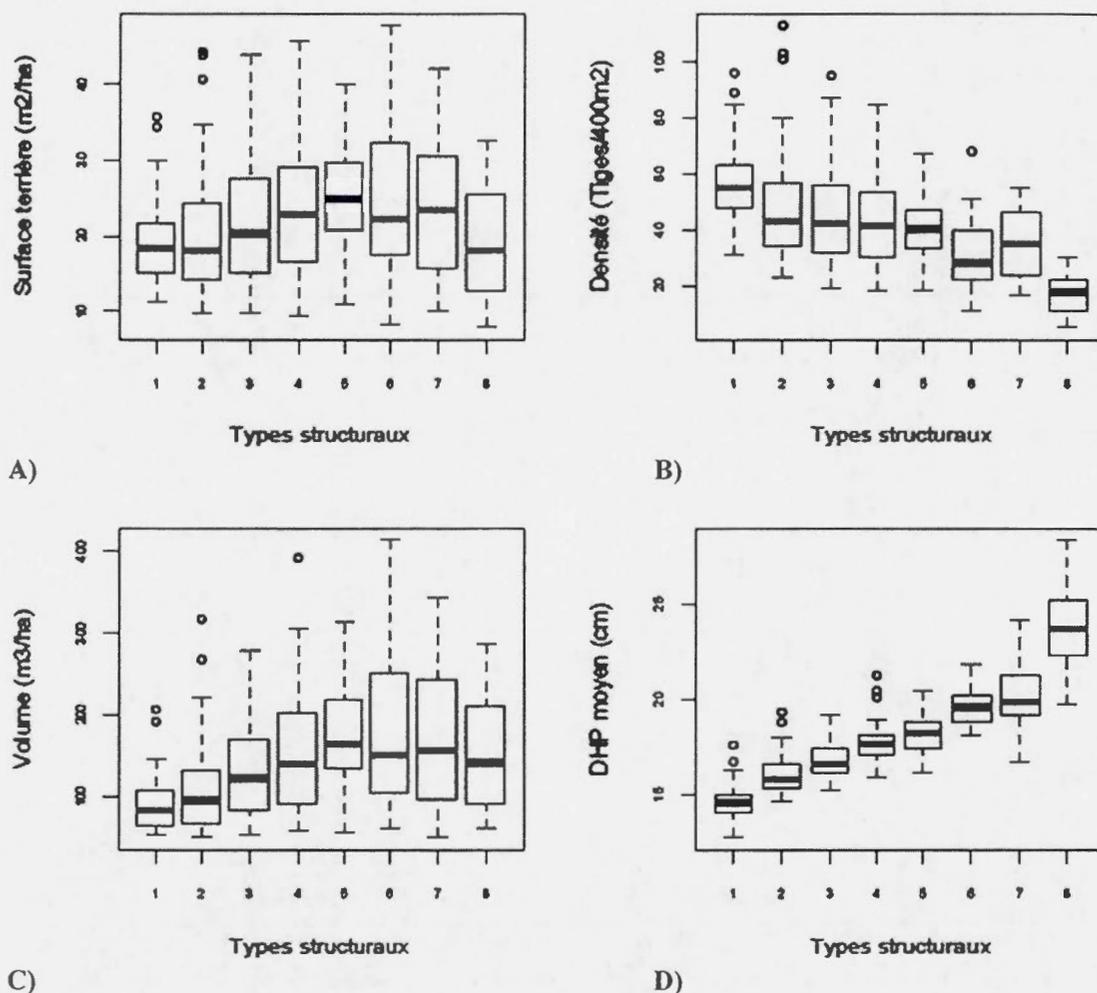


Figure 1.7 Boîte à moustache représentant les principaux paramètres typologiques en fonction des types structuraux *c-means*, en occurrence la surface terrière (A)), la densité (B)), le volume (C)) et le DHP moyen (D)). Les ° représentent des valeurs extrêmes.

Les types structuraux de référence *c-means* sont présentés sous leur forme cumulée inverse et relative à la Figure 1.4 et sous leur forme non cumulée absolue à la Figure 1.7. On y distingue les peuplements à structure immature (Types 1-2-3), mature (Types 4-5-6) et surmature (Types 7-8). Les peuplements à structure immature contiennent une majorité de tiges dont le diamètre varie entre 9.1 et 22.0 cm de DHP, ceux à structure mature contiennent une majorité de tiges dont le diamètre varie entre 9.1 et 36.0 cm de DHP tandis que ceux à structure surmature contiennent des tiges de tous les diamètres, y compris de fort diamètre

pour le type 7 (\emptyset 41.1 et 48.0 cm de DHP) et de très fort diamètre pour le type 8 (\emptyset 47.1 et 54.0 cm de DHP). Des tendances similaires sont observées avec la distribution de la surface terrière. Ces correspondances ne sont qu'approximatives, car elles sont fondées sur des distributions moyennes.

Tableau 1.2 Distribution des objets résultant d'une typologie à 8 types avec les algorithmes de groupement *k-means* et *c-means*. Pour chaque combinaison, la fréquence dominante est en rouge gras. Les espaces vides correspondent à des valeurs nulles. **N.B.** La numérotation des types respecte leur succession structurale théorique.

		<i>c-means</i>								Total (K)
		1	2	3	4	5	6	7	8	
<i>k-means</i>	1	65								79
	2		59	52						111
	3			16	27	42				85
	4			3	21	9	1	15		49
	5					4	49	4	2	59
	6							38	1	39
	7								17	17
	8								22	22
Total (C)		65	73	71	48	55	50	57	42	461

1.5.2 Confrontation des typologies *c-means* et *k-means*

Le Tableau 1.2 révèle une forte concordance entre les quatre premiers types structuraux, les quatre derniers l'étant nettement moins. Ceci peut en outre s'expliquer par la comparaison de deux méthodes de groupement aux algorithmes différents (voir Appendice G), la distribution inégale des placettes au sein des types par les deux algorithmes et la plus forte variabilité des peuplements composant les types à structure plus complexe (voir Figure 1.8).

L'algorithme de groupement *k-means* tend à produire une typologie dont la distribution des placettes au sein des types varie largement, une observation partagée par Moss (2012). L'écart-type du nombre de placettes par type de la typologie *c-means* est de 11.2 alors que celui de la typologie *k-means* est de 32.5, un type contenant à lui seul 111 placettes, soit 24% de toutes les placettes.

1.5.3 *Triangle des structures*

À la Figure 1.8, le triangle des structures présente la variabilité structurale intra-type en fonction de la répartition de la surface terrière dans lequel : En complément, un histogramme représentant la proportion moyenne des tailles de bois par type structural est présenté à l'Appendice E. Aux extrêmes, la structure la plus immature, le type 1 (T1), est en moyenne composé de 78% de PB alors que le type 8 (T8) est le plus mature, avec en moyenne 67% de GB. Les types 2 à 7 se succèdent entre ces deux extrêmes. La proportion de PB diminue de T1 à T8 tandis que la proportion de GB augmente avec le type (T1 : 1.2%; T8 : 67.4%). La proportion de MB est maximale dans les types à structure mature (Types 3 à 6), mais celle-ci est néanmoins relativement stable dans la chronoséquence ($\sigma = 10.0\%$).

1.5.4 *Influence de la composition sur la structure*

À la Figure 1.9, on distingue quatre trajectoires successioneles reconnues en forêt boréale mixte : BbBbS \rightarrow SBb ; BbBbE \rightarrow Ebb ; PePeS \rightarrow SPe ; PePeE \rightarrow EPe (les abréviations sont référés à la Figure 1.9). Parmi ces quatre trajectoires, seule celle du PePeS \rightarrow SPe est significative selon Neu (Figure 1.9 C)). Elles représentent toutes la transition de la cohorte 1 vers la cohorte 3.

Néanmoins, on note que les deux trajectoires avec le bouleau à papier se comportent de manière analogue. Dans les deux cas, les peuplements mixtes à dominance de bouleau (BbBbS et BbBbE) sont associés aux structures immatures (T1 à T3) alors que les peuplements mixtes à dominance résineuse (SBb et Ebb) sont associés aux structures surmatures (T7 et T8). Les trajectoires avec le peuplier faux-tremble se ressemblent entre elles, mais se comportent à l'inverse des peuplements dominés par le bouleau. Ainsi, dans les deux cas, les peuplements à dominance de peuplier faux-tremble (PePeS et PePeE) sont davantage associés aux structures surmatures (T7 et T8) alors que les peuplements à dominance résineuse (SPe et EPe) sont associés aux structures immatures (T1 à T3).

À la Figure 1.10, on remarque que la composition, représentée par la proportion de la surface terrière et de la densité des essences dominantes par type ou par regroupement de types, est relativement stable dans le temps, en occurrence parce qu'il s'agit de la composition moyenne intégrant entre 42 à 73 peuplements différents. Néanmoins, on constate que les types à structure immature sont dominés par de nombreux bouleaux à papier de faible

taille, des épinettes, du sapin baumier puis des peupliers. Par ailleurs, le bouleau est l'essence feuillue qui domine 92 % (11/12) des dépôts rocheux du premier type structural (voir Appendice C). Les types à structure mature sont davantage dominés par les peupliers, de plus fort diamètre, puis par les épinettes, le sapin et les bouleaux. De plus, les feuillus sont plus nombreux, mais occupent une plus faible surface terrière dans les types à structure immature que dans ceux à structure mature. Le type structural 7 est dominé par de gros peupliers, de petites épinettes, du sapin et quelques bouleaux. Ce type marque la présence d'une faible proportion de thuya, une espèce de fin de succession. Finalement, le type structural 8 est dominé par de très gros peupliers, de nombreux bouleaux, de l'épinette blanche et du sapin, de l'épinette noire et une proportion croissante de thuya de taille variable.

1.5.5 *Strate de gaules et le potentiel de régénération*

À la Figure 1.11, on remarque que la proportion des gaulis de feuillus intolérants décroît avec la succession des types structuraux. Au long de cette décroissance, on remarque une hausse des gaulis d'arbustes ligneux, du moins, jusqu'au type 6. Pour leur part, les résineux tolérants se maintiennent au-delà de 38 % dans tous les types structuraux, à l'exception du type structural 6, avec seulement 20 %. Cette faible proportion est quant à elle compensée par celle des arbustes ligneux (40 %) ou non compensée puisque 34 % des placettes du type 6 ont une absence de régénération. À cet égard, les types 5 (29 %) et 6 (34 %) sont les seuls dont l'absence de régénération excède 14 %. À la Figure 1.6 C), on note que le type 6 est le plus volumétrique, et probablement le plus équien.

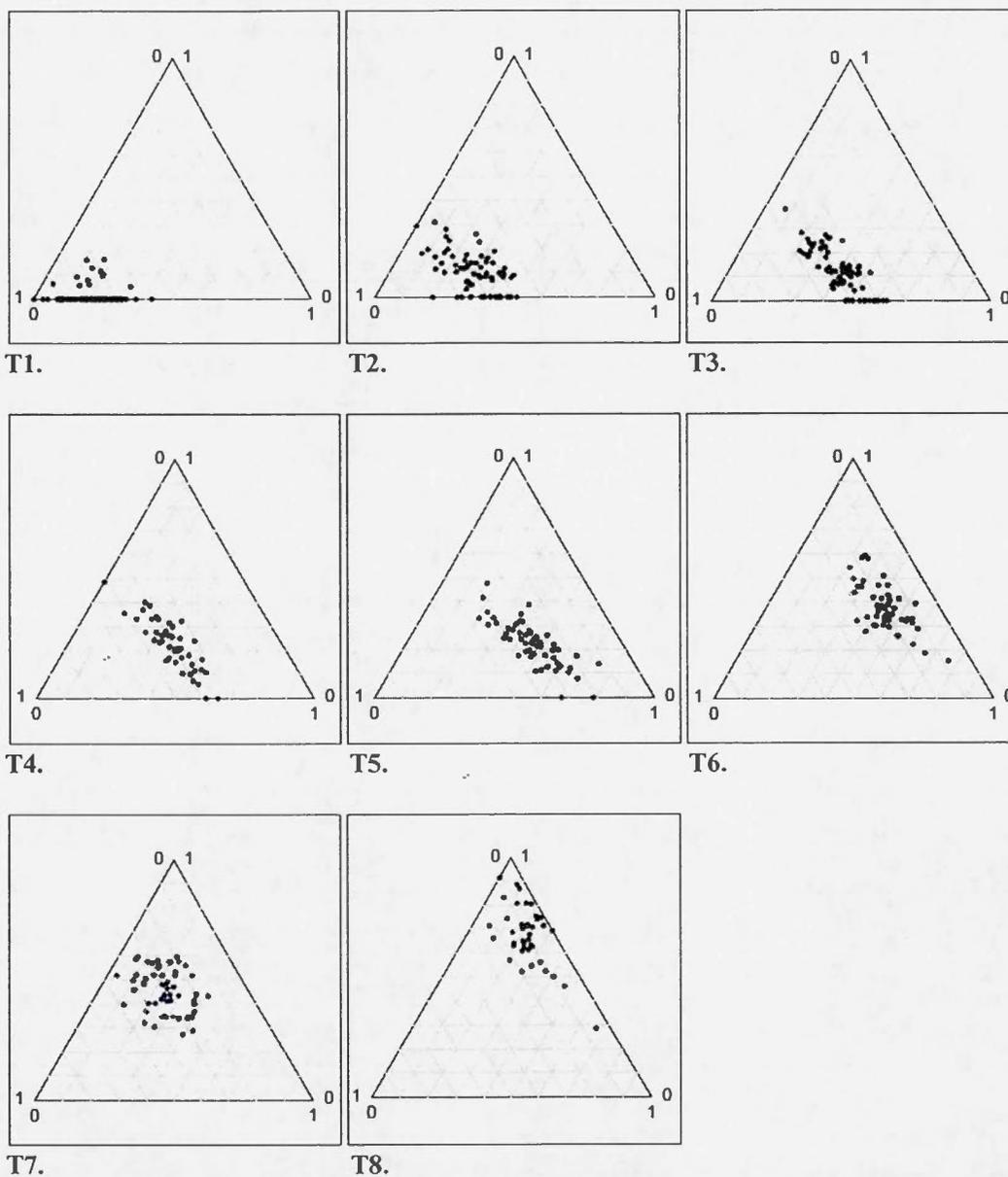


Figure 1.8 Triangle des structures représentant la variabilité structurale intra-type (T1 à T8) en fonction des formes de bois (Petit bois : axe oblique gauche; Moyen bois : axe horizontale et Gros bois : axe oblique droite). Les points noirs représentent donc la position des peuplements qui composent chacun des 8 types structuraux.

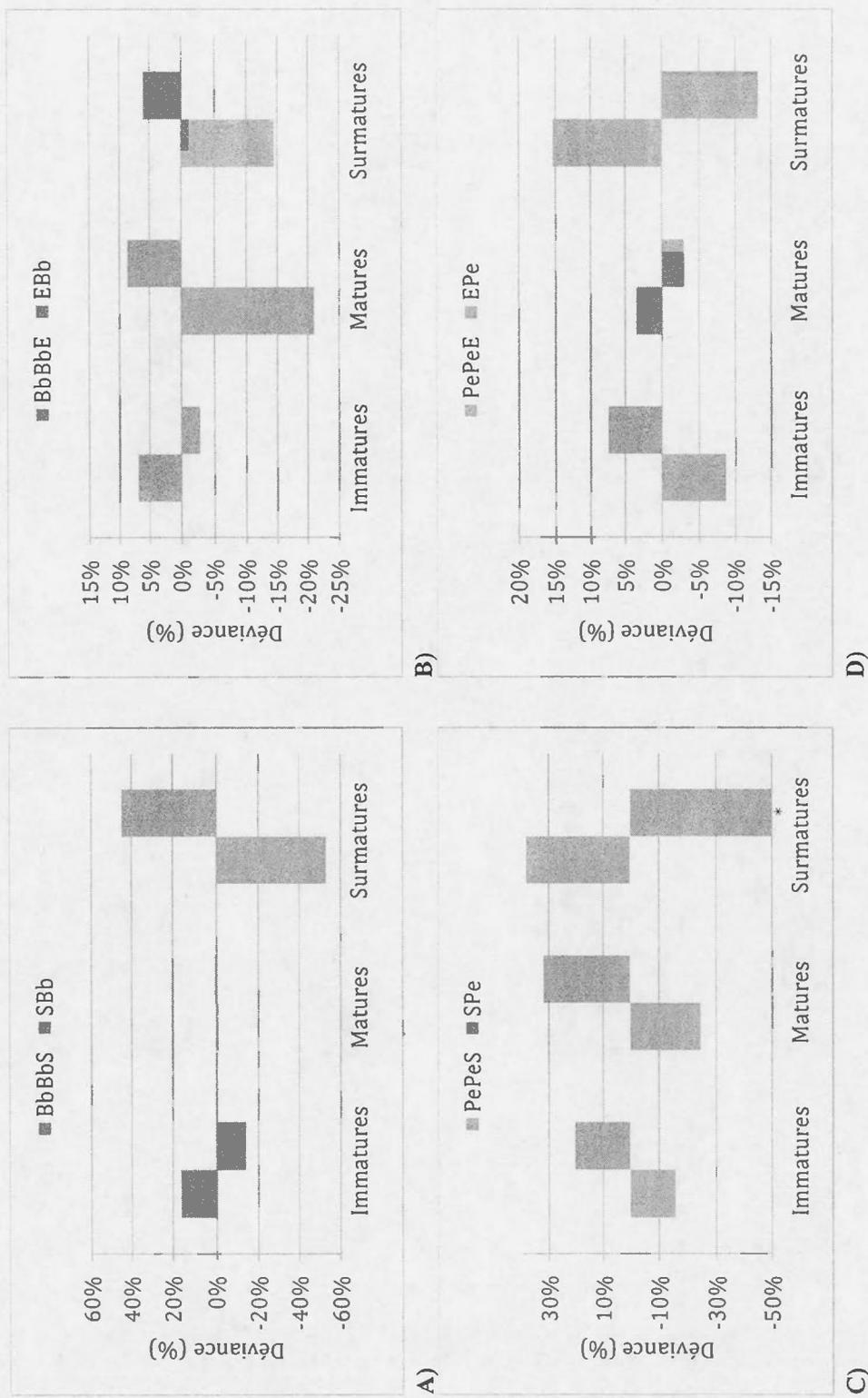
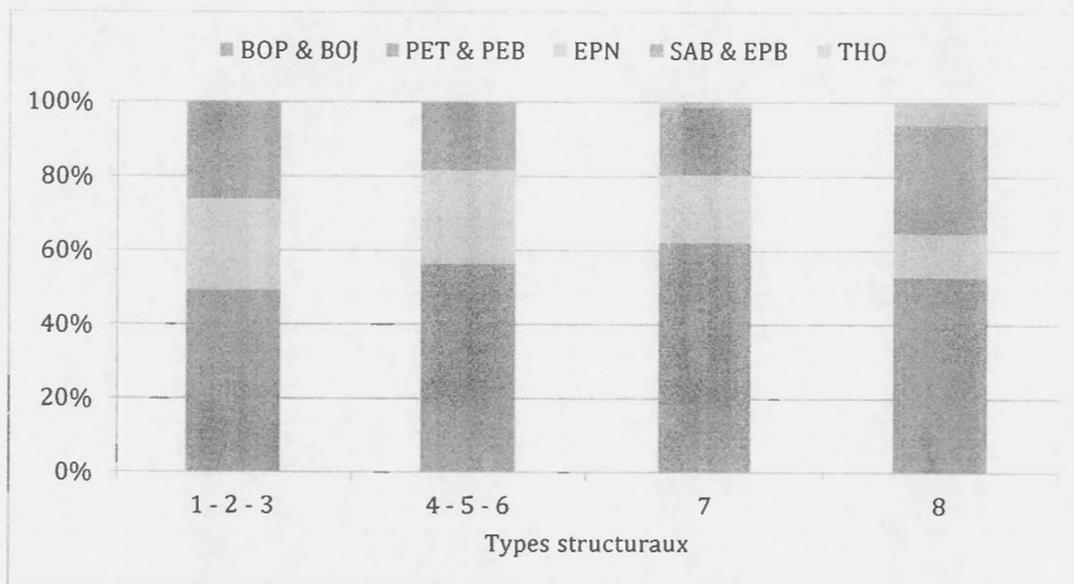
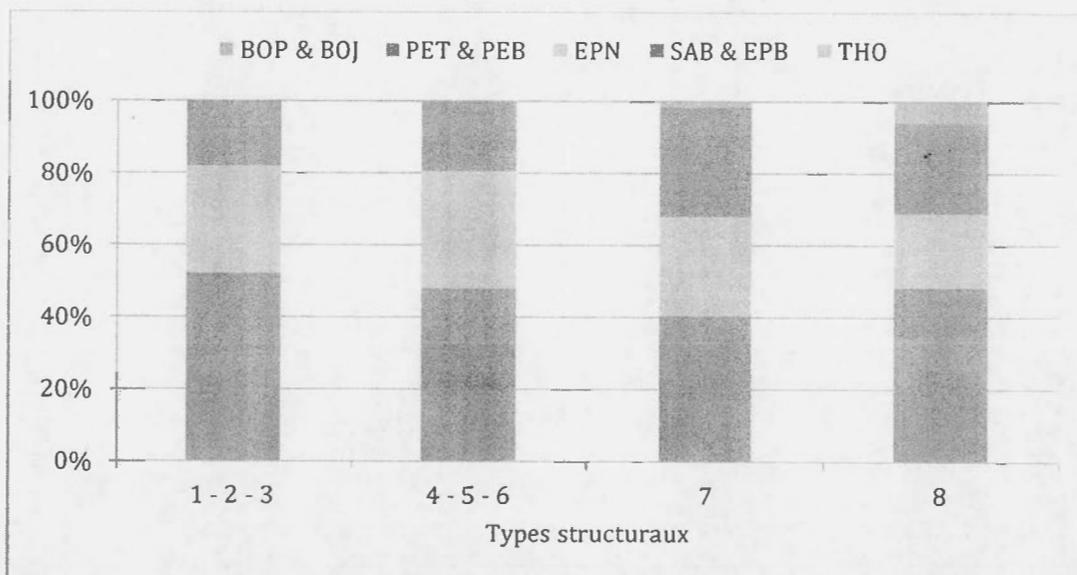


Figure 1.9 Déviations des quatre principales trajectoires successionales en forêt boréale mixte.

Note : Structures immatures = T1 à T3 ; Matures = T4 à T6 ; Surmatures = T7 et T8. Groupements d'essence : Bb = Bouleau à papier ; Pe = Peuplier faux-tremble ; S = Sapin baumier et Épinette blanche ; E = Épinette noire. Tirées de Lord et Faucher (2009).



A)



B)

Figure 1.10 Pourcentages cumulés exprimant la composition moyenne des types structureux en termes de **A)** surface terrière et de **B)** densité.

Note : Types 1-2-3 = Structures immatures; Types 4-5-6 = Structures matures; Type 7 et 8 = Structures surmatures. BOP = Bouleau à papier; BOJ = Bouleau jaune; PET = Peuplier faux-tremble; PEB = Peuplier baumier; EPN = Épinette noire; SAB = Sapin baumier; EPB = Épinette blanche; THO = Thuya de l'Est.

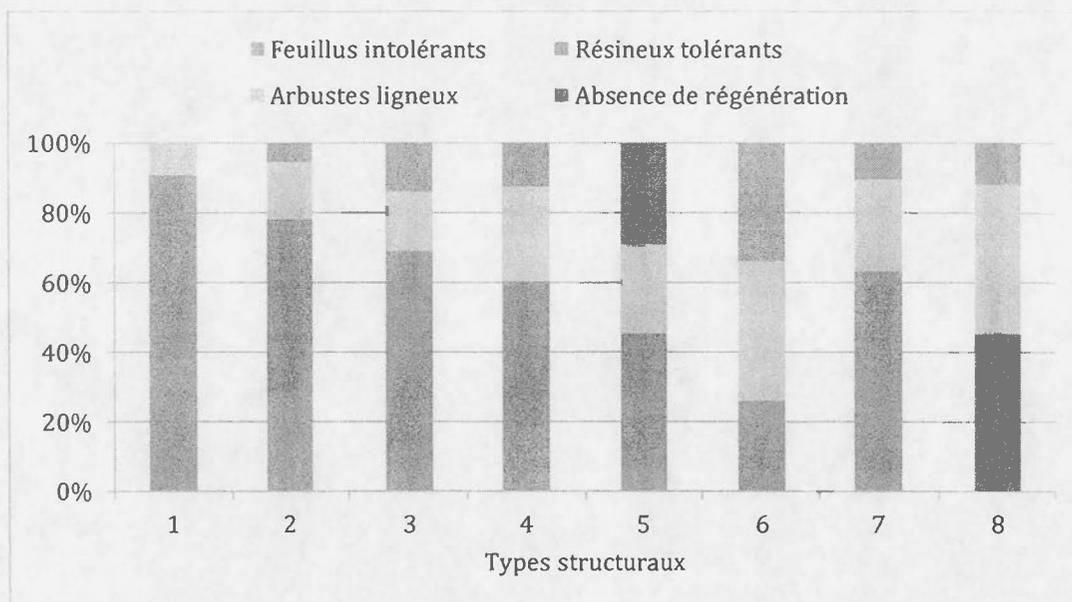


Figure 1.11 Pourcentage de chaque groupe de gaulis (DHP ≥ 2 cm et ≤ 9 cm) : résineux tolérants, feuillus intolérants, arbustes ligneux et absence de régénération pour chaque type structural, selon leur abondance en terme de surface terrière.

1.5.6 Influence des perturbations secondaires sur la structure

À partir des données recueillies par photo-interprétation, la Figure 1.12 compare la structure de peuplements à composition similaire (BbBbS), mais distingue ceux qui ont été défoliés par la plus récente épidémie de tordeuse de ceux qui ne l'ont pas été. La déviance avec un astérisque est à l'origine de cette relation globalement significative selon Neu. On y remarque que les peuplements défoliés par la tordeuse (BbBbS (EL)) ont majoritairement une structure mature ou surmature (T4 à T8). D'ailleurs, la totalité ($n = 13$) des peuplements à dominance de feuillus intolérants et à structure mature ou surmature ont été défoliés par la plus récente épidémie de TBE. À l'inverse, les peuplements épargnés par la tordeuse ont plutôt une structure immature.

Aussi, à la Figure 1.12, les peuplements mélangés dont l'essence feuillue dominante est le bouleau sont nettement plus affectés ($n = 50$) par la tordeuse des bourgeons de l'épinette que ceux dominés par le peuplier ($n = 3$). Cette table n'est pas présentée dans le mémoire.

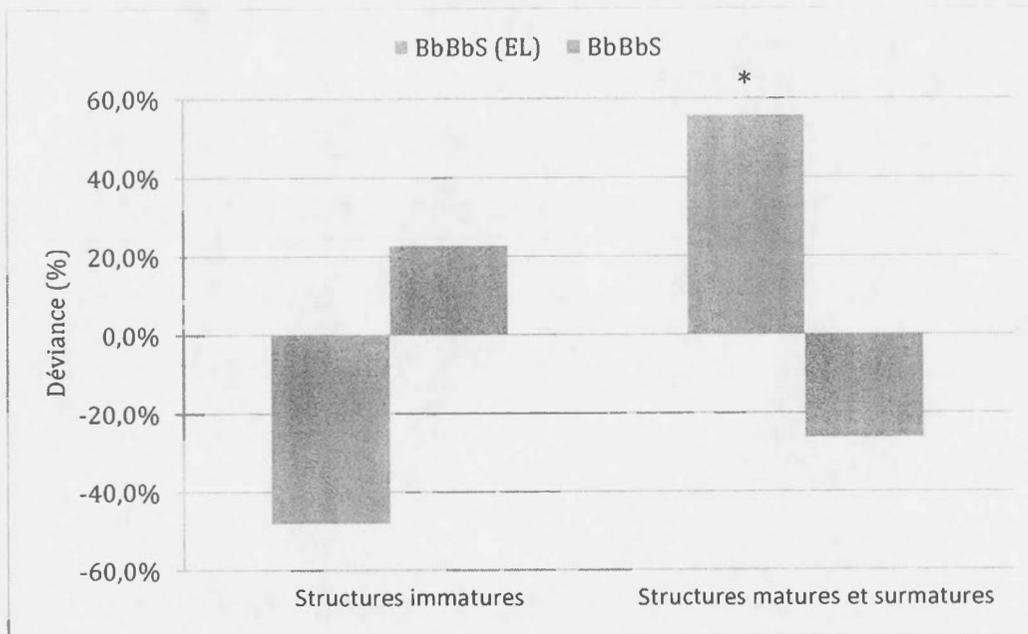


Figure 1.12 Déviance d'une distribution espérée : composition vs structure.

Note : Bb = Bouleau à papier; S = Sapin baumier; EL = Épidémie légère. * = significatif à un seuil de 0.05 selon Neu, Byers et Peek (1974).

1.6 Discussion

Comparativement aux méthodes traditionnelles utilisées pour caractériser la structure des peuplements, basées sur la photo-interprétation, le système de classification structurale retenu dans ce chapitre possède un bon nombre d'avantages. D'abord, il requiert des attributs couramment mesurés et, comparativement à l'algorithme *k-means*, il réduit la variance dans la répartition des objets par type, mais surtout il subdivise la gamme de conditions structurales des peuplements mélangés en un nombre limité de types structuraux, sans nécessiter la désignation à un groupe d'appartenance *a priori*.

Quelques approches utilisent la densité et/ ou la surface terrière comme indicateur de la diversité structurale. Par exemple, dans leur mesure de la diversité structurale, Staudhammer et LeMay (2001) utilisent la variance de la surface terrière dans diverses combinaisons de DHP-hauteur-espèces. Dans cet index, l'utilisation de la variance élimine la nécessité de créer arbitrairement des classes de DHP et de hauteur. À son image, le système de classification proposé dans cet article nécessite seulement la création de classes de DHP arbitraires. Toutefois, l'utilisation de distributions cumulatives et relatives de la surface terrière et de la densité ont été préférées au détriment de la variance puisque cette approche met davantage l'emphase sur les différences entre les distributions que la variance seule (Moss, 2012). La cumulation rend les distributions insensibles au nombre de classes et réduit sensiblement le nombre de zéros dans la matrice tandis que leur relativisation contrôle pour les variations de la densité sur la structure. Contrairement à d'autres approches (e.g. Nagel, Janowiak et Webster, 2007; Fortin et Bédard, 2007), les distributions empiriques ont été utilisées au détriment de distributions théoriques, tel la distribution de Weibull, (1951).

En suivant la chronoséquence structurale établie, on remarque que la densité d'arbres des peuplements diminue et que leur diamètre augmente, tel que le suggère la littérature (Lee *et al.*, 1997; Delong et Kessler, 2000; Popadiouk *et al.*, 2003). Ces observations résulteraient du processus d'exclusion des tiges, où la compétition entre les tiges et le succès inégal dans l'exploitation des ressources permettrait à certaines tiges de survivre et de croître alors que d'autres périssent (Oliver et Larson, 1990; Chen et Popadiouk, 2002). En conséquence, les peuplements transitent d'une canopée uniforme, avec des tiges qui ont un diamètre et une hauteur relativement semblables, vers une canopée à structure bimodale ou multimodale, avec un plus large éventail d'espèces, de diamètres et de hauteurs et où les résineux prennent

de plus en plus d'importance (Varga et Klinda, 2001; Clark, Antos et Bradfield, 2003). Conformément à ce que suggère cette littérature, le DHP moyen de même que son écart-type croissent avec la succession des types structuraux.

Parallèlement, dans les triangles des structures, on remarque que les types structuraux se succèdent logiquement : l'abondance relative de « petit bois », qui caractérise les types à structure immature, diminue graduellement avec la succession des types; la proportion de « moyen bois » est relativement abondante dans tous les types structuraux, mais elle est néanmoins maximale dans les types à structure mature tandis que la proportion de « gros bois » croît avec la chronologie des types. De surcroît, la proportion de gros bois est aussi très caractéristique des types à structure surmature.

Il est généralement reconnu que ce sont les traits vitaux des espèces qui influencent leur capacité à s'établir et à se maintenir dans l'espace et dans le temps. De plus, la structure d'un peuplement peut différer significativement selon sa composition spécifique, en influençant des processus et des attributs forestiers importants, tels que la productivité des écosystèmes (Chen et Klinka, 2003; Chen *et al.*, 2003), la dynamique du carbone et des nutriments (Simard *et al.*, 1997; Prescott, Blevins et Staley, 2000) et la susceptibilité aux perturbations naturelles (Su, Needham et MacLean, 1996; Cumming, 2001).

Bien que la Figure 1.10 n'expose pas de tendances claires, nos résultats montrent que la densité du peuplier faux-tremble et du bouleau à papier est maximale dans les types à structure immature tandis que leur dominance en termes de surface terrière survient plus tard dans la succession, lorsque les types ont une structure plus mature. En terme de surface terrière, l'abondance du peuplier, une espèce très intolérante à l'ombre, ne cesse de diminuer avec le temps. Par contre, celle du bouleau à papier est plus stable tout au long de la succession sous couvert mixte, avec une surface terrière et une densité maximale aux extrémités de la succession, un constat relevé par Bergeron, (2000). L'abondance du bouleau dans les structures immatures est sans doute accrue par sa surabondance sur les dépôts à texture grossière tandis que son abondance dans les structures surannées s'expliquerait par sa longévité (Bergeron, 2000) et sa capacité à coloniser les trouées de taille moyenne (Kneeshaw et Bergeron, 1998). Ces espèces sont reconnues pour initier une majorité de peuplements après feu sur les sites argileux mésiques de la forêt boréale mixte (Bergeron et Dubuc, 1989). Au fil de la succession, leur déclin en nombre serait donc lié à un plus faible

recrutement entre les événements de feu (Bergeron, 2000). Ce déclin est néanmoins compensé par un accroissement en surface terrière des arbres survivants, jusqu'à ce que le peuplement atteigne l'âge de bris (aussi appelé phase de sénescence par Pothier, Raulier et Riopel, (2004) et phase de rupture par Leblanc, (2014)), une étape qui marque souvent la transition de structures équiennes vers des structures inéquiennes (Chen et Popadiouk, 2002). On observe cette transition dans les peuplements qui composent le type structural 8 alors que leur distribution de densité est relativement égale parmi toutes les classes de taille. Aussi, le type structural 8 contient une forte proportion de gros bois, mais très peu de petit bois, ce qui laisse croire une mortalité éventuelle des peupliers dominants de même qu'un recrutement massif de résineux tolérants. Ces constats suggèrent que l'âge de bris est entamé sous couvert mixte et complétée plus tard dans la succession, sous couvert résineux.

Avec ses cônes semi-sérotineux, l'épinette noire est en mesure de coloniser rapidement les sites après un feu (Bergeron, 2000). Cette adaptation au feu pourrait expliquer son abondance relative dans les types à structure immature. L'épinette noire pourrait également être à l'origine de nombreux peuplements résineux purs, exclus de cette étude (Bergeron, 2000; Chen et Popadiouk, 2002). Néanmoins, autant sa densité que sa surface terrière diminue avec l'évolution des types structuraux, probablement en raison de plus faible compétitivité sur sites mésiques argileux (Bergeron et Dubuc, 1989 ; Harper *et al.*, 2002). En contraste, on remarque un recrutement constant du sapin baumier, de l'épinette blanche et du thuya de l'Est, dont l'arrivée tardive n'est perceptible que dans les types à structure surmature (Types 6-7-8). Ces espèces, aux besoins nutritionnels inférieurs à ceux des feuillus intolérants (Gosz, 1981; Carlyle, 1986), sont donc particulièrement bien adaptées à la baisse de qualité nutritive des sols associées aux forêts boréales mixtes plus âgées (Brais *et al.*, 1995).

En terme de régénération, on remarque que l'abondance des gaulis feuillus décroît avec le type structural. En effet, ces gaulis feuillus des premiers types structuraux ont visiblement été recrutés en tant qu'arbre dans les types à structure plus matures. Cet effet, combiné à leur intolérance à l'ombre (Messier, Parent et Bergeron, 1998), explique leur faible recrutement et leur déclin au fil de la succession. Dans les types à structure plus vieille (Types 4 à 8), ce déclin est accompagné par une hausse de la proportion d'arbustes ligneux, probablement en raison de l'ouverture des peuplements, elle-même causée par une dynamique de trouées engendrée par la sénescence des arbres et la dernière épidémie de la

tordeuse observée à ce stade de la succession (Kneeshaw et Bergeron, 1998; D'Aoust, Kneeshaw et Bergeron, 2004).

Seul le type 6 présente une strate de gaules avec peu de régénération résineuse. Bien que très variables, les peuplements qui composent ce type structural sont en moyenne ceux qui contiennent les plus grands volumes (Figure 1.6), ceci leur conférant un environnement peu propice au recrutement de gaulis (Chen et Popadiouk, 2002). Selon Paré et Bergeron (1995), suite à l'initiation d'un peuplement en forêt boréale mixte, la biomasse augmente rapidement pour atteindre un maximum lorsque la forêt est équiennne, avant de décroître légèrement et de se stabiliser. Les distributions de la surface terrière et du volume marchand suggèrent que ce maximum est atteint sous couvert mixte, tel qu'avancé par Linder (1998), mais que la stabilisation de la biomasse surviendrait plus tard dans la succession, possiblement sous couvert résineux. D'ailleurs, les distributions de la surface terrière et du volume, tous deux très semblables, correspondent remarquablement aux tables de production théorique de Pothier et Savard, (1998). La relation positive qui existe entre la distribution de la surface terrière et du volume des arbres vivants a déjà été observée en forêt boréale mixte (Sippola, Siitonen et Kallio, 1998; Ferguson et Archibald, 2002; Stewart *et al.*, 2003). Somme toute, les résineux tolérants semblent être suffisamment abondants dans tous les types structuraux pour éviter un échec de régénération, à l'exception du type 6, où la régénération de certains peuplements pourrait être compromise. La dominance absolue des arbustes ligneux suggère que le recours à des traitements sylvicoles appropriés, en occurrence une préparation de terrain (voir Prévost et Thiffault, 2013), serait nécessaire afin d'assurer une régénération résineuse adéquate sur ce type structural.

L'analyse de la relation entre la structure et la composition, en contrôlant l'influence de la TBE, a montré d'inattendus assemblages. Deux tendances opposées ont pu être exposées, selon l'espèce feuillue dominante, le peuplier ou le bouleau. Ces tendances pourraient s'expliquer par la longévité, le taux de croissance et la position de la cime dans la canopée de ces espèces. Le peuplier est une espèce peu longévive avec une croissance très rapide. Conséquemment, il domine souvent la canopée des peuplements jeunes jusqu'à la maturité, mais son tronc cède fréquemment lorsqu'il atteint ce stade. Le bouleau possède quant à lui un taux de croissance plus lent que celui du peuplier, ses fibres sont alors plus denses, ce qui lui confère une résistance et une longévité accrue, certains individus pouvant même atteindre

l'âge de 300 ans (Dansereau, 1990). Pour ces raisons, le bouleau domine rarement les peuplements; il est plus souvent qu'autrement codominant avec d'autres espèces résineuses, tel que le sapin baumier, l'épinette blanche et l'épinette noire.

Nous croyons que ces caractéristiques, propres au bouleau et au peuplier, conditionnent deux processus différents lors de la phase de sénescence (âge de bris), ce qui, ultimement, permettrait d'expliquer l'existence de relations structure-composition opposées. Dans les peuplements dominés par le bouleau, l'éclaircissement se ferait par le bas. Les tiges supprimées, peu tolérantes à l'ombre, succomberaient tandis que les tiges vigoureuses et longévives, persisteraient davantage dans le temps. La transition de la canopée, via la mortalité de petites tiges puis de plus grosses tiges, se ferait graduellement, ce qui expliquerait la présence de peuplements à structure immature et à composition feuillue de même qu'à structure mature ou surmature et à composition résineuse. À l'opposé, dans les peuplements dominés par le peuplier, l'éclaircissement se ferait par le haut. Suivant nos résultats, la présence de gros peupliers dans un peuplement, avec une forte influence sur la surface terrière, lui conférerait une structure mature de même qu'une composition feuillue. Avec le temps, la mortalité massive des tiges dominantes de peuplier conférerait aux peuplements une structure immature ou mature à composition résineuse. Nos résultats montrent donc que la structure interne des peuplements peut subir une régression au moment de l'âge de bris, ceux-ci pouvant acquérir hâtivement une structure mature avec la croissance rapide des feuillus intolérants et la perdre promptement au profit d'une structure immature au moment de l'âge de bris.

De plus, la TBE serait en mesure d'altérer la relation structure-composition des peuplements en provoquant la mortalité des individus hôtes. Selon Bouchard, Kneeshaw et Bergeron, (2005), les impacts des épidémies de tordeuse sur la structure se traduisent souvent en une régression des peuplements résineux vers des peuplements mixtes décidus en éliminant ou réduisant de façon importante la fraction résineuse des peuplements. D'ailleurs, cette régression interromprait systématiquement la succession naturelle vers les peuplements résineux (Bergeron et Dansereau, 1993; Kneeshaw et Bergeron, 1998) en instaurant une dynamique de trouées de taille très variable, parfois favorable au recrutement du bouleau à papier (Bouchard, Kneeshaw et Bergeron, 2005). Nos résultats permettent d'expliquer la régression de peuplements à structure mature et à composition résineuse vers des

peuplements à structure mature et à composition feuillue. Dans les peuplements à structure mature, qui se définissent principalement par la présence de gros arbres, le plus souvent des peupliers faux-trembles avec des résineux intermédiaires ou codominants, le passage de la TBE occasionnerait la mortalité des hôtes résineux. Ces peuplements conserveraient leur caractère structural mature en raison de la survie des gros peupliers. Les peuplements affectés transgresseraient alors vers des peuplements à structure mature et à composition pionnière ou âgée, dépendamment de la sévérité de l'épidémie.

1.7 Conclusion

La présente typologie structurale a été élaborée, décrite et appliquée avec succès à l'aide de 461 placettes-échantillons temporaires, considérés représentatives de l'ensemble des peuplements mélangés des régions écologiques 5a et 6a. Nos résultats suggèrent qu'il est possible de résumer efficacement le gradient structural des peuplements mélangés du territoire d'étude en huit types structuraux dominants et consistants. De plus, la relation qu'il existe entre les types structuraux et les principaux paramètres typologiques (i.e. DHP moyen, densité, surface terrière et volume marchand) est en adéquation avec ce que suggère la littérature, tout comme la cohérence entre les types et les principaux facteurs qui modèlent la structure des peuplements (i.e. dépôt de surface, perturbations antérieures et composition des peuplements en terme de gaules et d'arbres commerciaux). Ces observations renforcent l'hypothèse H2, voulant que les types structuraux ordonnés soient également chronologiquement croissants.

Dans le contexte de la mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique au Québec, la cohérence des résultats obtenus nous incite à recommander la typologie comme cadre de référence 1) pour la caractérisation de la structure des peuplements mélangés dans les régions écologiques 5a et 6a et 2) pour développer de nouvelles pratiques sylvicoles adaptées aux particularités en termes de structure, composition et dynamique de ces peuplements. De plus, compte tenu de l'enjeu relié à la perte de structure interne des peuplements et l'objectif de maintenir une portion du paysage forestier en peuplements ayant des attributs de vieilles forêts, cet outil pourrait aussi contribuer à orienter la planification forestière à plus grande échelle dans ces deux régions écologiques. La typologie apparaît désormais comme un outil simple et pratique pour les sylviculteurs afin de décrire efficacement la structure des peuplements forestiers, et ce, plus précisément que le permettent les inventaires forestiers traditionnels (Boudreault et Philibert, 2011). De plus, en raison de sa performance globale, la typologie proposée – ou du moins l'approche de son élaboration – pourrait sûrement être appliquée à d'autres régions écologiques situées en forêt boréale, là où la succession secondaire semble favorable à son application.

L'outil ainsi développé permet de caractériser et synthétiser la structure d'un grand nombre de placettes d'inventaire forestier à la fois, et ce, de façon satisfaisante (faible taux d'erreur de classement). Le portrait que l'on a dressé de deux régions écologiques illustre

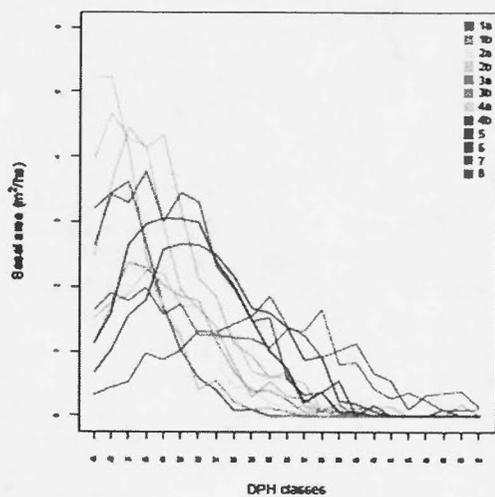
bien l'utilité potentielle comme outil d'aide à la décision sylvicoles et de planification forestière. Il permet d'évaluer l'importance des différents types de structure de peuplements sur un territoire et ainsi de mieux anticiper les travaux d'aménagement forestier à appliquer.

APPENDICE A

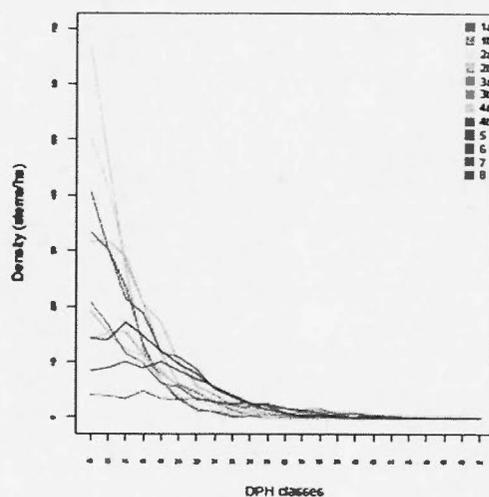
REPRÉSENTATION DES DISTRIBUTIONS DE RÉFÉRENCE DES SOUS-TYPES DE
DENSITÉ RÉSULTANT DE L'ALGORITHME C-MEANS

La typologie a été élaborée à l'aide de courbes cumulées inverses et relatives. La relativisation des observations a été faite dans le but de contrôler l'influence de la densité sur la structure. Cette étape visait à regrouper dans un même type les placettes avec une forme de courbe structurale similaire, mais ces courbes peuvent dissimuler plus d'une classe de densité absolue. Une analyse pour déterminer la présence de sous-types de densité au sein d'un même type a donc été menée *a posteriori*. Pour déterminer le nombre optimal de sous-type, les distributions appartenant à un même type ont été transformées sous leurs formes non cumulées et absolues puis soumises à nouveau au critère de la largeur moyenne de silhouette. Les types dont un (ou plusieurs) sous-type offrait une largeur moyenne de silhouette nulle ou négative n'ont pas été sous-divisés.

La Figure A montre les sous-types de densité sous leur forme non cumulée absolue. Les types 1 à 4 ont chacun été décliné en deux sous-types, contrairement aux types 5 à 8, dont la largeur moyenne de silhouette était nulle ou négative. De plus, les placettes qui composent les types 5 à 8 étaient nettement plus variables que celles des types 1 à 4, ce qui aurait rendu délicat la reconnaissance de sous-types. Ainsi, en tenant compte des variations de densité, la typologie compte 8 types structuraux dont quatre sont déclinés en sous-types de densité, pour un grand total de 12 sous-types.



A.



B.

Figure A Représentation des sous-types *c-means* sous leur forme non cumulée absolue. **A)** surface terrière moyenne absolue; **B)** densité moyenne absolue.

APPENDICE B

RÉPARTITION DES TYPES STRUCTURAUX SUR LE TERRITOIRE D'ÉTUDE

La Figure B présente l'appartenance typologique des placettes. On y remarque immédiatement que la région écologique 5a (26 865 km²) contient 86% des placettes (n = 396), bien que sa superficie soit inférieure à celle de la région écologique 6a (49 099 km²), ce que confirme le Tableau B.

Le stade feuillu intolérant qui caractérise la première cohorte de la forêt boréale mixte ne s'applique que dans de rares situations en forêt boréale, on n'a qu'à consulter la carte de répartition des PET correspondant à des peuplements mélangés pour s'en convaincre (Figure B).

D'autre part, la moindre occurrence de peuplements mélangés dans la région écologique 6a s'explique à la fois par les conditions abiotiques du milieu et par leur histoire anthropique. Globalement, ces deux régions ont un cycle de feu similaire, indépendamment de la période temporelle, la taille des feux ayant cours au nord est cependant plus grande en moyenne (Bergeron *et al.*, 2004). Dans la sapinière, la composante feuillue est accentuée par une plus forte proportion de sol argileux, propices au développement de forêts mélangés (Laquerre, Leduc et Harvey, 2009) de même que par la colonisation humaine et l'exploitation (Bergeron *et al.*, 2002) via l'ignition de feux d'origine anthropique, la création de routes, de champs agricoles et d'aires de coupe. Ces activités anthropiques ont accentué le morcèlement du paysage et, par le fait même, augmenté la proportion de forêts à dominance de feuillus pionniers de structure jeune (Harvey et Bergeron, 1989; Drapeau *et al.*, 2000; Lefort, Gauthier et Bergeron, 2003). Nos résultats corroborent ces observations puisque les structures immatures (Types 1 à 4; ratio 6a/ 5a inférieur à la moyenne) surabondent dans la région écologique 5a, contrairement aux structures matures et surannées (Types 5 à 8; ratio 6a/5a supérieur à la moyenne) qui sont en surabondance dans la région écologique 6a.

La typologie s'adresse donc principalement à la région écologique 5a. Dans un figure non présentée dans ce mémoire, on pouvait d'ailleurs constater que la composante résineuse

des peuplements mélangés diffère significativement d'une région écologique à l'autre, l'épinette noire étant le conifère de prédilection des peuplements mélangés de la région écologique 6a, devant le sapin baumier, le mélèze laricin et l'épinette blanche.

Tableau B Répartition des objets à l'étude (n = 461), sous forme de valeur absolue et de pourcentage, en fonction du type structural et de la région écologique d'appartenance. La proportion d'objet par région écologique est également présentée pour chaque type structural.

Région écologique		Types structuraux								Tous
		1	2	3	4	5	6	7	8	
6a	N.B.	2	4	7	5	15	14	9	9	65
	%	3.1	6.2	10.8	7.7	23.1	21.5	13.8	13.8	100
5a	N.B.	63	69	64	43	40	36	48	33	396
	%	15.9	17.4	16.2	10.9	10.1	9.1	12.1	8.3	100
Ratio 6a/ 5a		0.03	0.06	0.11	0.12	0.38	0.39	0.19	0.27	0.16
Ratio 6a/ 5a (%)		0.19	0.36	0.67	0.71	2.29	2.36	1.14	1.66	1.17

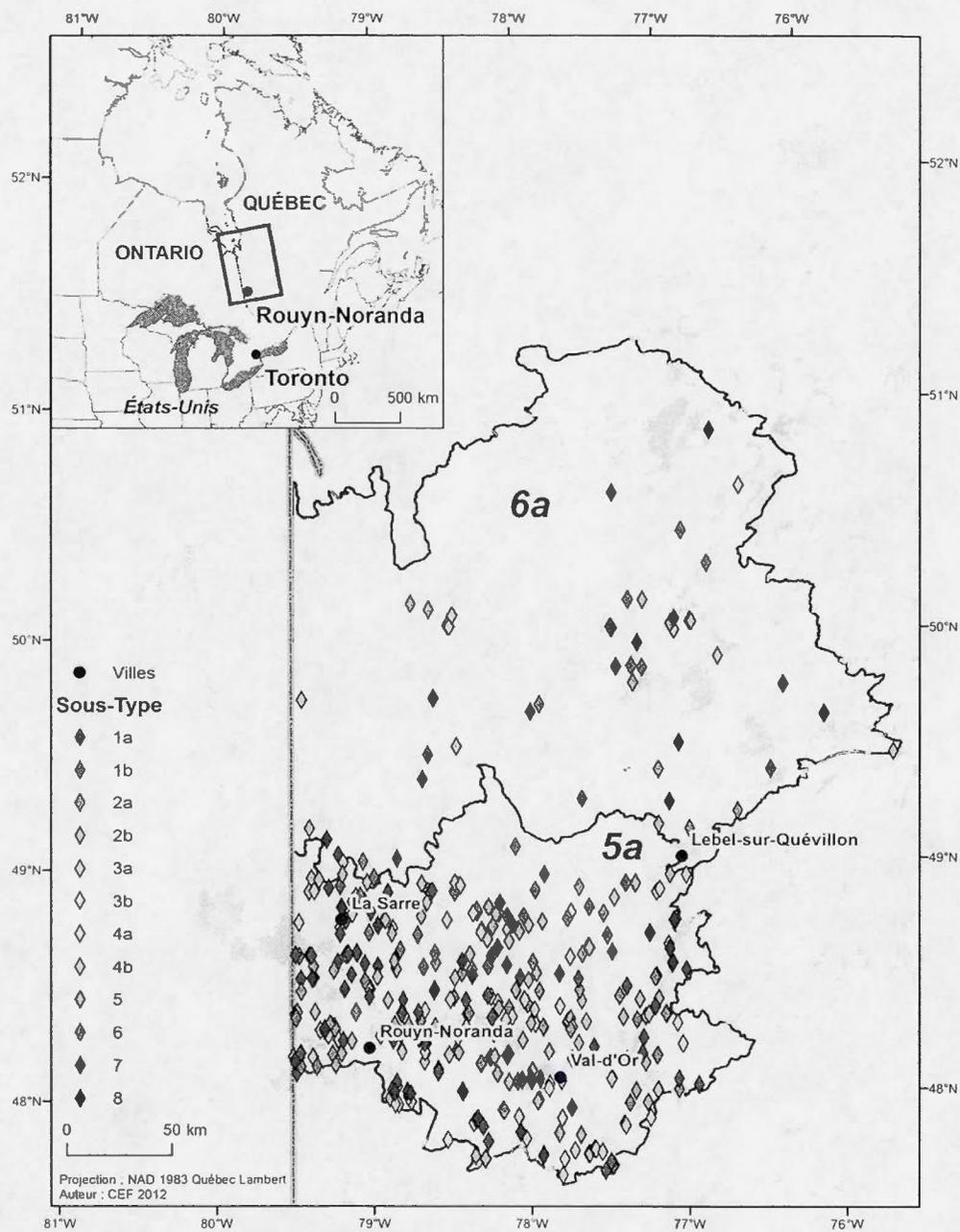


Figure B Répartition placettes-échantillons temporaires (n = 461) sur le territoire d'étude, avec leur appartenance typologique.

APPENDICE C

INFLUENCE DU DÉPÔT DE SURFACE SUR LA STRUCTURE

Dans les deux régions écologiques, six types de dépôts de surface ont été rencontrés. Trois d'entre eux ont été soustraits des analyses en raison de leur trop faibles effectifs (Organiques : $n = 10$; Fluvioglaciales : $n = 9$; Éoliens : $n = 5$). Les trois autres ont été confrontés aux types structuraux dans un tableau de contingence et des écarts de Neu (Neu, Byers et Peek, 1974) ont été utilisés pour déterminer la présence de relations significatives.

Les résultats de la déviance (Figure C) illustrent deux valeurs significatives. D'abord, les dépôts rocheux se trouvent en surabondance dans le premier type structural, ce qui laisse présager que les sols improductifs préservent les structures juvéniles. Ensuite, les dépôts glaciaires se trouvent en légère surabondance dans le deuxième type structural. Finalement, une analyse du khi carré n'a pas détecté de différence significative dans la répartition des types de dépôts de surface entre les types structuraux d'une région écologique à l'autre (données non présentées ici).

Effectivement, le peuplier faux-tremble ne semble pas être en mesure de dominer sur les affleurements rocheux, des sols xériques et pauvres, contrairement au bouleau à papier, une espèce moins exigeante à cet égard et reconnue pour coloniser ces sols (Bergeron et Dubuc, 1989). Nos résultats suggèrent que ces conditions contribueraient en outre à préserver des caractères structuraux jeunes, comme en témoigne la surabondance de dépôts rocheux dans le premier type structural (Figure 1.7). De plus, sur les affleurements rocheux du 1^{er} type structural, le bouleau est l'essence feuillue dominante dans 92 % des cas.

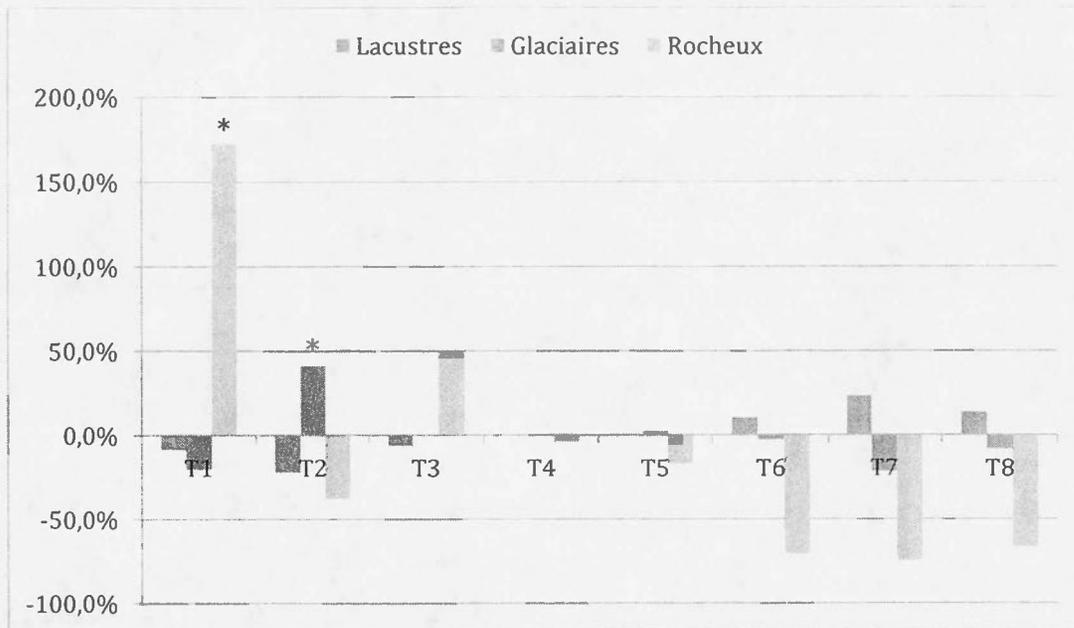


Figure C Déviance d'une distribution espérée : dépôt de surface vs type structuraux (T1 à T8).

Note : * = significatif à un seuil de 0.05 selon Neu, Byers et Peek, (1974).

APPENDICE D

LISTE DES ESPÈCES RÉPERTORIÉES DANS LE RÉSEAU DE PET ET RECONNUES
EN TANT QUE COMPÉTITEUR POUR UNE RESSOURCE DU MILIEU

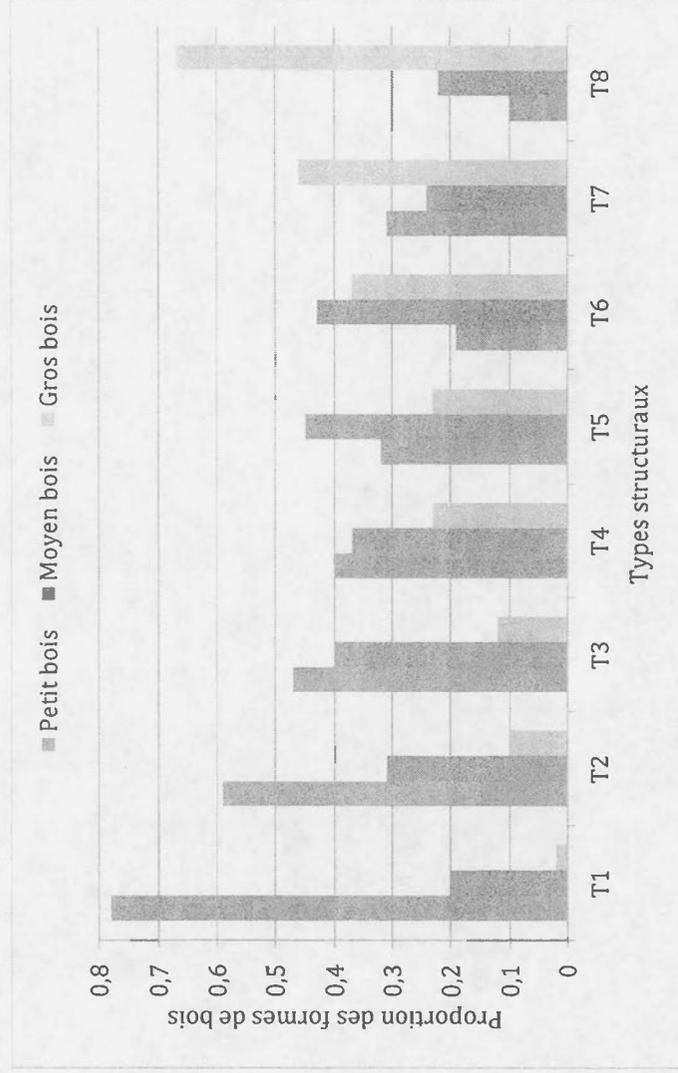
Adapté de Bell *et al.*, (2011).

	Nom scientifique ³	Nom vernaculaire	Lumière	Humidité	Nutriments
Arbres	<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	Bouleau à papier	x	-	x
	<i>Abies balsamea</i> (L.)	Sapin baumier	x	x	x
	<i>Populus balsamifera</i> (L.)	Peuplier baumier	x	-	x
	<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Peuplier faux-tremble	x	-	-
	<i>Acer rubrum</i> L.	Érable rouge	x	-	x
Arbustes ligneux	<i>Viburnum edule</i> (Michx.) Raf.	Viorne comestible	x	x	
	<i>Alnus incana</i> ssp. <i>rugosa</i> (Du Roi) Clausen	Aulne rugueux	x	x	x
	<i>Alnus incana</i> ssp. <i>crispa</i> (Dryander ex Aiton)	Aulne crispé	x	x	-
	<i>Corylus cornuta</i> Marsh.	Noisetier à long bec	x	x	x
	<i>Amelanchier</i> sp.	Amélanchiers sp.	-	x	x
	<i>Prunus pensylvanica</i> L.f.	Cerisier de Pennsylvanie	x	x	x
	<i>Prunus virginiana</i> L.	Cerisier de Virginie	x	-	-
	<i>Salix</i> sp.	Saule sp.	x	x	x
	<i>Acer spicatum</i> Lamb.	Érable à épis	x	x	-

³ La nomenclature des espèces respecte celle de VASCAN, la base de donnée des plantes vasculaires du Canada (Brouillet *et al.*, 2013).

APPENDICE E

HISTOGRAMME REPRÉSENTANT LA PROPORTION EN SURFACE TERRIÈRE DES FORMES DE PETIT, MOYEN ET GROS BOIS PAR TYPES STRUCTURAUX



N.B. La distribution de la surface terrière de la population à l'étude a été divisée en tertiles, ceux-ci définissant formes de Petit bois (\varnothing 9.1 et 17.0 cm de DHP), Moyen bois (\varnothing 17.1 et 25.0 cm de DHP) et Gros bois (\geq 25.1 cm de DHP). La proportion de ces formes de bois a ensuite été présentée par type structural.

APPENDICE F

PRINCIPAUX TRAITS VITAUX DES ESPÈCES COMMUNES DE LA FORÊT BORÉALE

Adapté de Rousseau (1974); Burns et Honkala (1990) et Harvey et al. (2002).

Espèce	Reproduction après un feu	Reproduction en absence de feu	Tolérance à l'ombre	Stade successional	Age de révolution (maximum)	Sources de vulnérabilité
Bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>)	Graines, rejet de souche	Semis dans les trouées	Intolérant	Pionnier	60-90 (235)	Long cycle de feu
Peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>)	Drageons racinaires	Drageons dans les trouées, graines	Très intolérant	Pionnier	50-90 (170)	Long cycle de feu et Livrée
Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Graines	Peu de régénération	Très intolérant	Pionnier (ou climax édaphique)	50-90 (240)	Long cycle de feu
Méleze laricin (<i>Larix laricina</i>)	Graines	Peu de régénération	Très intolérant	Pionnier	70-120 (180)	Feu
Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	Graines	Semis en sous-canopée	Très tolérant	Fin de succession	50-90 (145)	Feu et TBE
Épinette blanche (<i>Picea glauca</i>)	Graines	Semis en sous-canopée	Intermédiaire	Mi-fin de succession	70-110 (230)	Feu et TBE
Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Graines	Marcottage	Tolérant	Pionnier et fin de succession	80-130 (240)	TBE
Thuja de l'Est (<i>Thuja occidentalis</i>)	Graines	Semis et marcottage	Tolérant	Mi-fin de succession	80-160 (920)	Feu

APPENDICE G

SYNTHÈSE DES ALGORITHMES ORIGINAUX CONSIDÉRÉS DANS LE MÉMOIRE
Adapté de Nock et Nielsen (2006).

Algorithme	<i>k-means</i> (McQueen 1967)	<i>c-means</i> (Bezdek 1981)
Paramètres du modèle	Gaussiens $\mathcal{N}(\mu_j, \sigma_l)$	Centres μ_j
Perte	$l_t(u)$ dans eq. (1)	
	$l_{t,i}$: voir eq. (2)	$l_{t,i}$: voir eq. (3)
Appartenance (membership)	dure (<i>hard</i>)	douce (<i>soft</i>)
Étape [1.] : $m_t(j, i) =$	1 pour $\arg \min_j \ x_i - \mu_{t,j}\ ^2$ Autrement 0;	$1 / \sum_{l=1}^k \lambda_{t,i,j,l}^{(\frac{2}{a-1})}$; $\lambda_{t,i,j,l} = \frac{\ x_i - \mu_{t,j}\ }{\ x_i - \mu_{t,l}\ }$
Étape [2.] : $w_{t,i} =$	$1/n$	
Étape [3.] : $\mu_{t+1,j} =$	Voir eq. (4)	Voir eq. (5)

$$(1) \quad l_t(w) = \sum_{i=1}^n w_i l_{t,i} ;$$

$$(2) \quad l_{t,i} = \sum_{j=1}^k -m_t(j, i) \log(p_{t,i}^j \pi_{t,j}) , \forall 1 \leq i \leq n ;$$

$$(3) \quad l_{t,i} = \sum_{j=1}^k -m_t^a(j, i) \|x_i - \mu_{t,j}\|^2 , \forall 1 \leq i \leq n ;$$

$$(4) \quad \mu_{t+1,j} = \sum_{i=1}^n m_t(j, i) x_i / \sum_{i=1}^n m_t^a(j, i) , \forall 1 \leq j \leq k ;$$

$$(4) \quad \mu_{t+1,j} = \sum_{i=1}^n m_t^a(j, i) x_i / \sum_{i=1}^n m_t^a(j, i) , \forall 1 \leq j \leq k ;$$

1.8 Bibliographie

- Angelstam, P. et T. Kuuluvainen. 2004. «Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: A European perspective». *Ecological Bulletins*, vol. 51, p. 117-136.
- Bell, F.W., M. Kershaw, I. Aubin, N. Thiffault, J. Dacosta et A. Wiensczyk. 2011. «Ecology and traits of plant species that compete with boreal and temperate forest conifers: An overview of available information and its use in forest management in Canada». *The forestry chronicle*, vol. 87, no 2, p. 161-174.
- Berg, Å., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien. 1994. «Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations». *Conservation Biology*, vol. 8, no 3, p. 718-731.
- Bergeron, Y. 2000. «Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest». *Ecology*, vol. 81, no 6, p. 1500-1516.
- Bergeron, Y. et P. Dansereau. 1993. «Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles». *Journal of Vegetation Science*, vol. 4, no 6, p. 827-832.
- Bergeron, Y. et M. Dubuc. 1989. «Succession in the southern part of the Canadian boreal forest». *Vegetatio*, vol. 79, p. 51-63.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. «Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec». *Ecology*, vol. 85, no 7, p. 1916-1932.
- Bergeron, Y. et B.D. Harvey. 1997. «Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, no 1, p. 235-242.
- Bergeron, Y., B.D. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. «Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt». *The forestry chronicle*, vol. 75, no 1, p. 55-61.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B.D. Harvey et S. Gauthier. 2002. «Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 81-95.
- Bezdek, J.C. 1981. *Pattern Recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms*. New York, NY, US: Plenum Press, 256 p.
- Blais, J.R. 1983. «Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks

- in eastern Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 13, no 4, p. 539-547.
- Borcard, D., F. Gillet et P. Legendre. 2011. *Numerical ecology with R*. Montréal, Québec: Springer, 306 p.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2005. «Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 204, no 2, p. 297-313.
- Boucher, D., L. De Grandpré et S. Gauthier. 2003. «Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec». *The forestry chronicle*, vol. 79, no 2, p. 318-328.
- Boudreault, J-F. et Y. Philibert (2011). Normes d'inventaire écoforestier - Placettes-échantillons temporaires. Sainte-Foy, Québec, Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: 213 p.
- Brais, S., B.D. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau et D. Paré. 2004. «Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 431-446.
- Brais, S., C. Camiré, Y. Bergeron et D. Paré. 1995. «Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 76, no 1, p. 181-189.
- Brassard, B.W. et H.Y.H. Chen. 2006. «Stand structural dynamics of North American boreal forests». *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 25, no 2, p. 115-137.
- 2008. «Effects of forest type and disturbance on diversity of coarse woody debris in boreal forest». *Ecosystems*, vol. 11, no 7, p. 1078-1090.
- Brock, G., V. Pihur, S. Datta et S. Datta. 2008. «clValid: An R package for cluster validation». *Journal of Statistical Software*, vol. 25, no 4, p. 1-22.
- Brouillet, L., F. Cousol, M. Favreau et M. Anions (2013). VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada En ligne. <<http://data.canadensys.net/vascan/search/%3E>>.
- Carlyle, J.C. 1986. *Nitrogen cycling in forested ecosystems: Forestry Abstracts*. 308-336 p.
- Chen, H.Y.H., K. Klinka, A-H. Mathey, X. Wang, P. Varga et C. Chourmouzis. 2003. «Are mixed-species stands more productive than single-species stands: an empirical test of three forest types in British Columbia and Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 33, no 7, p. 1227-1237.
- Chen, H.Y.H. et R.V. Popadiouk. 2002. «Dynamics of North American boreal mixedwoods».

Environmental Reviews, vol. 10, no 3, p. 137-166.

- Chen, H.Y.H. et K. Klinka. 2003. «Aboveground productivity of western hemlock and western redcedar mixed-species stands in southern coastal British Columbia». *Forest Ecology and Management*, vol. 184, no 1, p. 55-64.
- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss et D.J. Parsons. 1996. «The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management». *Ecological Applications*, vol. 6, no 3, p. 665-691.
- Clark, D.F., J.A. Antos et G.E. Bradfield. 2003. «Succession in sub - boreal forests of West - Central British Columbia». *Journal of Vegetation Science*, vol. 14, no 5, p. 721-732.
- Cooke, B.J. et F. Lorenzetti. 2006. «The dynamics of forest tent caterpillar outbreaks in Quebec, Canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 226, no 1, p. 110-121.
- Cumming, S.G. 2001. «Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: what do fires burn?». *Ecological Applications*, vol. 11, no 1, p. 97-110.
- Dansereau, P.-R. 1990. «La reconstitution historique des feux dans un secteur forestier au sud du lac Abitibi, Québec». Montréal, Université du Québec à Montréal, 140 p.
- D'Aoust, V., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2004. «Characterization of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 339-352.
- DeLong, S.C. et W.B. Kessler. 2000. «Ecological characteristics of mature forest remnants left by wildfire». *Forest Ecology and Management*, vol. 131, no 1, p. 93-106.
- Dix, R.L. et J.M.A. Swan. 1971. «The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan». *Canadian Journal of Botany*, vol. 49, no 5, p. 657-676.
- Drapeau, P., A. Leduc, J-F. Giroux, J-P.L. Savard, Y. Bergeron et W.L. Vickery. 2000. «Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests». *Ecological Monographs*, vol. 70, no 3, p. 423-444.
- Drever, C.R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan. 2006. «Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 9, p. 2285-2299.
- Farnden, C., I. Moss et T. Earle (2003). Field Guide for identifying stand structure classes in the cariboo forest region. Lignum Limited. Colombie-Britannique, Canada: 92 p.
- Ferguson, S.H. et D.J. Archibald. 2002. «The 3/4 power law in forest management: how to

- grow dead trees». *Forest Ecology and Management*, vol. 169, no 3, p. 283-292.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson et C.S. Holling. 2004. «Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, p. 557-581.
- Fortin, M. et S. Bédard. 2007. «Assessing the population-averaged diameter distribution and its variability». In *Complex stand structures and associated dynamics: Measurement indices and modelling approaches - Popular summaries*, PF Newton et V.M. Lemay, p. 46-47. Forest Res. Inst., Sault Ste. Marie, Ontario, Canada: Forest Res. Inf. Pap. No. 167.
- Franklin, J.F., D.R. Berg, D.A. Thornburgh et J.C. Tappeiner. 1997. «Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems». In *Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management*, K.A Kohm et J.F. Franklin, p. 111-140. Washington, DC: Island Press.
- Frelich, L.E. et P.B. Reich. 1995. «Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest». *Ecological Monographs*, vol. 65, no 3, p. 325-346.
- Gauthier, S., L. De Grandpré et Y. Bergeron. 2000. «Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec». *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, no 6, p. 781-790.
- Gauthier, S. et M-A. Vaillancourt. 2008. «*Aménagement écosystémique en forêt boréale*». Les Presses de l'Université du Québec, 568 p.
- Gosz, J.R. 1981. «Nitrogen cycling in coniferous ecosystems». *Ecological Bulletins (Stockholm)*, vol. 33, p. 405-426.
- Grondin, P., J. Blouin et P. Racine. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec, 102 p.
- Grondin, P., D. Hotte, Y. Boucher, P. Tardif et J. Noël. 2010. «Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique». Direction de la recherche forestière. Ministère des Ressources naturelles du Québec, 96 p.
- Grove, S.J. 2001. «Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests». *Annual review of ecology and systematics*, vol. 33, p. 1-23.
- Harmon, M.E., J.F. Franklin, F.J. Swanson, P. Sollins, S.V. Gregory, J.D. Lattin, N.H. Anderson, S.P. Cline, N.G. Aumen et J.R. Sedell. 1986. «Ecology of coarse woody

- debris in temperate ecosystems». *Advances in ecological research*, vol. 15, p. 133-302.
- Harper, K.A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. «Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi Quebec: a landscape scale study». *Silva fennica*, vol. 36, no 1, p.259-263.
- Harvey, B.D. et S. Brais. 2007. «Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: implications for deadwood dynamics». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, no 9, p. 1525-1533.
- Harvey, B.D. et Y. Bergeron. 1989. «Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 19, no 11, p. 1458-1469.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. «Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, no 1, p. 369-385.
- Herbert, I. et C. Allegrini. 2000. «Résumé de la typologie des peuplements feuillus irréguliers de Franche-Comté». Projet Life – Développement d'une gestion durable des peuplements irréguliers feuillus. *Conseil régional de Franche-Comté*. 6 p.
- Jobidon, R. 1994. *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec*. Sainte-Foy, Québec: Direction de la recherche forestière, Forêt Québec, MRN, 180 p.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*: Cambridge University Press, 129 p.
- Johnson, E.A. et S.L. Gutsell. 1994. «Fire frequency models, methods and interpretations». *Advances in ecological research*, vol. 25, p. 239-287.
- Kashian, D.M. et B.V. Barnes. 2000. «Landscape influence on the spatial and temporal distribution of the Kirtland's warbler at the Bald Hill burn, northern Lower Michigan, USA». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 12, p. 1895-1904.
- Kneeshaw, D.D. et Y. Bergeron. 1998. «Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest». *Ecology*, vol. 79, no 3, p. 783-794.
- Lähde, E., O. Laiho et Y. Norokorpi. 1999. «Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe». *Forest Ecology and Management*, vol. 118, no 1, p. 223-243.
- Landres, P.B., P. Morgan et F.J. Swanson. 1999. «Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems». *Ecological Applications*, vol. 9, no 4, p.

1179-1188.

- Laquerre, S., B.D. Harvey et A. Leduc. 2011. «Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands». *THE FORESTRY CHRONICLE*, vol. 87, no 1, p. 77-85.
- Laquerre, S., A. Leduc et B.D. Harvey. 2009. «Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale». *Écoscience*, vol. 16, no 4, p. 483-491.
- Leblanc, P.A. 2014. «Incorporating multi-cohort old aspen and mixedwood dynamics into a long-term forest management plan». *The forestry chronicle*, vol. 90, no 1, p. 50-58.
- Lee, P.C., S. Crites, M. Nietfeld, H.V. Nguyen et J.B. Stelfox. 1997. «Characteristics and origins of deadwood material in aspen-dominated boreal forests». *Ecological Applications*, vol. 7, no 2, p. 691-701.
- Lefort, P., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2003. «The influence of fire weather and land use on the fire activity of the Lake Abitibi area, eastern Canada». *Forest Science*, vol. 49, no 4, p. 509-521.
- Légaré, S., D. Paré et Y. Bergeron. 2004. «The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 405-416.
- Lessard, G. et S. Côté (2005). Détermination des paramètres des forêts aptes au régime du jardinage (PHASE I). Centre collégial de transfert de technologie en foresterie (CERFO), Rapport du CERFO: 289 p
- Lindenmayer, D.B., C.R. Margules et D.B. Botkin. 2000. «Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management». *Conservation Biology*, vol. 14, no 4, p. 941-950.
- Linder, P. 1998. «Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years». *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 13, no 1-4, p. 451-461.
- Lord, G. et A. Faucher. 2009. Normes de cartographie écoforestières - Troisième inventaire écoforestier. Sainte-Foy, Québec, Direction des Inventaires Forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: 95 p
- MacQueen, J. 1967. *Some methods for classification and analysis of multivariate observations: Proceedings of the fifth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*. California, USA, 14 p.
- McCarthy, J.W. 2001. «Gap dynamics of forest trees: a review with particular attention to boreal forests». *Environmental Reviews*, vol. 9, no 1, p. 1-59.

- McCarthy, J.W. et G. Weetman. 2007. «Stand structure and development of an insect-mediated boreal forest landscape». *Forest Ecology and Management*, vol. 241, no 1, p. 101-114.
- Messaoud, Y., Y. Bergeron et A. Leduc. 2007. «Ecological factors explaining the location of the boundary between the mixedwood and coniferous bioclimatic zones in the boreal biome of eastern North America». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, no 1, p. 90-102.
- Messier, C., S. Parent et Y. Bergeron. 1998. «Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests». *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, no 4, p. 511-520.
- Mladenoff, D.J., M.A. White, J. Pastor et T.R. Crow. 1993. «Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes». *Ecological Applications*, vol. 3, no 2, p. 294-306.
- Morin, H., D. Laprise et Y. Bergeron. 1993. «Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 8, p. 1497-1506.
- Moss, I. 2012. «Stand structure classification, succession, and mapping using lidar». Vancouver, BC, Doctor of philosophy, University of British Columbia, 170 p.
- Nagel, L.M., M.K. Janowiak et C.R. Webster. 2007. «Spatial scale affects diameter distribution shape in uneven-aged northern hardwoods». In *Complex stand structures and associated dynamics: Measurement indices and modelling approaches - Popular summaries*, PF Newton et V.M. LeMay, p. 41-43. Sault Ste. Marie, Ontario: Ontario Forest Research Institute.
- Neu, C.W., C.R. Byers et J.M. Peek. 1974. «A technique for analysis of utilization-availability data». *The Journal of Wildlife Management*, p. 541-545.
- Nock, R. et F. Nielsen. 2006. «On weighting clustering». *Pattern Analysis and Machine Intelligence, IEEE Transactions on*, vol. 28, no 8, p. 1223-1235.
- OIFQ. 2009. *Manuel de foresterie*. Sainte-Foy, Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec p.
- Oliver, C.D. et B.C. Larson. 1990. *Forest stand dynamics*: McGraw-Hill, Inc., 467 p.
- Paré, D. et Y. Bergeron. 1995. «Above-ground biomass accumulation along a 230-year chronosequence in the southern portion of the Canadian boreal forest». *Journal of*

Ecology, vol. 83, no 6, p. 1001-1007.

- Park, A., D. Kneeshaw, Y. Bergeron et A. Leduc. 2005. «Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixedwood chronosequence». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 3, p. 750-761.
- Payer, David C. et D.J. Harrison. 2000. «Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 12, p. 1965-1972.
- Payette, S. 1992. «Fire as a controlling process in the North American boreal forest». In *A systems analysis of the global boreal forest*, Herman H Shugart, Rik Leemans et Gordon B Bonan, p. 144-169. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Popadiouk, R.V., H.Y.H. Chen, C. Bowling et S.A. Vasiliauskas. 2003. «Compositional and structural characteristics of Ontario's boreal mixedwoods». *appendices. Ontario Ministry of Natural Resources, NESI TR-045. Queen's Printer for Ontario, Toronto, Ontario*, p. 53.
- Pothier, D. et F. Savard. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espaces forestières du Québec. Sainte-Foy, Québec, Gouvernement du Québec, Direction des inventaires forestiers: 183 p.
- Pothier, D., F. Raulier et M. Riopel. 2004. «Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 1251-1258.
- Prescott, C.E., L.L. Blevins et C.L. Staley. 2000. «Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 11, p. 1751-1757.
- Prévost, M. et N. Thiffault. 2013. «Chapitre 8 – La préparation de terrain», dans MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture*, ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les publications du Québec, p. 134-157.
- Québec, Parlement de. 2013. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, Éditeur officiel du Québec En ligne. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html%3E.
- Robitaille, A. et J.P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional, Québec, Les publications du Québec: 213 p.
- Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson. 2010. «Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques».

The forestry chronicle, vol. 86, no 5, p. 572-579.

- Rousseau, C. 1974. *Géographie floristique du Québec Labrador. Distribution des principales espèces vasculaires*. Québec: Les Presses de l'Université Laval, 798 p.
- Rowe, J.S. et G.W. Scotter. 1973. «Fire in the boreal forest». *Quaternary research*, vol. 3, no 3, p. 444-464.
- Saucier, J-P., J-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec, L'Aubelle. 124: 12 p
- Scherrer, B. 2009. *Biostatistique, Volume 2*. Montréal, Québec, 576 p.
- Schütz, J-P. 1997. *Sylviculture 2: La gestion des forêts irrégulières et mélangées*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes, 178 p.
- Simard, S.W., D.A. Perry, M.D. Jones, D.D. Myrold, D.M. Durall et R. Molina. 1997. «Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field». *Nature*, vol. 388, no 6642, p. 579-582.
- Sippola, A-L., J. Siitonen et R. Kallio. 1998. «Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland». *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 13, no 1-4, p. 204-214.
- Staudhammer, C.L. et V.M. LeMay. 2001. «Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 7, p. 1105-1115.
- Stewart, B.J., P.D. Neily, E.J. Quigley et L.K. Benjamin. 2003. «Selected Nova Scotia old-growth forests: Age, ecology, structure, scoring». *The forestry chronicle*, vol. 79, no 3, p. 632-644.
- Su, Q., T.D. Needham et D.A. MacLean. 1996. «The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 26, no 9, p. 1620-1628.
- Thiffault, N., V. Roy, G. Prigent, G. Cyr, R. Jobidon et J. Ménétrier. 2003. «La sylviculture des plantations résineuses au Québec». *Nat. can.*, vol. 127, p. 63-80.
- Van Wagner, C.E. 1978. «Age-class distribution and the forest fire cycle». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 8, no 2, p. 220-227.
- Varga, P. et K. Klinka. 2001. «Structure of high-elevation, old-growth stands in west-central British Columbia». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 12, p. 2098-

2106.

- Velmurugan, T. et T. Santhanam. 2010. «Performance evaluation of k-means and fuzzy c-means clustering algorithms for statistical distributions of input data points». *European Journal of Scientific Research*, vol. 46, no 3, p. 320-330.
- Vincent, J-S. et L. Hardy. 1977. «L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois». *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 31, p. 357-372.
- Weibull, W. 1951. «A statistical distribution function of wide applicability». *Journal of applied mechanics*, vol. 18, no 3, p. 293-297.

CHAPITRE II

Robustesse d'une typologie structurale : investigation sur l'hétérogénéité structurale de peuplements en forêt boréale mixte

Sylvain LAROUCHE¹, Alain LEDUC¹, Brian D. HARVEY²

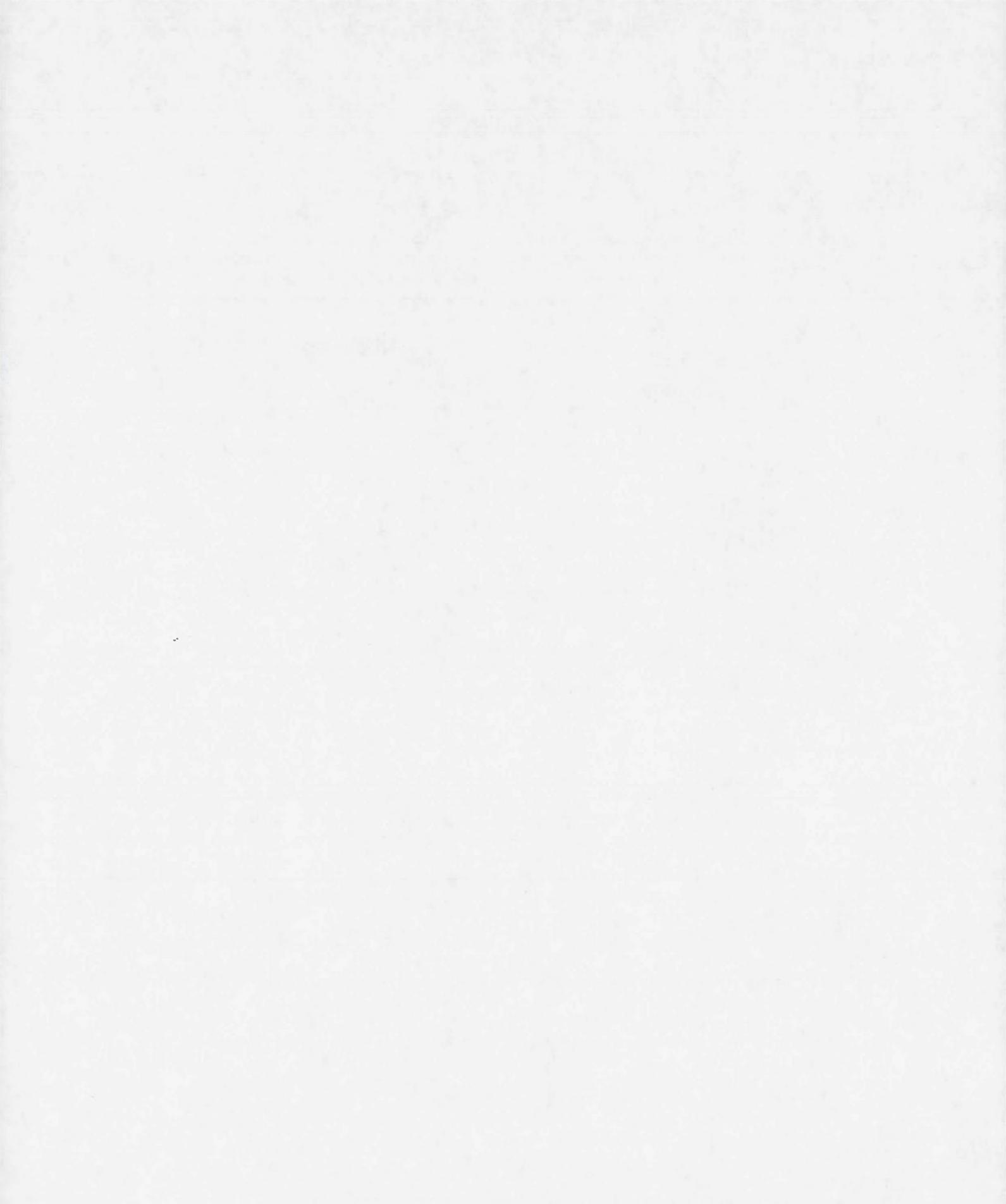
¹ Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable.
Université du Québec à Montréal. 141, Avenue du Président-Kennedy,
Montréal, Qc. H2X 1Y4

² Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable.
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université,
Rouyn-Noranda, Qc. J9X 5E4

2.1 Résumé

Depuis le début des années 1970, les placettes-échantillons temporaires (PET) sont utilisées par le Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles pour calculer la possibilité forestière du territoire forestier productif québécois, projeter son volume dans le futur et ainsi orienter des scénarios sylvicolés adaptés. C'est dans ce contexte que la taille universelle des PET a été assujettie à 400 m². Toutefois, la structure des peuplements boréaux mixtes pourrait ne pas toujours être bien estimée au sein des PET de taille courante, dû au fait que les PET n'aient pas été conçu à des fins de description structurale. Ultimement, ceci pourrait mener à un biais dans les estimations des attributs structuraux et compositionnels de ces peuplements. L'objectif de cette étude est d'analyser la robustesse d'une typologie structurale (celle du premier chapitre), en la relançant sur quatre parcelles d'un hectare de forêt mélangée situées aux abords du lac Duparquet (Abitibi, Québec, Canada). Ces parcelles offrent une vaste gamme de conditions structurales nous permettant de mesurer la robustesse de la typologie à décrire la structure des superficies plus grandes que 400 m². L'utilisation de « distributions cumulées relatives » nous a permis d'évaluer la robustesse de la typologie aux échelles de 400, 600 et 800 m² afin de recommander une taille optimale des PET à des fins de description structurale. Nos résultats suggèrent que la typologie élaborée à l'échelle du 400 m² est relativement stable lorsque projetée, à l'intérieur d'un peuplement cartographié, sur des superficies de forêt plus grandes. Suite à ces résultats, nous croyons donc qu'il est réaliste d'utiliser la typologie et les placettes-échantillons de taille courante pour classifier la structure de peuplements mélangés, ce qui devrait en outre permettre son application pour l'élaboration de prescriptions sylvicoles à l'échelle du peuplement.

Mots-clés : Structure forestière; Hétérogénéité structurale; Patrons spatiaux; Forêt boréale mixte; Aménagement forestier écosystémique.



2.2 Introduction

En Amérique du Nord, les ingénieurs forestiers ont recours à l'utilisation de réseaux de placettes-échantillons, ce qui constitue l'information terrain pour valider l'information recueillie par la stratification écoforestière. Cette validation permet ensuite d'estimer avec une précision acceptable divers paramètres, principalement les caractéristiques dendrométriques des volumes sur pied et l'évolution des volumes marchands dans le temps. La structure des peuplements provient également de l'information recueillie par le photo-interprète. Il attribue à chaque polygone forestier une « classe d'âge » qui informe à la fois sur la structure verticale de la canopée du peuplement (régulier, irrégulier ou étagé) et sur l'âge des tiges (équien ou inéquien) qui le composent. Le Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) distingue alors les peuplements (1) équiens de structure régulière, (2) inéquiens de structure régulière, (3) de structure irrégulière et (4) de structure étagée. Ces appellations, attribuées lors de la photo-interprétation, en partie vérifiée par l'âge comptée sur les carottes des arbres-études dans les placettes-échantillons, et sont appliquées à la totalité des peuplements forestiers productifs du Québec méridional.

Toutefois, l'utilisation des placettes-échantillons n'a jamais été étendue à la description structurale « fine » des peuplements boréaux mixtes (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003 ont fait l'exercice en forêt boréale coniférienne de la Côte-Nord, mais avec une approche différente). La taille des placettes inventaires (400 m²) pourrait limiter l'observation des différentes formes de distribution diamétrale à une échelle plus fine (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003), ce qui comprend un risque non négligeable de biais d'échantillonnage lors de l'attribution de divers paramètres sylvicoles, dans le cas présent la structure et la composition des peuplements, à l'unité d'intervention, le polygone forestier.

Cette attribution est d'autant plus périlleuse dans un contexte où les peuplements boréaux mixtes sont généralement caractérisés par une forte complexité structurale (Park *et al.*, 2005). Cependant, les analyses effectuées sur la typologie structurale du premier chapitre suggèrent que les changements de structure vont de pair avec les changements de composition et que les perturbations antérieures et le type de dépôt de surface permettent d'expliquer certaines combinaisons structure-composition inattendues, mais cohérentes.

C'est pourquoi la robustesse de la typologie (réf. Chapitre 1) a été mesurée préalablement à son utilisation par les aménagistes. Le principal objectif de ce second

chapitre vise donc à évaluer la robustesse de la typologie structurale en la relançant sur quatre parcelles de forêt mélangée d'une superficie d'un hectare, cartographiées et caractérisées aux abords du lac Duparquet (Abitibi, Québec, Canada). Cette classification a été élaborée à partir de 461 placettes-échantillons temporaires du MERN (400 m²) en utilisant une approche de distribution cumulative, développée par Moss, (2002) en Colombie-Britannique. Une propriété intéressante de cette approche est qu'elle nécessite l'utilisation de distributions cumulées inverses et relatives. Cette approche devrait permettre d'appliquer le système de classification à de multiples échelles spatiales, voire même des peuplements entiers. Néanmoins, en raison de la faible taille des placettes-échantillons utilisées et de la forte variabilité structurale qui caractérise souvent les peuplements boréaux mixtes, on s'attend (H1) à ce que le type structural varie passablement à l'intérieur d'un même hectare, et donc que la typologie ne soit pas suffisamment robuste.

2.3 Aire d'étude

Les sites d'études (Figure 2.1) sont situés aux abords du lac Duparquet, dans la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) (48°15' N et 48°30' N; 79°15' O 79°30' O). La FERLD comprend une portion de 2 011 hectares, soit environ 25 % de sa superficie totale, issue de perturbations naturelles (Dansereau et Bergeron, 1993) et vouée à des fins de conservation, d'évaluation et de surveillance écologique.

Située à environ 50 km au nord-ouest de Rouyn-Noranda (Québec), la FERLD se situe dans la région écologique 5a – Plaine de l'Abitibi et appartient au sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest (Grondin, Blouin et Racine, 1998). Les sites d'étude se situent donc en plein cœur de la ceinture d'argile, une région physiographique caractérisée par ses dépôts glaciolacustres fins déposés lors de l'extension des lacs Barlow et Ojibway au moment du dernier maximum glaciaire post-Wisconsinien (Vincent et Hardy, 1977). Quoique les sols y soient très hétérogènes, toutes les placettes d'un hectare étudiées sont situées sur sols argileux mésiques (luvisols gris) avec un drainage allant de modéré à bon (Park *et al.*, 2005). La station météorologique la plus près est située à La Sarre, environ 42 km au nord de l'aire d'étude. La moyenne annuelle de température enregistrée entre 1971 et 2000 est de 0.7°C tandis que la moyenne annuelle de précipitation est de 889.8 mm, dont 27,7% tombent sous forme de neige (Environnement Canada, 2011).

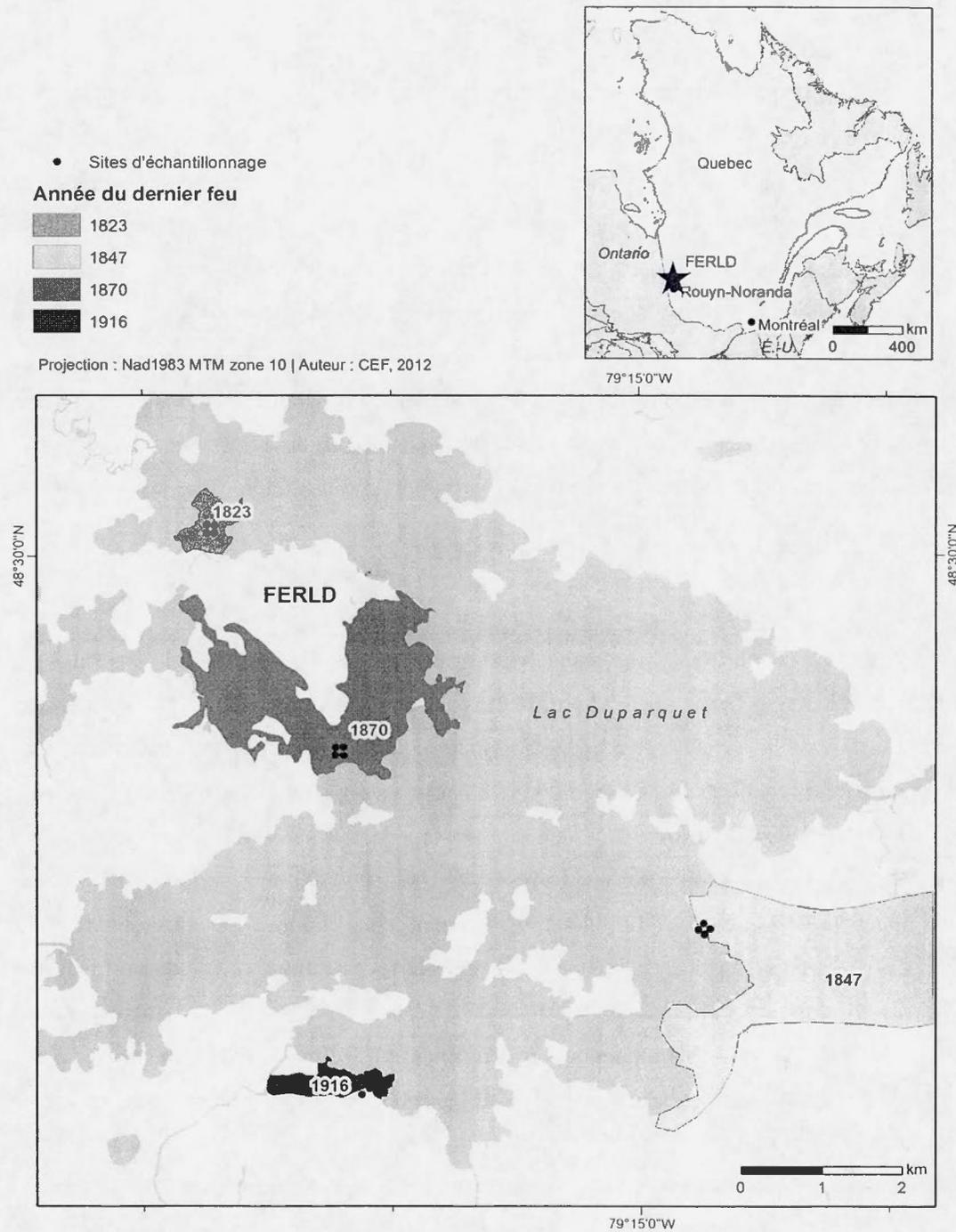


Figure 2.1 Carte du lac Duparquet (Abitibi, Québec, Canada) montrant la localisation des zones incendiées d'intérêt, avec l'année du plus récent feu. Les points noirs délimitent chaque placette d'un hectare.

2.4 Données et méthodes

2.4.1 *Typologie structurale*

La typologie structurale a été élaborée à partir de 461 placettes-échantillons temporaires du MERN, réparties dans les peuplements mélangés des régions écologiques 5a – Plaines de l'Abitibi (n = 396) et 6a – Plaines du lac Matagami (n = 65). Ces placettes présentaient un volume prêt à l'exploitation (i.e. avec un volume marchand inférieur à 50 m³ et/ ou une densité inférieure à 20 tiges marchandes par placette (ou 500 tiges marchandes/ha)). L'algorithme *c-means* (Bezdek, 1981) a été privilégié parce qu'il maximisait les similarités intra-groupes et les différences inter-groupes. Pour décrire la structure des peuplements, l'algorithme de groupement se basait sur les distributions cumulées inverses et relatives de la surface terrière et de la densité par classe de DHP, sans référence à la localisation des arbres dans la placette. La typologie résultante comporte huit types structuraux (réf. Chapitre 1).

2.4.2 *Description des placettes d'un hectare étudiés*

Au total, six hectares permanents ont été mis en place aux abords du lac Duparquet (Figure 2.1) au cours des années 1994 et 1995, principalement dans le cadre d'une première étude sur les sols en relation avec la végétation (Paré et Bergeron, 1996) et d'une seconde sur les associations spatiales (Park *et al.*, 2005). Depuis, ils ont servi de cadre de référence pour de maintes travaux de maîtrise et de doctorat, menant parfois à des publications scientifiques avec comité. Il s'agit de placettes carrées, de 100 m * 100 m. Parmi ces six hectares implantés, celui issu du feu de 1944 est relativement jeune et a une dominance feuillue alors que celui issu du feu de 1760 possède une forte abondance de thuya et a un couvert résineuse. Les quatre autres hectares, issus des feux de 1823, 1847, 1870 et 1916, ont un couvert mélangé, c'est-à-dire qu'ils contiennent une composante feuillue et résineuse qui varie entre 25 et 75 % de la surface terrière totale (OIFQ, 2003), et ont été retenus pour évaluer la robustesse de la typologie. Au préalable, les coordonnées géographiques des hectares ont été projetées sur la couche représentant les polygones écoforestiers du troisième décennal à l'aide du logiciel ArcGIS afin de s'assurer qu'ils étaient situés dans un même polygone écoforestier. Dans le cadre de cette étude, tous les arbres vivants avec un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur à 9 cm ont été positionnés à l'intérieur de chaque hectare. Au

sein de chacun d'entre eux, des sous-placettes de taille variable ont été conçues et utilisées afin d'évaluer la robustesse de la typologie structurale; cela-veut-dire, la capacité de la typologie d'assigner, de façon constante, un même type structural à des sous-placettes contiguës ou grandissantes situés dans un même polygone écoforestier. Par ailleurs, le peuplement issu du feu de 1823 ne fait pas parti intégrale du même polygone forestier, la portion hors polygone a donc été exclu des analyses (voir Figure 2.2; D). Sa structure varie entre les types 4 et 8, dont 87.4 % des types varient entre 6 et 8.

2.4.3 *Évaluation de la robustesse de la typologie*

D'abord, au sein de chaque placette d'un hectare étudié, des sous-placettes de taille variable (i.e. 400, 600 et 800 m²) ont été établies afin d'évaluer leur capacité à détecter les formes structurales : (1) à l'échelle du 400 m², soit la taille courante de placettes inventaires, et (2) à une échelle supérieure (600 m² et 800 m²), potentiellement plus apte à détecter les subtilités structurales qui se manifestent à petite échelle et donc mieux adaptée à la description de la structure forestière des peuplements. Ensuite, la robustesse de la typologie a été évaluée sous un tout autre aspect (3) afin de déterminer la sensibilité de la typologie à la détection des tiges de fort calibre, des éléments rares et difficiles à capturer par des placettes de faible taille (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003). De plus, comme ces tiges de fort calibre ont une influence considérable sur la surface terrière, et donc sur la classification structurale en général, on a cherché à savoir leur impact sur leur structure.

Pour ce faire, la plus grosse tige de chaque sous-placette de 400 m² a été « soustraite » puis, pour chacune d'entre elles, les distributions cumulées inverses et relatives ont à nouveau été compilées. Une fois ces distributions compilées, l'analyse discriminante (Idea {MASS} de R) a permis d'attribuer un type aux nouvelles sous-placettes en utilisant comme cadre de référence la typologie structurale du premier chapitre. Deux analyses discriminantes ont ainsi été réalisées, la première en classifiant les objets initiaux (Témoin) et la deuxième avec les objets sans leur plus grosse tige (N - 1). Le type structural attribué à chacun des objets a finalement été comparé et analysé. Finalement, pour chaque hectare et pour chaque taille de sous-placettes, l'attribution des types structuraux a été analysée afin de déterminer l'existence potentielle de certains patrons de distribution systématiques et/ou incohérents.

2.5 Résultats

2.5.1 Robustesse typologique à l'échelle du 400 m²

À l'échelle du 400 m², les types structuraux du peuplement issu du feu de 1916 varient entre 2 et 8 (Tableau 2.1). Toutefois, les deux types structuraux anormalement bas sont situés à l'extrémité de l'hectare (Figure 2.2; 1^{re} colonne), dans une zone qui borde le lac Duparquet. Si la résolution de la carte écoforestière avait été plus fine, cette portion riveraine du territoire aurait assurément été attribuée à un autre polygone forestier. Pour cette raison, cette portion de l'hectare 1916 a été exclue des analyses subséquentes. En dehors de cette zone, la structure de ce peuplement varie entre les types 5 et 8 avec une dominance des types 7 et 8 (87.0 %). Le peuplement issu du feu de 1870 est lui aussi très homogène. Sa structure varie entre les types 6 et 8, le type 7 étant le moins bien représenté (12.0 %). De tous, le peuplement issu du feu de 1847 est de loin le plus homogène. Sa structure varie entre les types 6 et 8 aussi, mais 92.0 % d'entre eux sont 7 et 8.

2.5.2 Robustesse des échelles supérieures

À chaque hausse de 200 m², on observe que la variabilité dans le nombre de types structuraux diminue (Figure 2.2; Tableaux 2.1). Les structures caractérisées par l'absence de grosses tiges se voient assignées à des structures plus matures. Ainsi, dans l'ensemble des peuplements, lorsqu'on passe de 400 m² à 600 m², on élimine le type structural 4 et contraint la variabilité entre les types 5 et 8. On observe la même tendance lorsqu'on passe de l'échelle de 600 m² à 800 m², le type structural 5 est alors remplacé par des types structuraux variant entre 6 et 8.

Tableau 2.1 Distribution des types structuraux au sein des quatre hectares permanents à l'étude, à l'échelle du 400 m², de 600 m² et de 800 m². Pour chacune des échelles, les résultats sont présentés sous forme de valeur absolue (Abs) et de pourcentage cumulé (%). N.B. Les types structuraux dont les valeurs sont nulles n'ont pas été représentés dans le présent tableau.

Types structuraux	1916 (94 ans)		1870 (140 ans)		1847 (163 ans)		1823 (187 ans)	
	Abs.	%	Abs.	%	Abs.	%	Abs.	%
400 m ²								
8	14	60.9	13	52.0	17	68.0	7	36.8
7	6	87.0	3	64.0	6	92.0	6	68.4
6	2	95.7	9	100	1	96.0	4	87.4
5	1	100	0	100	0	96.0	1	92.7
4	0	100	0	100	1	100	1	100
Tous	23	100	25	100	25	100	19	100
600 m ²								
8	11	73.3	7	43.7	11	69	5	41.7
7	2	86.7	0	43.7	5	100	3	66.7
6	2	100	9	100	0	100	3	91.7
5	0	100	0	100	0	100	1	100
Tous	15	100	16	100	16	100	12	100
800 m ²								
8	8	72.7	8	66.7	7	58.3	3	33.3
7	2	90.9	0	66.7	3	83.3	4	77.6
6	1	100	4	100	2	100	2	100
Tous	11	100	12	100	12	100	9	100

Toutefois, lorsqu'on s'attarde aux pourcentages cumulés, on observe qu'une plus forte résolution n'est pas nécessairement associée à un gain de représentativité à l'échelle de l'hectare. Cette affirmation est vraie pour les peuplements issus des feux de 1823, 1847 et 1870, pour au moins une échelle de comparaison. En effet, 36.8 % des parcelles de 400 m² du peuplement issu du feu de 1823 sont représentées par le type 8 comparativement à 33.3 % à l'échelle de 800 m². On remarque la même tendance avec le peuplement issu du feu de 1847,

68 % des parcelles de 400 m² sont représentées par le type 8 comparativement à 58.3 % à l'échelle de 800 m². À l'échelle du 400 m², 52 % des parcelles du peuplement issu du feu de 1870 appartiennent au type structural 8, contrairement à 43.7 % à l'échelle du 600 m² et à 66.7 % à l'échelle du 800 m². Finalement, la description du peuplement issu du feu de 1916 croît légèrement avec le rehaussement de la taille des parcelles, l'échelle de 800 m² étant la plus représentative.

Tableau 2.2 Pourcentage d'erreur différence de pourcentage entre deux analyses discriminantes présentées à l'Appendice H (Témoin et N-1).

Types structuraux	Pourcentage d'erreurs de classification (N-1)		Pourcentage d'erreurs de classification (Témoins)		Différence de pourcentage	
	Total	Type voisin	Total	Type voisin	Total	Type voisin
1	0.0	0.0	6.2	6.2	6.2	6.2
2	19.2	19.2	5.5	5.5	13.7	13.7
3	47.9	47.9	4.2	4.2	43.7	43.7
4	70.8	68.8	14.6	10.4	56.2	58.4
5	43.6	32.7	10.9	10.9	32.7	21.8
6	40.0	40.0	6.0	6.0	34.0	34.0
7	71.9	14.0	12.3	8.8	59.6	5.2
8	40.5	9.5	9.5	2.4	31.0	7.1

2.5.3 Sensibilité typologique à la détection des tiges de fort calibre

L'Appendice H détaille les sorties R de deux analyses discriminantes (LDA) réalisées sur la typologie d'origine (Témoin) et la typologie N-1 (i.e. dont les distributions cumulées ont été calculées sans la plus grosse tige de chaque objet). Le Tableau 2.2 résume les pourcentages de classification totaux et ceux contenus dans un type voisin obtenus avec la typologie d'origine, la typologie N-1 et l'écart entre les deux, et ce, pour chaque type structural. La première LDA, réalisée sur la typologie d'origine, présente un pourcentage d'erreur de classification total inférieur à 11.0 % pour chaque type structural, à l'exception des types 4 (14.6 %) et 7 (12.3 %). La deuxième LDA, réalisée sur la typologie N-1, présente un pourcentage d'erreur de classification total supérieur à 19.2 % pour tous les types structuraux, à l'exception du premier type qui ne peut être déclassé. L'écart entre ces deux LDA soustrait l'incapacité de la LDA à classer correctement 8.2 % des objets et permet ainsi d'isoler l'importance du déclassement due au retrait de la plus grosse tige.

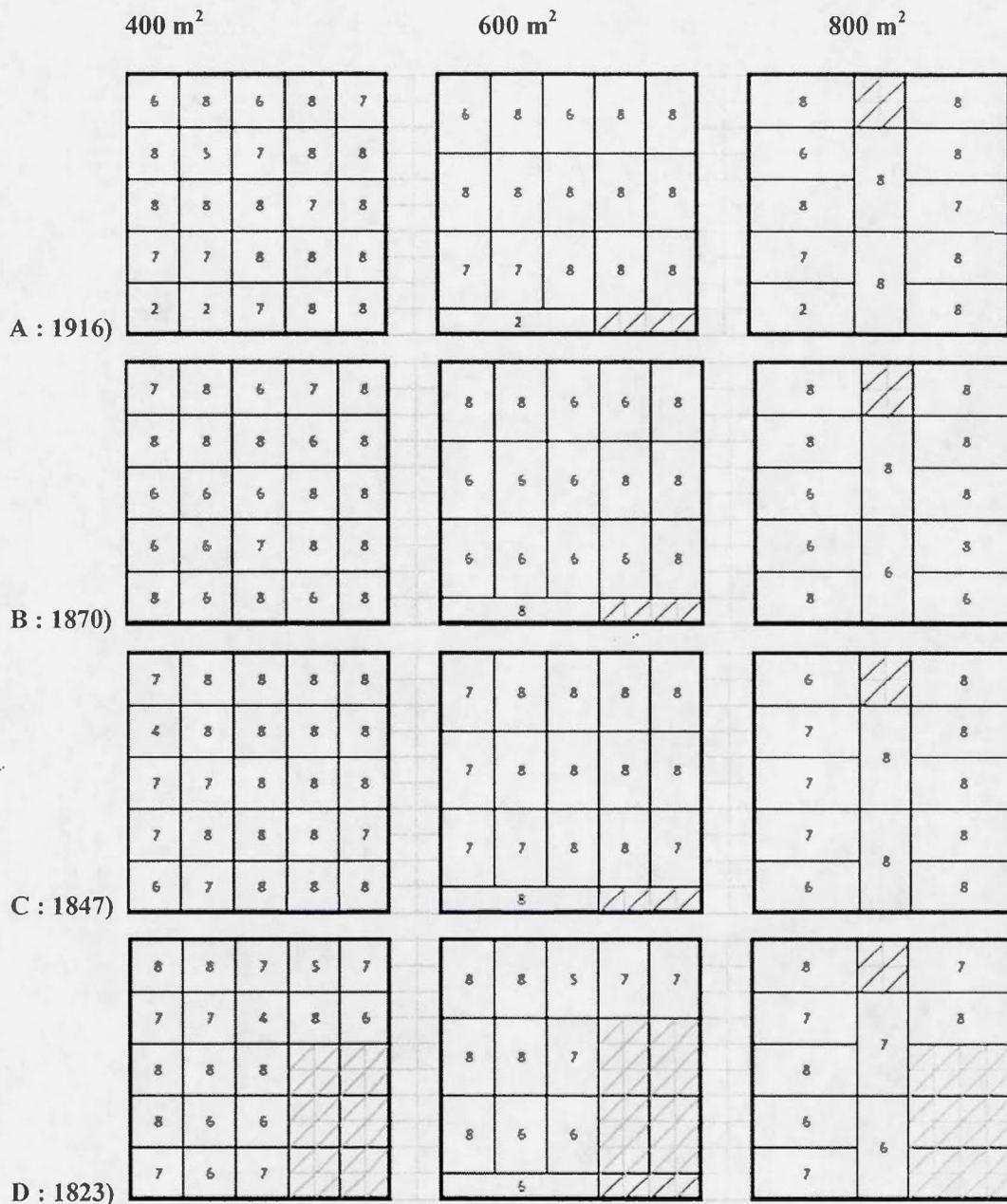


Figure 2.2 Plan de découpage des quatre hectares permanents. Les superficies de 400 m², 600 m² et 800 m² sont représentées pour chacun d'eux (A : 1916; B : 1870; C : 1847; D : 1823). En rouge: les portions non utilisées suite au découpage; en vert: les portions appartenant à un autre polygone forestier.

En complément, à la Figure 2.3, on remarque la taille de la plus grosse tige soustraite pour réaliser la typologie N-1 croît avec le type structural. Les types structuraux 7 et 8 ont une même taille moyenne, mais on remarque à l'Appendice H que le type 7 est nettement plus sensible à sa soustraction, certains peuplements étant même déclassés jusqu'au deuxième type structural.

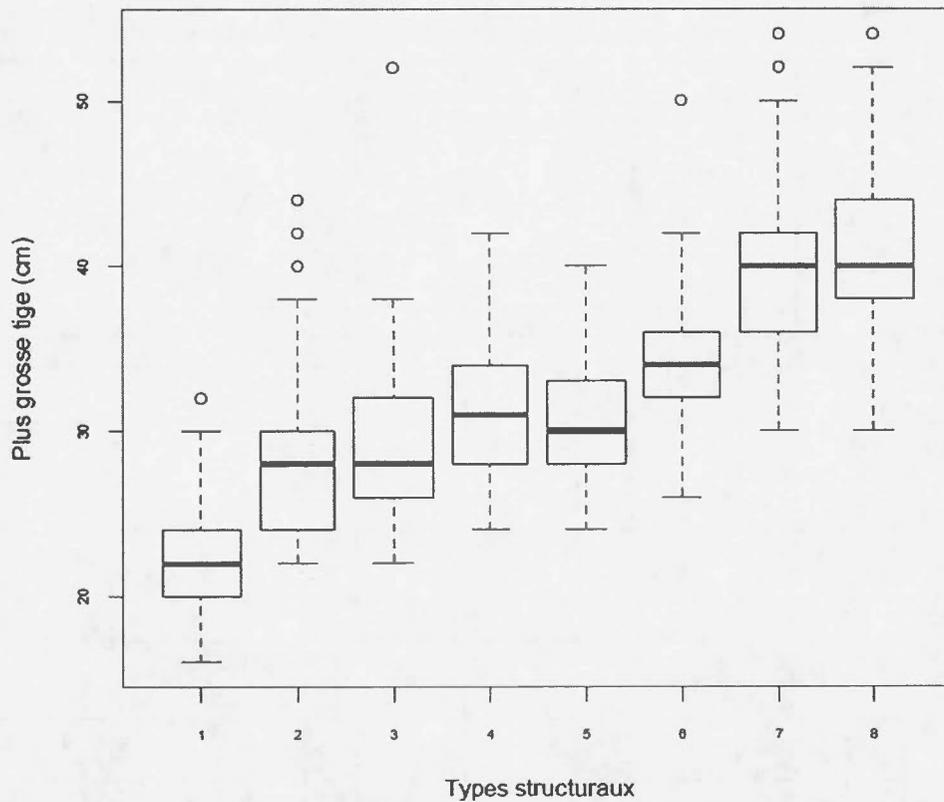


Figure 2.3 Boîte à moustache représentant la distribution de la taille de la plus grosse tige soustraite pour réaliser la typologie N-1 par type structural.

2.6 Discussion

D'une part, il importe de préciser que l'effectif utilisé pour tester la robustesse de la typologie est sans contredit faible, mais le rehaussement de l'effectif ne justifiait pas l'effort d'échantillonnage additionnel requis étant donné les motivations exploratoires de ce second chapitre. D'autre part, les peuplements caractérisés à la FERLD sont situés dans une zone de conservation, ceci les protégeant d'une potentielle récolte et leur conférant une structure âgée, avec de nombreuses tiges de fort calibre, et ce, indépendamment de leur âge. Ainsi, à l'échelle du 400 m², 94% des sous-placettes ont été classifiées dans les types 6 à 8.

Dans les analyses du premier chapitre, nous avons observé que les peuplements présentant une structure immature (Types 1 à 3) comportaient un grand nombre de tiges présentant des DHP similaires (\varnothing 9.1 et 19.0 cm), les peuplements présentant une structure mature (Types 4 à 6) comportaient des tiges dont le DHP moyen est légèrement supérieur (\varnothing 15.1 et 29.0 cm) tandis que les peuplements avec une structure plus âgée (Types 7 et 8) contenaient des tiges aux diamètres plus variables, incluant un nombre variable de tiges de fort calibre.

En substituant les dates de feu par l'âge des peuplements, il a été possible de dégager les associations suivantes : que l'hectare de 1916 est âgé de 94 ans, que celui de 1970 est âgé de 140 ans, que celui de 1847 est âgé de 163 ans et finalement que celui de 1823 est âgé de 187 ans. L'analyse des résultats nous permet de voir que la structure forestière ne suit pas nécessairement l'âge des peuplements, un peu à la manière de la succession, que ceux-ci peuvent perdre leur structure surmature au profit d'une structure mature à la suite d'une perturbation ou simplement par l'arrivée de l'âge de bris, marquée par une mortalité massive des feuillus intolérants de la première cohorte. Par exemple, l'hectare âgé de 94 ans est occupé à 87% par des structures surmatures, et 13% de structures matures (Type 6), alors que celui de 1870, une forêt vieille de 140 ans, où les structures matures abondent telles que celle du type 6 (36%). Ce type structural est particulièrement intéressant car c'est lui qui présente le plus faible taux de régénération résineuse sous couvert et présentant le plus fort volume sur pied (réf. Chapitre 1). Nos résultats suggèrent que le peuplement issu du feu de 1870 semble donc correspondre à un moment juste avant l'arrivée de l'âge de bris (ou phase de sénescence), un moment que Pothier, Raulier et Riopel (2004) n'ont pu prédire avec précision dans les peuplements de peuplier faux-tremble.

En ce qui concerne l'analyse des changements structuraux provoqués par le retrait de la plus grosse tige de chaque placette, nous nous attendions que les répercussions soient plus importantes dans les peuplements qui contiennent de rares grosses tiges que dans les peuplements équiens, qui eux, contiennent de nombreuses tiges au DHP similaire. Autrement dit, si on enlève une tige parmi tant d'autres, les conséquences seront moindres que si on enlève un élément rare, caractéristique d'un type précis de peuplement.

Nos résultats suggèrent que tous les types sont relativement robustes au retrait de la plus grosse tige, à l'exception des types 4 (56.2 %) et 7 (59.6 %) qui semblent plus vulnérables à la détection de grosses tiges en raison de leur fort pourcentage d'erreur de classification total. Toutefois, 97 % des erreurs de classification du type 4 sont classifiés dans une classe voisine, contrairement au type 7 avec 76 % d'erreur de classification attribuable à des types structuraux éloignés (Types 2 à 5). D'emblée, le type 7 semblait plus susceptible puisque la LDA réalisé sur la typologie d'origine avait de la difficulté à replacer correctement ses objets d'appartenance (12.3 % de sous-classification, dont seulement 8.8 % avec le type voisin). Par ailleurs, avec un DHP moyen nettement supérieur au type 7 (réf. Chapitre 1), le type 8 serait moins sensible au retrait de la plus grosse tige parce que les peuplements qui le composent contiennent davantage de tiges de fort calibre, le retrait d'une seule d'entre elles entraînerait des conséquences moindres sur sa structure.

L'analyse de la sensibilité aux grosses tiges a révélé un élément clef de la typologie : l'importance des tiges de fort calibre dans la caractérisation structurale des peuplements. L'évaluation de la robustesse à une échelle supérieure a répondu de manière analogue. En effet, la fusion de deux placettes, de l'échelle du 400 à celle du 800 m², présente un caractère systématique : suite à la fusion de deux placettes avec un type structural différent, la nouvelle placette acquiert quasi systématiquement le type structural le plus élevé. Ceci illustre à nouveau la forte influence des tiges de fort calibre, car l'ajout d'une grosse tige provenant de la placette voisine modifie significativement l'allure des distributions de la surface terrière, ce qui « mature » significativement la structure.

En raison de la prédisposition des peuplements utilisés (i.e. 94% de types 6-7-8 à l'échelle du 400 m²), les résultats obtenus confirment la robustesse de la typologie pour les peuplements présentant une structure mature (Types 5 à 8). Toutefois, les peuplements qui composent ces types structuraux possédaient les triangles des structures les plus variés (réf.

Chapitre 1). Nous sommes donc en mesure de croire que la typologie serait également robuste avec les peuplements comportant une structure immature.

Tel que le suggèrent Boucher, De Grandpré et Gauthier, (2003), nous étions portés à croire que les éléments rares, comme la présence ponctuelle des tiges de fort calibre, seraient difficiles à capturer par des placettes de taille courante, une intuition que nos résultats ne semblent pas corroborer. Nos résultats montrent que la taille des placettes-échantillons, définie afin d'estimer le volume marchand d'une strate regroupée avec une précision supérieure à 70 % (OIFQ, 2009), est aussi efficace pour décrire la structure des peuplements. Les points d'échantillonnage des strates d'intérêt (i.e. 7 mètres et plus) comprennent trois placettes circulaires concentriques de 40 m², 400 m² et 635 m². Les gaules d'espèces commerciales sont dénombrées dans la placette la plus petite; les tiges d'espèces commerciales et non commerciales dont le DHP est plus grand que 9 cm sont dénombrées par classe de 2 cm dans la placette de 400 m² (les arbres étudiés sont également choisis à l'intérieur de cette placette) tandis que seuls les arbres de plus de 31 cm sont dénombrés dans la placette la plus grande. Nos résultats suggèrent que ces prédispositions sont suffisantes pour estimer efficacement la structure « fine » des peuplements en forêt boréale mixte (du moins, jusqu'à un hectare) en raison de l'imputabilité de la typologie à l'échelle du 400 m².

2.7 Conclusion

La typologie a été élaborée à partir du réseau de placettes-échantillons temporaires du MRN, traditionnellement conçues pour caractériser de nombreux descripteurs dendrométriques des peuplements tels les espèces d'arbres commerciales, les classes de diamètre, la classe d'âge, la densité du peuplement, son volume marchand, etc. L'utilisation de placettes de 400 m² à des fins de description structurale était donc exploratoire.

Au premier chapitre, il a été illustré que le système de classification était en mesure de résumer efficacement les patrons structuraux du territoire d'étude et qu'il répondait de manière cohérente face aux facteurs permanents du milieu. Ainsi, en plus d'offrir des cibles d'aménagement adaptées aux conditions structurales des peuplements mixtes du territoire d'étude, la typologie est robuste à l'échelle de la placette-échantillon. Sa capacité à décrire la structure des forêts plus grandes (1 ha), nous porte à croire qu'elle serait en mesure d'estimer la structure des peuplements (dont la superficie moyenne est entre 7 et 8 ha) avec une précision similaire.

Seul le type structural 7 semble susceptible à la présence/ absence de tiges de fort calibre. Malgré cela, les résultats obtenus au premier et au deuxième chapitre nous incitent à recommander que l'utilisation potentielle de la typologie structurale comme cadre de référence ou outil d'aide à la décision pour les prescriptions sylvicoles soit explorée davantage et que la typologie soit appliquée sur l'ensemble du territoire d'étude.

APPENDICE H

ANALYSES DISCRIMINANTES

Résultats aux analyses discriminantes témoin (typologie de base) et N-1 (typologie avec la plus grosse tige enlevée), avec l'algorithme *c-means*. Les cases vides représentent des valeurs nulles, non présentées pour alléger le tableau.

	Analyse discriminante (Témoin)								Analyse discriminante (N-1)								Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	61								65								65
2		69							10	59							73
3			68	3						23	37						71
4				41	3		2			1	33	14					48
5					49	3					6	17	31	1			55
6						2	47	1					20	30			50
7							2				8	15	11		16		57
8								3							13	4	25
Total	61	69	71	49	54	58	54	38	70	96	82	47	62	52	40	25	461

2.8 Bibliographie

- Bergeron, Y. 2004. «Is regulated even-aged management the right strategy for the Canadian boreal forest?». *The forestry chronicle*, vol. 80, no 4, p. 458-462.
- Bezdek, J.C. 1981. *Pattern recognition with fuzzy objective function algorithms*. New York, NY, US: Plenum Press p.
- Boucher, D., L. De Grandpré et S. Gauthier. 2003. «Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec». *The forestry chronicle*, vol. 79, no 2, p. 318-328.
- Brassard, B.W. et H.Y.H. Chen. 2006. «Stand structural dynamics of North American boreal forests». *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 25, no 2, p. 115-137.
- Chen, H.Y.H. et R.V. Popadiouk. 2002. «Dynamics of North American boreal mixedwoods». *Environmental Reviews*, vol. 10, no 3, p. 137-166.
- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. «Fire history in the southern boreal forest of Quebec». *Can. J. For. Res.*, vol. 23, p. 25-32.
- DeGraaf, R.M. et A.L. Shigo. 1985. «Managing cavity trees for wildlife in the Northeast». *USDA Forest Service general technical report NE-United States, Northeastern Forest Experiment Station*.
- Environnement Canada (2011). National Climate Data and Information Archive En ligne. <http://climate.weatheroffice.gc.ca/Welcome_e.html%3E.
- Grondin, P., J. Blouin et P. Racine. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec.
- Harvey, B.D. et S. Brais. 2007. «Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: implications for deadwood dynamics». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, no 9, p. 1525-1533.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. «Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, no 1, p. 369-385.
- Laquerre, S., B.D. Harvey et A. Leduc. 2011. «Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands». *The forestry chronicle*, vol. 87, no 1, p. 77-85.

- Moss, I. 2012. «Stand structure classification, succession, and mapping using lidar». Vancouver, BC, Ph. D. Thesis, University of British Columbia, 170 p.
- OIFQ. 2003. *Dictionnaire de la foresterie*. Sainte-Foy, Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 744 p.
- . 2009. *Manuel de foresterie*. Sainte-Foy, Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1510 p.
- Paré, D. et Y. Bergeron. 1996. «Influence of colonizing trees on soil properties following fire in the canadian southern boreal forest». *Canadian Journal of Forestry Research*, vol. 26, no 6, p.1022-1031.
- Park, A., D. Kneeshaw, Y. Bergeron et A. Leduc. 2005. «Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixedwood chronosequence». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 3, p. 750-761.
- Pothier, D., F. Raulier et M. Riopel. 2004. «Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 1251-1258.
- Vincent, J-S. et L. Hardy. 1977. «L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois». *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 31, p. 357-372.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le présent projet émerge d'une large problématique associée à l'aménagement des forêts boréales, plus précisément du «démixage» reconnu des forêts boréales mixtes canadiennes (Hobson et Bayne, 2000) et de ses conséquences sur leur diversité biologique (Drapeau *et al.*, 2000). L'aménagement forestier écosystémique qui s'implante progressivement requiert une connaissance approfondie de la dynamique en forêt boréale mixte. Dans un tel contexte, la région de l'Abitibi revêt un intérêt scientifique particulier de par sa localisation en plein cœur de la ceinture d'argile et son régime de perturbation qui favorisent l'évolution de peuplements mélangés.

Les objectifs du premier chapitre visaient à élaborer une typologie structurale des peuplements mélangés des régions écologiques 5a et 6a. Le système de classification privilégié dans ce mémoire s'inspirait d'une approche de distribution cumulative. Il s'agit d'une méthode de classification novatrice au Québec, d'emblée reconnue pour sa capacité à décrire la structure des forêts en Colombie-Britannique (Moss, 2002). La typologie a aussi été confrontée aux principaux facteurs du milieu, plus précisément aux dépôts de surface, afin de mieux comprendre ceux qui façonnent significativement la structure des peuplements. Une fois ce cadre théorique bien compris, le second chapitre cherchait à vérifier l'imputabilité de la typologie sur des superficies de forêts plus grandes et la sensibilité des types par rapport à l'enlèvement des plus grosses tiges, ce qui permettrait ultimement de d'évaluer l'application sylvicole de la typologie.

D'abord, les résultats de notre recherche ont montré que, malgré la forte diversité des conditions structurales des peuplements mélangés, l'approche de « distribution cumulative » appliquée aux peuplements mélangés de la forêt boréale de l'Abitibi est en mesure de résumer cette variabilité structurale en quelques types structuraux dominants et consistants. Les huit types structuraux obtenus maximisent les similarités intra-types et les différences inter-type en termes de surface terrière et de densité des arbres commerciaux. Ensuite, la structure des peuplements a été mise en lien avec leur composition, un paramètre déterminant lors d'une prescription sylvicole. Il a été montré que la tordeuse des bourgeons de l'épinette pouvait altérer cette relation. Il a aussi été montré que les peuplements de la plupart des types

structuraux étudiés, exception faite du type structural 6, devraient être en mesure de se régénérer efficacement à la suite d'une intervention sylvicole, ceux-ci possédant tous une proportion suffisante de résineux tolérants. Finalement, le second chapitre a révélé que la typologie structurale était imputable à l'échelle de 400 m², que le rehausse de l'échelle ne rehaussait pas pour autant la précision et la représentativité de la description structurale du peuplement. Ceci suggère que la classification structurale du peuplement, obtenue à l'échelle du 400 m², permettrait de développer et d'appliquer de nouvelles techniques sylvicoles imputables à l'échelle de l'hectare et possiblement à l'échelle d'une unité d'intervention plus étendue.

Avec la mise en vigueur de la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier en avril 2013*, l'aménagement forestier écosystémique devrait favoriser l'émergence d'une sylviculture plus fine davantage respectueuse de la dynamique naturelle des peuplements forestiers. Nos résultats offrent indiscutablement des outils aux aménagistes désireux de rapprocher les pratiques d'aménagement du fonctionnement naturel des écosystèmes. La recherche menée dans le cadre de ce projet de maîtrise procure des informations précieuses sur la dynamique structurale en forêt boréale mixte et expose un nouveau paradigme par rapport à la perception souvent très complexe de la structure des peuplements boréaux mixtes. En effet, nous sommes parvenus à résumer efficacement la dynamique structurale en quelques groupes consistants, cohérents vis-à-vis les principaux facteurs biotiques et abiotiques du milieu. Ainsi, l'approche de classification offre un cadre théorique, duquel pourra être exposé une véritable palette d'options d'aménagement aux sylviculteurs, nécessaire pour raffiner les cibles d'aménagement et assurer une durabilité de l'aménagement forestier. C'est pourquoi nous suggérons dans un premier temps d'utiliser la typologie dans le cadre de l'aménagement forestier écosystémique et, dans un second temps, d'étendre son utilisation à l'ensemble de la forêt boréale mixte du Québec.

En terminant, notons que des scénarios sylvicoles s'inspirant de ces états pourraient comporter une forme de coupe partielle, par exemple la coupe à rétention variable, la coupe de succession et les coupes progressives ou les coupes de jardinage, tel que suggéré dans une approche d'aménagement par cohorte (Harvey *et al.*, 2002; Bergeron, 2004; Harvey et Brais, 2007). La rétention d'arbres matures permettrait de conserver sur pied une certaine proportion d'arbres morts et vivants offrant ainsi un habitat potentiel pour la faune cavicole

(DeGraaf et Shigo, 1985 ; Drapeau *et al.*, 2000). De plus, la coupe de succession contribue à diminuer la surabondance des peuplements de feuillus intolérants, une problématique importante dans le territoire d'étude (Laquerre, Harvey et Leduc, 2011).

Après avoir été appliquée avec succès sur l'ensemble du territoire de l'Abitibi, l'approche de classification pourrait facilement être appliquée à d'autres régions boréales, où le contexte semble favorable à son application, entre autre parce qu'elle utilise des paramètres communs, inventoriés dans le réseau de placettes-échantillons temporaires du MRN. D'autres avenues pourraient également être approfondies, par exemple : 1) intégrer les peuplements feuillus et résineux à la typologie; 2) inclure les strates de classes d'âge plus jeunes; 3) développer un guide terrain de reconnaissance des types structurales et 4) tester sa robustesse dans des peuplements résiduels des coupes partielles.

BIBLIOGRAPHIE

(De l'introduction générale et de la conclusion générale seulement.)

- Arseneault, D. 2001. «Impact of fire behavior on postfire forest development in a homogeneous boreal landscape». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 8, p. 1367-1374.
- Baskerville, G.L. 1975. «Spruce budworm: the answer is forest management: or is it?». *The forestry chronicle*, vol. 51, no 4, p. 157-160.
- Bergeron, J-F., P. Grondin et J. Blouin (1998). Rapport de classification écologique du sousdomaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec: 206 p
- Bergeron, Y. 2000. «Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest». *Ecology*, vol. 81, no 6, p. 1500-1516.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C.R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, È. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. «Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 11, p. 2737-2744.
- Bergeron, Y. et P.R. Dansereau. 1993. «Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles». *Journal of Vegetation Science*, vol. 4, no 6, p. 827-832.
- Bergeron, Y. et M. Dubuc. 1989. «Succession in the southern part of the Canadian boreal forest». *Vegetatio*, vol. 79, p. 51-63.
- Bergeron, Y., O. Engelmark, B.D. Harvey, H. Morin et L. Sirois. 1998. «Key issues in disturbance dynamics in boreal forests: Introduction». *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, no 4, p. 464-468.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. «Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec». *Ecology*, vol. 85, no 7, p. 1916-1932.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. «Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 3, p. 384-391.

- Bergeron, Y. et B.D. Harvey. 1997. «Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, no 1, p. 235-242.
- Bergeron, Y., B.D. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. «Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt». *THE FORESTRY CHRONICLE*, vol. 75, no 1, p. 55-61.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B.D. Harvey et S. Gauthier. 2002. «Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 81-95.
- Bergeron, Y., A. Leduc, C. Joyal et H. Morin. 1995. «Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, no 8, p. 1375-1384.
- Blais, J.R. 1983. «Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 13, no 4, p. 539-547.
- Blouin, J. et J.P. Berger. 2002. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a - Plaine de l'Abitibi. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. Québec.
- 2005. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 6a - Plaine du lac Matagami et 6b - Plaine de la baie de Rupert. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. Québec.
- Bonan, G.B. et H.H. Shugart. 1989. «Environmental factors and ecological processes in boreal forests». *Annual review of ecology and systematics*, vol. 20, p. 1-28.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2008. «Ecosystem management based on large-scale disturbance pulses: a case study from sub-boreal forests of western Quebec (Canada)». *Forest Ecology and Management*, vol. 256, no 10, p. 1734-1742.
- Boucher, D., L. De Grandpré et S. Gauthier. 2003. «Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec». *The forestry chronicle*, vol. 79, no 2, p. 318-328.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais. 2009. «Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada». *Landscape Ecology*, vol. 24, no 2, p. 171-184.
- Boulanger, Y., D. Arseneault, H. Morin, Y. Jardon, P. Bertrand et C. Dagneau. 2012.

- «Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 42, no 7, p. 1264-1276.
- Brais, S., C. Camiré, Y. Bergeron et D. Paré. 1995. «Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 76, no 1, p. 181-189.
- Brassard, B.W. et H.Y.H. Chen. 2006. «Stand structural dynamics of North American boreal forests». *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 25, no 2, p. 115-137.
- Buongiorno, J., S. Dahir, H-C. Lu et C-R. Lin. 1994. «Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands». *Forest Science*, vol. 40, no 1, p. 83-103.
- Burns, R.M. et B.H. Honkala. 1990. «Silvics of North America: Volume 2, Hardwoods». *Agriculture handbook*, vol. 654.
- CCMF, Conseil Canadien des ministres des forêts (2003). Définir l'aménagement forestier durable au Canada: Critères et indicateurs. Canada, Ministère du Canada: 20 p.
- Chen, H.Y.H. et R.V. Popadiouk. 2002. «Dynamics of North American boreal mixedwoods». *Environmental Reviews*, vol. 10, no 3, p. 137-166.
- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss et D.J. Parsons. 1996. «The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management». *Ecological Applications*, vol. 6, no 3, p. 665-691.
- Cooke, B.J. et F. Lorenzetti. 2006. «The dynamics of forest tent caterpillar outbreaks in Quebec, Canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 226, no 1, p. 110-121.
- Coulombe, G., J. Huot, J. Arsenault, E. Bauce, J-T. Bernard, A. Bouchard, M.A. Liboiron et G. Szaraz. 2004. «Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise». *Bibliothèque nationale du Québec*.
- Cyr, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2007. «Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada». *Landscape Ecology*, vol. 22, no 9, p. 1325-1339.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. «Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, no 10, p. 519-524.
- D'Aoust, V., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2004. «Characterization of canopy openness

before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 339-352.

- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. «Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 1, p. 25-32.
- Dix, R.L. et J.M.A. Swan. 1971. «The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan». *Canadian Journal of Botany*, vol. 49, no 5, p. 657-676.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L.Savard, Y. Bergeron et W L.Vickery. 2000. «Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests». *Ecological Monographs*. vol. 70, no 3, p. 423-444.
- Dutilleul, P. 1993. «Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments». *Ecology*, p. 1646-1658.
- Farnden, C., I. Moss et T. Earle (2003). Field Guide for identifying stand structure classes in the cariboo forest region. Lignum Limited. Colombie-Britannique, Canada: 92 p.
- Gauthier, S., L. De Grandpré et Y. Bergeron. 2000. «Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec». *Journal of vegetation science*, vol. 11, no 6, p. 781-790.
- Gauthier, S., T. Nguyen, Y. Bergeron, A. Leduc, P. Drapeau et P. Grondin. 2004. «Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec». *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*. Columbia University Press, New York, NY, p. 219-229.
- Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron. 1996. «Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 39, no 1-3, p. 417-434.
- Gauthier, S. et M.-A. Vaillancourt. 2008. «*Aménagement écosystémique en forêt boréale*»: Les Presses de l'Université du Québec, 568 p.
- Grondin, P., J. Blouin et P. Racine (1998). Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec.
- Grondin, P., D. Hotte, Y. Boucher, P. Tardif et J. Noël (2010). Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique. Direction de la recherche

forestière. Québec, Québec, Gouvernement du Québec: 96 p.

- Grumbine, R.E. 1994. «What is ecosystem management?». *Conservation Biology*, vol. 8, no 1, p. 27-38.
- Harper, K.A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. «Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: a landscape scale study». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 249-263.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. «Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, no 1, p. 369-385.
- Heinselman, M.L. 1973. «Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota». *Quaternary research*, vol. 3, no 3, p. 329-382.
- , 1981. «Fire and succession in the conifer forests of northern North America». In *Forest succession: concepts and application*, D.C West, Herman H Shugart et Daniel B Botkin, p. 374-406. New-York: Springer-Verlag.
- Hély, C., Y. Bergeron et M.D. Flannigan. 2000. «Effects of stand composition on fire hazard in mixed - wood Canadian boreal forest». *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, no 6, p. 813-824.
- Hobson, K.A. et E. Bayne. 2000. «Breeding bird communities in boreal forest of western Canada: Consequences of "unmixing" the mixedwoods». *The Condor*. vol. 102, p. 759-769.
- Holling, C.S. 1992. «Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems». *Ecological Monographs*, vol. 62, no 4, p. 447-502.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*: Cambridge University Press, 129 p.
- Kimmins, J.P. (2004). *Forest Ecology: A foundation for Sustainable Forest Management and Environmental Ethics in Forestry*. Third Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey: 611 p.
- Kneeshaw, D.D. et Y. Bergeron. 1998. «Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest». *Ecology*, vol. 79, no 3, p. 783-794.
- Lähde, E., O. Laiho et Y. Norokorpi. 1999. «Diversity-oriented silviculture in the Boreal Zone of Europe». *Forest Ecology Management*. vol. 118, no 1, p. 223-243.
- Lindenmayer, D.B., C.R. Margules et D.B. Botkin. 2000. «Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management». *Conservation Biology*, vol. 14, no 4, p.

941-950.

- Lindenmayer, D.B., R.J. Hobbs, R. Montague-Drake, J. Alexandra, A. Bennett, M. Burgman, P. Cale, A. Calhoun, V. Cramer et P. Cullen. 2008. «A checklist for ecological management of landscapes for conservation». *Ecology Letters*, vol. 11, no 1, p. 78-91.
- Lindenmayer, D.B., J.F. Franklin et J. Fischer. 2006. «General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation». *Biological Conservation*, vol. 131, no 3, p. 433-445.
- MacLean, D.A. 1984. «Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests». *The forestry chronicle*, vol. 60, no 5, p. 273-279.
- McElhinny, C., P. Gibbons, C. Brack et J. Bauhus. 2005. «Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement». *Forest Ecology and Management*, vol. 218, no 1, p. 1-24.
- Messier, C., R. Doucet, J-C. Ruel, Y. Claveau, C. Kelly et M.J. Lechowicz. 1999. «Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, no 6, p. 812-823.
- Morin, H., D. Laprise et Y. Bergeron. 1993. «Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 8, p. 1497-1506.
- MRN. 2012. Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2012. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec, Québec: 19 p
- MRN. 2013. La tordeuse des bourgeons de l'épinette. En ligne. <<http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-insectes-tordeuse.jsp - biologie>>.
- Mueller-Dombois, D. et H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New Jersey, US: Blackburn Press, 93-120 p.
- OIFQ. 2003. *Dictionnaire de la foresterie*. Sainte-Foy, Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 744 p.
- . 2009. *Manuel de foresterie*. Sainte-Foy, Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec p.
- Oliver, C.D. et B.C. Larson. 1990. *Forest Stand Dynamics*: McGraw-Hill, Inc., 467 p.

- Östlund, L., O. Zackrisson et A-L. Axelsson. 1997. «The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, no 8, p. 1198-1206.
- Paré, D. et Y. Bergeron. 1995. «Above-ground biomass accumulation along a 230-year chronosequence in the southern portion of the Canadian boreal forest». *Journal of Ecology*, vol. 83, no 6, p. 1001-1007.
- Park, A., D. Kneeshaw, Y. Bergeron et A. Leduc. 2005. «Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixedwood chronosequence». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 3, p. 750-761.
- Payette, S. 1992. «Fire as a controlling process in the North American boreal forest». In *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*, Herman H Shugart, Rik Leemans et Gordon B Bonan, p. 144-169. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Pickett, S.T.A. et P.S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic press, 295 p.
- Puettmann, K.J., K.D. Coates et C.C. Messier. 2009. *A Critique of Silviculture: Managing for Complexity*: Cambridge Univ Press, 188 p.
- Québec, Parlement de (2013). Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, Éditeur officiel du Québec En ligne.
http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html%3E.
- Rassi, P., A. Alanen, T. Kanerva et I. Mannerkoski (2001). The 2000 red list of Finnish species. Ministry of the Environment and Finnish Environment Institute. Helsinki: 432 p.
- Robert, É., S. Brais, B.D. Harvey. et D. Greene. 2012. «Seedling establishment and survival on decaying logs in boreal mixedwood stands following a mast year». *Canadian Journal of Forestry Research*. vol 42, no 8, p. 1446-1455.
- Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998. «Paysages régionaux du Québec méridional». *Publications du Québec*, Sainte-Foy, Québec. 213 p.
- Rosa, J. (1999). Évolution des peuplements à chênes prépondérants. Rapport. CRPF d'Île-de-France et du centre, Orléans: 75 p
- Rowe, J.S. et G.W. Scotter. 1973. «Fire in the boreal forest». *Quaternary research*, vol. 3, no 3, p. 444-464.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C.M. Buddle. 2007. «Host - use patterns of saproxylic

- phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen». *Ecography*, vol. 30, no 6, p. 737-748.
- Saucier, J-P., J-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille (1998). Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec, *L'Aubelle*, vol 124, 12 p.
- Schütz, J-P. 1997. *Sylviculture 2: La gestion des forêts irrégulières et mélangées*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes, 178 p.
- Sénécal, D., D. Kneeshaw et C. Messier. 2004. «Temporal, spatial, and structural patterns of adult trembling aspen and white spruce mortality in Quebec's boreal forest». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 396-404.
- Sims, R.A. et R.W.C Uhlig. 1996. «Boreal mixedwoods in Ontario: defining the resource in relation to climate and soil/site». In *Proceedings of the workshop: Advancing boreal mixedwood management in Ontario*, p. 23-32. Sault Ste. Marie, Ontario: Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ontario Ministry of Natural Resources.
- Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty et P.M.S. Ashton. 1997. *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology. 9th ed*, no Ed. 9. New York, N.Y: John Wiley and Sons, Inc., 423 p.
- Staudhammer, C.L. et V.M. LeMay. 2001. «Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 7, p. 1105-1115.
- Van Wagner, C.E. 1978. «Age-class distribution and the forest fire cycle». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 8, no 2, p. 220-227.
- Vincent, J-S. et L. Hardy. 1977. «L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois». *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 31, p. 357-372.
- Walker, B., A. Kinzig et J. Langridge. 1999. «Original articles: plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species». *Ecosystems*, vol. 2, no 2, p. 95-113.
- Zenner, E.K. 2005. «Investigating scale-dependent stand heterogeneity with structure-area-curves». *Forest Ecology and Management*, vol. 209, no 1, p. 87-100.