

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

LES CHANGEMENTS DE COMPOSITION DANS LA FORÊT BORÉALE
MIXTE DE L'OUEST DU QUÉBEC DEPUIS LA COLONISATION EURO-
CANADIENNE

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

PAR
MATHILDE MARCHAIS

AOÛT 2017

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.07-2011). 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

De nombreuses personnes m'ont permis de mener à bien cette maîtrise et j'espère en oublier aucune dans mes remerciements. Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur Yves Bergeron, et mon co-directeur Dominique Arseneault, pour m'avoir offert l'opportunité de faire cette maîtrise, ainsi que pour la grande autonomie qu'ils m'ont accordée tout en sachant me guider dans les moments où cela s'avérerait nécessaire. Je tiens également à souligner que la passion qu'ils démontrent dans leur travail a été une grande source de motivation pour moi. À ce titre, je tiens aussi à remercier tout particulièrement Luc Sirois, qui par sa passion et son implication auprès de ses étudiants m'a convaincu que je voulais poursuivre mes études aux cycles supérieurs, dans le domaine de l'écologie forestière (les mammifères et les oiseaux sont quand même tellement mignons !). Aucun regret ! Les plantes sont des êtres fascinants et les forêts québécoises absolument magnifiques !!

Parmi les personnes que je souhaite remercier, figurent bien entendus mes amis et collègues du laboratoire d'écologie historique et de dendrochronologie de Rimouski, Sébastien Dupuis, Tasneem Elzein, Marie-Ève Lajoie, Louis Meulien et Sophia Thompson. Je tiens particulièrement à souligner la grande contribution de Sébastien Dupuis à cette maîtrise. Séb, notre taulier du lab ! Dix ans d'expérience et toujours autant d'intérêt pour les archives d'arpentage !! Tu m'as initié aux archives, expliqué la méthodologie, tu as répondu à toutes mes questions (et il y en a eu beaucoup !), et m'a amené à m'en poser d'autres auxquelles je n'avais pas songé. J'ai eu un immense plaisir à te côtoyer au laboratoire, à discuter de tout et de rien avec toi au BM autour d'un verre, et à découvrir ta petite famille ! Tas, ma chère Tas, je suis très heureuse de te connaître, de pouvoir discuter avec toi de mon sujet de recherche dès que j'en ressens le besoin, mais aussi de pouvoir discuter autour d'un café ou d'un verre de géopolitique,

de culture, de religion, de philosophie, de psychologie.... Merci aussi pour les journées dans la nature qui permettent d'oublier pendant un petit moment les études, et de profiter de l'instant et de la beauté des paysages ! Marie-Ève, Louis et Sophia, merci pour votre gentillesse et votre bonne humeur qui m'ont permis passer de très bons moments en votre compagnie. Merci à vous tous !!

Je tiens également à remercier Sophie Robert, Élodie Libert, Martin Debofle et Kevin Osterheld. Ma So, merci pour toutes les soirées mémorables qui permettent de décompresser en cas de besoin... et même sans en avoir besoin ! Merci de comprendre et d'embarquer dans mes délires polliniques et phytolitiques, sans oublier bien sûr la merveilleuse pêche aux arbres !! Merci d'avoir relu mes travaux, de m'avoir hébergé à tous mes retours d'Abitibi, de supporter mes coups de gueule, et surtout un gros merci pour tous les coups de pied aux fesses dans les périodes de démotivation ! Ninie et Ninou, merci pour tous les bons moments passés et à venir, et un gros merci pour les retours d'expérience sur vos maîtrises qui permettent de relativiser, et de se rassurer dans les périodes de doutes ! Kevin, merci pour ta patience, ta compréhension, ta gentillesse et tes encouragements, toi qui n'a connu que la période la plus stressante et difficile de ma maîtrise. Mais l'avantage c'est que nous sommes rôdés pour le doctorat !!

Mes prochains remerciements vont à toute ma famille. Ma chère maman, merci de m'avoir toujours poussé à faire ce que j'aimais et encouragé lorsque je le faisais. Merci d'avoir compris et accepté mon choix de rester vivre au Québec même si, et je le comprends parfaitement, cela n'a pas forcément été facile pour toi. Merci d'avoir partagé avec moi ta passion pour les oiseaux, et merci à toi papa de m'avoir appris à apprécier les beautés de la nature. Merci également à ma tante Noëlle, et à mes deux frères Pierre et Bruno pour leur soutien. Un merci particulier à toi Bruno, pour m'avoir poussé à partir au Québec au moment où je n'étais plus sûre de vouloir le faire. Un grand merci à vous tous !

Enfin je voudrais remercier toutes les personnes qui m'ont apporté un support scientifique, technique et humain pendant ma maîtrise, et qui m'ont permis de présenter mes résultats lors de différents évènements. Je remercie Brian Harvey et Pierre Grondin pour leurs commentaires constructifs sur mon devis de recherche, et pour m'avoir permis de présenter mon projet de maîtrise respectivement, à la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet et à la direction de la recherche forestière. Je remercie Osvaldo Valeria de m'avoir permis de présenter mes résultats lors du 18^{ème} colloque de la chaire en aménagement forestier durable. Je remercie toute l'équipe de Norbord de m'avoir accueilli au sein de leur entreprise pendant un an. Parmi l'équipe de Norbord, je tiens à remercier plus particulièrement Félix Guay et Alain Shink pour avoir répondu à mes questions, m'avoir fait découvrir le fonctionnement de l'entreprise, et en quoi consistait leur travail. Je remercie Victor Danneyrolles et Elias Ganivet pour leur aide indispensable durant mon terrain. Et je tiens également à remercier pour leur support technique, Danièle Laporte, Marie-Hélène Longpré et Danielle Charron.

TABLES DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ	ix
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I MÉTHODOLOGIE.....	6
1.1 Aire d'étude	6
1.2 Bref historique de l'utilisation du territoire	9
1.3 Sources de données.....	10
1.4 Base de données.....	10
1.5 Analyse des données.....	12
CHAPITRE II RÉSULTATS.....	14
CHAPITRE III DISCUSSION.....	20
3.1 Les changements de composition et leurs causes	20
3.2 Les différences entre les dépôts de surface.....	23
3.3 Les conséquences pour l'aménagement écosystémique	24
CONCLUSION	26
ANNEXE A NOMS DONNÉS PAR LES ARPENTEURS AUX ESPÈCES, ESPÈCES INFÉRÉES DANS L'ÉTUDE ET REGROUPEMENT DES ESPÈCES POUR LES ANALYSES	27

ANNEXE B FRÉQUENCES GÉNÉRALES PAR DÉPÔT DE SURFACE AUX PÉRIODES PRÉCOLONIALE (1909-1937) ET MODERNE (1980-2008), POUR LES TAXONS PRÉSENTANT UNE STATISTIQUE DE G SIGNIFICATIVE ($\alpha = 0,05$; VOIR MÉTHODOLOGIE). A : DÉPÔTS ARGILEUX ; O : DÉPÔTS ORGANIQUES ; R : ROCS ; S : DÉPÔTS SABLEUX ; T : TILLS. LE TREMBLE RÉFÈRE AU PEUPLIER FAUX-TREMBLE	29
ANNEXE C FRÉQUENCES DE DOMINANCE PAR DÉPÔT DE SURFACE AUX PÉRIODES PRÉCOLONIALE (1909-1937) ET MODERNE (1980-2008), POUR LES TAXONS PRÉSENTANT UNE STATISTIQUE DE G SIGNIFICATIVE ($\alpha = 0,05$; VOIR MÉTHODOLOGIE). A : DÉPÔTS ARGILEUX ; O : DÉPÔTS ORGANIQUES ; R : ROCS ; S : DÉPÔTS SABLEUX ; T : TILLS. LE TREMBLE RÉFÈRE AU PEUPLIER FAUX-TREMBLE.	311
BIBLIOGRAPHIE	333

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Localisation de l'aire d'étude et, répartition spatiale des dépôts de surface (A), des observation d'arpentage et des Placettes d'échantillonnage modernes (PET) (B).....	9
2.1 Cartes des fréquences générales des principaux taxons aux périodes précoloniale (A) et moderne (B), et cartes et distributions de fréquences des différences de fréquences entre les deux périodes (C). Une différence positive indique que le taxon est plus fréquent à la période moderne qu'à la période précoloniale. Les valeurs de p des tests des rangs signés de Wilcoxon sont également indiquées. Sur les graphiques, l'axe des abscisses est organisé par classe de fréquence de 10% (par exemple pour la valeur 10, la classe de fréquence correspondante est + [100-90%]).....	25
2.2 Résidus standardisés corrigés par type de dépôts de surface, pour les périodes précoloniale (1909-1937) et moderne (1980-2008). Un résidu positif indique une surreprésentation d'un taxon par rapport à une distribution aléatoire, alors qu'un résidu négatif indique une sous-représentation. A : dépôts argileux ; O : dépôts organiques ; R : rocs ; S : dépôts sableux ; T : tills. Le tremble réfère au peuplier faux tremble.	25

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Fréquence générale et fréquence par rang des taxons pour les périodes précoloniale (1909-1937) et moderne (1980-2008). Les valeurs en gras indiquent le taxon le plus fréquent. La dominance correspond à la fréquence au premier rang d'énumération dans les listes de taxons. * La catégorie "Autres" regroupe le cerisier de Pennsylvanie et le sorbier d'Amérique. ** Le tremble réfère au peuplier faux-tremble.	17

RÉSUMÉ

La colonisation et l'industrialisation de l'est de l'Amérique du Nord a entraîné d'importantes modifications de la composition des forêts, pouvant mettre en péril le maintien de la biodiversité et des processus écologiques. Afin de guider l'aménagement futur des forêts, l'écologie historique peut être utilisée dans les régions fortement anthropisées pour reconstituer la composition naturelle des forêts, qui est alors assimilée à la composition précoloniale ou préindustrielle. Dans la présente étude, nous avons reconstitué la composition de la forêt précoloniale (1909-1937) d'Abitibi-Ouest à partir des archives de l'arpentage primitif. Cette composition précoloniale a été comparée à la composition moderne établie à partir des trois derniers inventaires écoforestiers menés par le gouvernement du Québec (1980-2008). Une comparaison spatiale a été effectuée à l'aide d'une grille de cellules de 16 km², et d'un test des rangs signés de Wilcoxon. La composition forestière par type de dépôt de surface a également été comparée entre les périodes précoloniale et moderne à l'aide de tableaux de contingence. À l'époque précoloniale, le paysage était majoritairement dominé par les épinettes qui étaient réparties relativement équitablement sur tous les types de dépôts de surface. Le tremble bien que fréquent à l'époque précoloniale, dominait rarement les peuplements. À l'heure actuelle, le paysage est essentiellement dominé par le peuplier faux-tremble notamment sur les argiles et les tills. D'une manière générale, les résineux ont connus une forte baisse de fréquence. Les épinettes et les pins sont actuellement beaucoup plus restreints aux dépôts organiques et aux dépôts sableux. Les changements de composition observés depuis la colonisation de l'Abitibi-Ouest, seraient essentiellement dus à la combinaison des feux et des coupes. Étant donné l'effet additif que semble exercer ces deux perturbations sur la hausse de fréquence et de dominance du peuplier faux-tremble, et l'importante superficie du territoire brûlée durant la période de colonisation, le peuplier faux-tremble est probablement en expansion dans l'aire d'étude.

Mots clés : Archives d'arpentage ; Enfeuillement ; Forêt précoloniale ; Forêt préindustrielle ; *Populus tremuloides*

INTRODUCTION

Les importants changements de composition forestière, tels que ceux survenus à l'est de l'Amérique du Nord au cours des derniers siècles (Schulte et al. 2007; Pinto et al. 2008; Thompson et al. 2013), mettent en péril le maintien de la biodiversité et des processus écologiques. À l'échelle du peuplement, la composition forestière influence le microclimat, et la disponibilité et/ou la qualité des ressources limitantes pour les autres organismes comme la nourriture, les substrats, l'eau (Barbier et al. 2009), la lumière (Messier & Bellefleur 1988; Messier et al. 1998), ou encore les nutriments (Prescott 2002; Légaré et al. 2005). Les différents types de peuplements offrent donc des conditions d'habitats distinctes, et contribuent de ce fait à structurer la distribution et l'abondance des espèces fauniques et floristiques (Palik & Engstrom 2001). La raréfaction ou la surreprésentation de certains taxons ou de certains types de peuplement, peut par conséquent conduire au déclin ou à l'extinction régionale d'espèces. En Finlande et en Suède, la conversion des peuplements décidus matures en plantations conifériennes a par exemple entraîné un important déclin des populations du pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) (Virkkala et al. 1993; Carlson 2000).

Dans le cadre d'un aménagement forestier qui vise à maintenir les processus écologiques et la biodiversité, comme c'est le cas de l'aménagement écosystémique au Québec (RLRQ, chapitre A-18.1), il est important de connaître la composition des forêts naturelles, et de déterminer les différences de composition existant entre les paysages naturels et aménagés. Dans les régions fortement anthropisées, la modification des régimes de perturbations (feu, broutage...), l'exploitation forestière, la conversion des terres pour l'agriculture ou encore l'urbanisation, rendent les témoins de forêts naturelles généralement rares et peu représentatifs de la composition à

l'échelle du paysage (Nowak 1993; Abrams et al. 1995; Foster et al. 1996). Dans ces régions, l'écologie historique s'avère alors être la meilleure solution pour reconstituer la composition des forêts naturelles et déterminer les changements qui y sont survenus (Morgan et al. 1994; Swetnam et al. 1999).

La composition des forêts naturelles peut être établie à partir de deux grands types d'archives, les archives naturelles et les archives documentaires (*sensu* Swetnam et al. 1999). Parmi les archives naturelles, l'étude des pollens ou des phytolithes conservés dans les sols et les sédiments permet de reconstituer la végétation sur plusieurs milliers d'années, avec une résolution temporelle relativement haute (de la décennie au siècle) (Foster et al. 1990; Egan & Howell 2001). Ces données sont très utiles dans un contexte de changements climatiques, pour comprendre et anticiper la réponse de la végétation sur la base des variations climatiques passées (MacDonald et al. 2008; Dawson et al. 2011). Les données polliniques sont particulièrement efficaces pour la reconstitution de la végétation arborescente, car elles permettent généralement une identification au niveau du genre, et parfois de l'espèce (Egan & Howell 2001). Le pollen de certains taxons comme les peupliers (*Populus* spp.) se conserve cependant mal (Whitney 1994; Campbell 1999), ce qui rend parfois difficile la détermination de leur distribution et/ou de leur abondance à partir de la palynologie. En outre, les données polliniques sont peu précises spatialement car toutes les espèces ne dispersent pas leur pollen à la même distance et il est difficile d'identifier la région source des pollens (Whitney 1994). Comparativement, les phytolithes offrent une bonne résolution spatiale en raison de leur faible distance de dispersion (< 100 m) (Blinnikov et al. 2012). Ces données semblent cependant être plus adaptées à la reconstitution de la végétation dans les zones de prairies, en raison du plus faible développement de la classification taxonomique des phytolithes produits par les espèces arborescentes (Piperno 2006). Plusieurs études ont tout de même démontré le potentiel des phytolithes pour la reconstitution de la végétation arborescente (e.g. Bozarth 1993; Piperno & Becker 1996; Blinnikov et al. 2002).

Les archives documentaires (cartes et inventaires anciens, photographies aériennes, archives d'arpentage...) permettent de reconstituer la composition des forêts précoloniales ou préindustrielles, et de comprendre l'impact des activités anthropiques récentes sur la composition forestière (e.g. [Foster 1992](#); [Foster et al. 1998](#); [Weir & Johnson 1998](#); [Boucher et al. 2006](#); [Rhemtulla et al. 2007](#)). Ces archives offrent une perspective temporelle moins longue que les archives naturelles. Elles permettent en effet des reconstitutions uniquement pour les derniers siècles ([Swetnam et al. 1999](#)), et constituent généralement « une image instantanée » de la végétation. Elles présentent par contre l'avantage d'être souvent spatialement explicite, et offrent généralement une bonne résolution spatiale (de quelques mètres à quelques kilomètres). Au niveau taxonomique, les cartes forestières anciennes et les photographies aériennes permettent d'obtenir des informations sur les différents types de couvert, mais n'offrent généralement pas d'informations sur les espèces individuelles (e.g. [Rhemtulla et al. 2002](#); [Boucher et al. 2006](#), [2009a](#), [b](#)). Les archives d'arpentage et les inventaires forestiers anciens offrent quant à eux une précision équivalente ou supérieure à celle des données polliniques, avec une identification des taxons arborescents au niveau du genre ou de l'espèce (e.g. [Foster et al. 1998](#); [Etheridge et al. 2005](#)). Les archives d'arpentage présentent en plus l'avantage d'être disponibles pour de très grands territoires aux U.S.A, au Canada et en Australie, et ont ainsi été fréquemment utilisées pour reconstituer la composition des forêts précoloniales ou préindustrielles (e.g. [Sears 1925](#); [McIntosh 1962](#); [Delcourt & Delcourt 1974](#); [Lorimer 1977](#); [Janke et al. 1978](#); [Loeb 1987](#); [Habeck 1994](#); [Fensham & Fairfax 1997](#); [Aubé 2008](#); [Fritschle 2009](#); [Dupuis et al. 2011](#); [Dannehyrolles et al. 2016](#)). Associées à des études de paléoécologie, les archives d'arpentage peuvent permettre de comprendre la dynamique de la végétation à court (décennies), moyen (siècles) et long terme (millénaires), et ainsi guider l'aménagement forestier dans un contexte de changements climatiques.

Dans la présente étude nous avons reconstitué à partir des archives d'arpentage, la composition précoloniale de la forêt d'Abitibi-Ouest, située au nord de la forêt boréale

mixte de l'ouest du Québec. D'après une étude de palynologie menée par Richard (1980), la composition de la forêt abitibienne serait d'une manière générale relativement stable depuis la dernière afforestation post-glaciaire. Elle serait caractérisée par une dominance d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.), avec la présence du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sur les sites bien drainés, et celle du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et du bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) sur les sites mésiques. Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) serait également présent, et aurait connu une période de forte abondance entre 8900 et 5200 ans BP, soit au début de l'afforestation à l'Holocène. Cette étude n'a cependant pas permis d'établir quantitativement l'abondance des différents taxons. À partir des archives d'arpentage, Danneyyrolles et al. (2016) ont établi que le sud de la forêt boréale mixte de l'ouest du Québec, était dominé par les épinettes (*Picea* spp.) (47%) et le sapin baumier (21%) à l'époque préindustrielle (1874-1935). Ces deux taxons étaient également les plus abondants (respectivement, 78% et 70%), c'est-à-dire ceux présents sur la plus grande portion du territoire. Le bouleau blanc, les pins (*Pinus* spp.) et les peupliers étaient eux aussi abondants (respectivement, 66%, 32% et 25%). Toujours à partir des archives d'arpentage, Pinto et al. (2008) ont quant à eux établi la composition préindustrielle (1887-1955) de la forêt boréale du nord-est de l'Ontario. Celle-ci était dominée par les épinettes et dans une moindre mesure par le pin gris. Les épinettes étaient le taxon le plus abondant. Le sapin baumier, les bouleaux (*Betula* spp.), le pin gris et les peupliers étaient également abondants. Les résultats de ces trois études semblent indiquer que la forêt dans ces régions est dominée depuis plusieurs millénaires par les épinettes, et que le sapin baumier, les pins, les bouleaux et les peupliers sont des composantes importantes mais non dominantes.

Les objectifs de la présente étude étaient de (1) reconstituer la composition précoloniale de la forêt d'Abitibi-Ouest à partir des archives d'arpentage, et (2) de comparer ces données à celles des inventaires forestiers modernes afin d'estimer les changements de composition intervenus depuis le début de la colonisation. Dans le cadre de

l'aménagement écosystémique, plusieurs enjeux relatifs à la composition arborescente sont anticipés dans les forêts aménagées de l'Abitibi et notamment, une raréfaction de l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), une raréfaction du cèdre blanc (*Thuja occidentalis* L.) et un envahissement par les feuillus intolérants (Grondin & Cimon 2003; Jetté et al. 2013). Ce dernier enjeu est surtout anticipé sur les dépôts à texture fine (argiles et tills). Ces sites étant très productifs, ils ont en effet pu être davantage modifiés par la coupe et le déboisement. Le troisième objectif de l'étude était donc de comparer la distribution des espèces arborescentes sur les différents types de dépôts de surface entre les périodes précoloniale et moderne.

CHAPITRE I

MÉTHODOLOGIE

1.1 Aire d'étude

L'aire d'étude couvre un territoire de 4134 km² à l'extrémité nord-ouest de la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue au Québec (entre 48°43' et 49°01'N et, 78°64' et 79°52'O) (figure 2.1). Le climat y est de type subpolaire-subhumide, avec une température et des précipitations moyennes annuelles de 0,8°C et 886 mm à Lac Berry, et de 1°C et 985 mm à Mont Brun (période 1981-2010) (Environnement Canada 2017). La topographie de la région est généralement plane avec une altitude moyenne de l'ordre de 300 m (Blouin & Berger 2002). La partie sud de l'aire d'étude présente néanmoins quelques collines atteignant jusqu'à 570 m de hauteur.

L'aire d'étude appartient à l'unité physiographique de la Ceinture d'argile (Blanchard 1954; Bergeron et al. 1982), caractérisée par la présence d'une épaisse couche de silts argileux varvés (55% de l'aire d'étude). Ces sédiments se sont mis en place dans les eaux profondes du lac proglaciaire Ojibway, qui a submergé la quasi-totalité de l'Abitibi il y a environ 9000 ans (Veillette 1994). Les zones de collines n'ayant pas été submergées sont caractérisées par la présence de tills (11% de l'aire d'étude), tandis que les basses collines qui l'ont été présentent des affleurements de roches métamorphiques du socle précambrien (8% de l'aire d'étude). Les dépôts sableux (3% de l'aire d'étude) sont en partie d'origine fluvio-glaciaire, alors qu'une autre partie s'est mise en place dans les zones sublittorales durant la baisse progressive du niveau des

eaux du lac. Depuis le retrait complet des eaux il y a environ 8000 ans, des dépôts organiques se sont accumulés sur les argiles mal drainées (21% de l'aire d'étude) (Thibaudeau & Veillette 2005).

L'aire d'étude est située dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (MFFP, 2017). Selon Grondin et al. (2007), elle appartient à l'unité homogène de la forêt Résineuse de l'Ouest à Épinette noire et pin gris méridionale (ROEm) ; les principales espèces arborescentes sont l'épinette noire, l'épinette blanche, le sapin baumier, le pin gris, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble (ci-après nommé tremble).

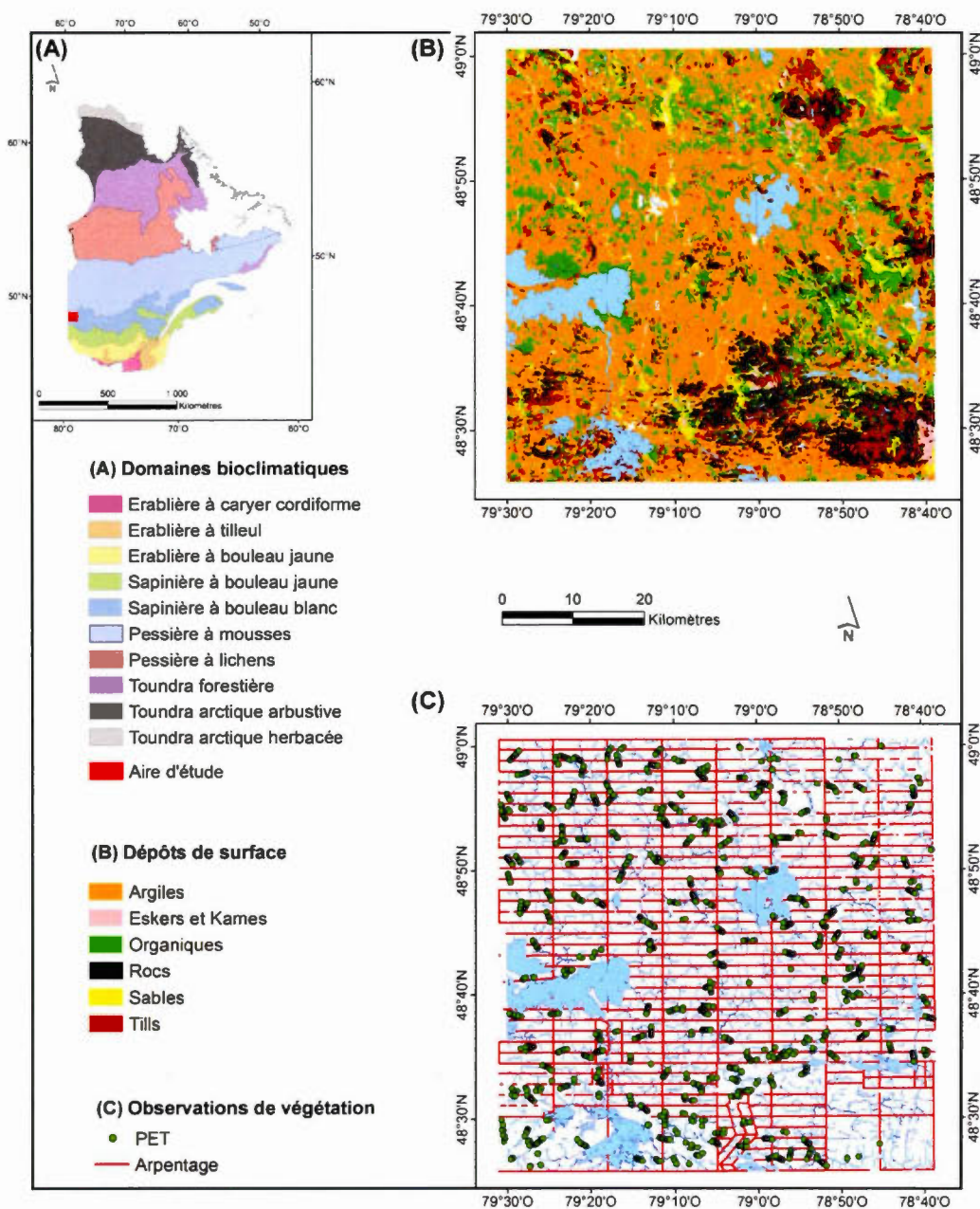


Figure 1.1 : Localisation de l'aire d'étude (A), et répartition spatiale des dépôts de surface (B), des observations d'arpentage et des Placettes d'échantillonnage modernes (PET) (C).

1.2 Bref historique de l'utilisation du territoire

La présence des Abitibiwinnis dans la région remonterait à environ 5000 ans (Vincent 1995). Ces chasseurs-cueilleurs nomades utilisaient différentes espèces d'arbres telles que, le bouleau blanc, le sapin baumier, les épinettes ou le cèdre blanc, pour la confection des habitations, canots, etc., ainsi que pour le bois de chauffage. Les Abitibiwinnis qui comptaient 300 à 500 individus jusqu'à la colonisation (Statistique Canada, 2015), utilisaient le territoire de manière extensive (Vincent 1995 p.102) et leur impact sur la composition forestière a probablement été faible. À partir de 1912, la région a été ouverte à la colonisation euro-canadienne et à l'exploitation forestière. Jusqu'en 1930, l'exploitation se concentrait à proximité du chemin de fer Transcontinental et des cours d'eau permettant le flottage du bois jusqu'aux usines (Vincent 1995 p.222). À partir de 1935, la demande en bois a augmenté suite à la forte croissance démographique induite par les plans de colonisation (Barrette 1972 p.109 et 142; Asselin 1982 p.133), et au développement de l'industrie minière. Cette augmentation de la demande en bois associée à la mécanisation à partir des années 1940, a entraîné une extension spatiale (Vincent 1995 p.277) et une intensification de l'exploitation forestière. Ainsi en 1925, 538 500 m³ de bois ont été coupés en Abitibi contre 1 470 573 m³ en 1945 (Vincent 1995). Le nombre de scieries est passé de 43 en 1919 (Trudelle 1938), à 122 en 1948 (Blanchard 1949). Jusqu'à la fin des années 1950, l'industrie exploitait essentiellement le sapin baumier, les épinettes et les pins (Vincent 1995). Depuis les années 1960, le tremble est également exploité de manière industrielle (Alain Shink, communication personnelle, 2016). À partir des années 1990, les coupes à blanc ont été remplacées par des Coupes avec Protection de la Régénération et des Sols (CPRS). Aujourd'hui, les CPRS sont toujours employées et l'exploitation se concentre sur les épinettes et le tremble.

1.3 Sources de données

La source de données précoloniales correspond aux carnets d'arpentage disponibles au Greffe de l'arpenteur général du Québec. L'arpentage qui réfère généralement à la division du territoire québécois en cantons, rangs et lots de superficies uniformes, a donné lieu à des observations spatialement explicites de la végétation et des perturbations. Ces observations ont été faites de part et d'autre des lignes de séparation des cantons et rangs, et leur position précise a été relevée (localisation du début et de la fin de l'observation, i.e. longueur de l'observation). Une même observation d'arpentage pouvait comporter à la fois une mention de perturbation et une mention de végétation. Les observations de végétation pouvaient prendre la forme d'une liste de taxons, ordonnés par ordre décroissant d'importance, ou d'un type de couvert (aulnaie, bois mêlé...). Une comparaison avec des données quantitatives de la même époque indique que l'importance relative attribuée aux taxons par les arpenteurs équivaut directement à leur surface terrière relative (ST) ([Terrail et al. 2014](#)).

La source de données modernes correspond aux placettes d'échantillonnage temporaire (PET), des trois derniers inventaires forestiers menés par le gouvernement du Québec (1980, 1990, 2000) ([Boudreau & Philibert 2011](#)). Ces inventaires reposent sur un échantillonnage de placettes de 400 m², réparties dans un territoire stratifié par type de peuplements forestiers productifs. Le nombre de placettes dans chaque type de peuplements est déterminé en fonction de sa superficie relative. Dans chaque placette, le diamètre de toutes les tiges > 9 cm de DHP est mesuré, et le diamètre de toutes les tiges > 1 cm et ≤ 9 cm de DHP est mesuré dans une sous placette de 40 m². Les tiges sont identifiées au niveau de l'espèce, permettant ainsi de calculer une ST par espèce.

1.4 Bases de données

La base de données précoloniales contient 3194 listes de taxons, soit 2062,97 km d'observations, provenant de 44 des 80 carnets d'arpentage disponibles pour l'aire

d'étude. Les carnets retenus couvrent la période 1909-1937. Le choix des carnets s'est fait en tentant de maximiser la proportion de l'aire d'étude arpentée (i.e. longueur totale des observations), tout en minimisant la proportion des observations de perturbations anthropiques. L'arpentage primitif ayant eu lieu avant la colonisation, les carnets d'arpentage primitif ont systématiquement été préférés aux carnets de réarpentage. Quelques observations de réarpentage ont toutefois été conservées, car elles décrivaient la végétation avec plus de précision que l'observation primitive (spatialement et/ou écologiquement), et aucune perturbation n'était intervenue entre l'arpentage primitif et le réarpentage. Les arpenteurs ne distinguant pas systématiquement les différentes espèces des genres *Picea* spp. et *Pinus* spp., ces taxons ont été regroupés au niveau des genres (annexe A). Un rang a ensuite été attribué aux taxons selon leur position dans chacune des listes de taxons (premier taxon cité = rang 1, etc.) ; dans la suite de l'étude, nous référons au taxon au premier rang comme au taxon dominant. Toutes les observations ont finalement été géoréférencées en utilisant ArcGIS 10.3 (ESRI 2014) et une carte cadastrale numérique moderne (échelle 1 : 20 000).

La base de données modernes contient les données des 2496 PET disponibles pour l'aire d'étude et couvrant la période 1980-2008. Ces PET représentent une superficie totale d'environ 1 km², ou une longueur de 56,31 km d'observations linéaires en se basant sur le diamètre des placettes (2496 placettes x 22,56 m de diamètre). Dans chaque PET, les épinettes et les pins ont été regroupés au niveau des genres pour permettre la comparaison avec la base de données précoloniale. Le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana* Marsh.) et le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.) ont été regroupés dans la catégorie « Autres ». Une ST par taxon a ensuite été calculée, en excluant les taxons représentant moins de 5% de la ST totale d'une PET. Ce choix a été fait afin d'obtenir des fréquences du nombre de taxons par observation d'arpentage et par PET les plus proches possible. Les seuils de 0% (i.e. inclusion de tous les taxons) et de 10% ont également été testés. Une fois ces données exclues, un rang a finalement été attribué à chaque taxon par ordre décroissant de ST.

1.5 Bases de données

La composition forestière des périodes précoloniale et moderne a été comparée en utilisant deux indices calculés pour chaque base de données. Premièrement une fréquence générale a été calculée pour chaque taxon à partir de la formule suivante :

$$F(X) = \frac{L(X)}{L} * 100$$

$L(X)$ la longueur totale des observations où le taxon X est noté et, L la longueur totale des observations.

Deuxièmement, une fréquence par rang a été calculée pour les quatre premiers rangs des listes de taxons à partir de la formule suivante (Scull & Richardson 2007) :

$$F(Xr) = \left(\frac{L(Xr)}{Lr} \right) * 100$$

$L(Xr)$ la longueur totale des observations où le taxon X est noté au rang r dans les listes de taxons et, Lr la longueur totale des observations où au moins r taxons sont notés dans les listes.

La fréquence générale des taxons a été comparée spatialement et statistiquement entre les périodes précoloniale et moderne, *via* une grille de 256 cellules de 16 km² (4x4 km). Pour être conservées, les observations d'arpentage et les PET devaient être situées à une distance $\leq 1,6$ km les unes des autres, cette distance correspondant aux plus longues observations d'arpentage contenues dans la base de données. Les cellules devaient en outre contenir au moins quatre observations d'arpentage et quatre PET. Au final, 109 cellules contenant de 4 à 32 observations d'arpentage (12 en moyenne) et de 4 à 52 PET (14 en moyenne) ont été conservées. L'indice de fréquence générale a été recalculé par taxon pour chacune de ces cellules. Un test des rangs signés de Wilcoxon pour échantillons appariés a finalement été effectué à l'aide de la bibliothèque Stats du

logiciel R (R Development Core Team 2017). L'hypothèse nulle testée ici est qu'il n'y a pas de différence significative de fréquences des taxons entre les périodes précoloniale et moderne.

La distribution des taxons sur les principaux types de dépôts de surface a été examinée pour chaque période *via* une analyse de tableaux de contingence. Seuls les taxons présentant une fréquence générale $> 5\%$ ont été considérés dans cette analyse. Pour déterminer le type de dépôts associés à chaque observation, les observations d'arpentage et les PET ont été superposées à la carte du 4^{ème} inventaire forestier. Les informations sur les dépôts de surface intégrées à cette carte proviennent de photographies aériennes à l'échelle 1 : 15 000 (Lord et al. 2009). Des tableaux de contingences ont été construits pour chaque combinaison de variables dépôt de surface-taxon (Strahler 1978). Un test de G avec correction de Williams a été employé pour tester l'indépendance entre la distribution des taxons et les types de dépôts (Sokal & Rohlf 2012). Pour les taxons présentant une statistique de G significative ($\alpha = 0,05$), les résidus standardisés corrigés ont été calculés selon la méthode établie par Haberman (1973). Un résidu positif indique une surreprésentation d'un taxon sur un type de dépôt donné par rapport à une distribution aléatoire, alors qu'un résidu négatif indique une sous-représentation.

CHAPITRE II

RÉSULTATS

À la période précoloniale (tableau 3.1), les épinettes formaient le taxon le plus fréquent et le plus dominant dans l'aire d'étude (respectivement 87,29% et 67,64%). Le sapin baumier présentait également une forte fréquence et une forte dominance (respectivement 50,85% et 14,97%), et constituait le taxon le plus fréquent au 2^{ème} rang des listes de taxons. Le bouleau blanc, le tremble et les pins présentaient aussi une forte fréquence (de 39,70% à 31,57%), mais leur dominance était relativement faible (de 6,14% à 4,54%). Le bouleau blanc et le tremble étaient respectivement les taxons les plus fréquentes aux 3^{ème} et 4^{ème} rangs des listes de taxons. Enfin, le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.), le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch), le cèdre blanc, le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et le frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.) présentaient une fréquence et une dominance très faibles (de 2,30% à 0,0003% et de 0,40% à 0% respectivement).

De nos jours (tableau 3.1), le tremble est le taxon le plus fréquent et dominant dans l'aire d'étude (respectivement 59,84% et 39,61%). Sa fréquence et sa dominance ont respectivement été multipliées par 1,5 et 8,7 par rapport à l'époque précoloniale. Les épinettes présentent également une forte fréquence et une forte dominance (48,90% et 22,39% respectivement), qui ont cependant été divisées respectivement par 1,8 et 3,0. Les épinettes forment le taxon le plus fréquent au 2^{ème} rang dans les PET. Le bouleau blanc présente une fréquence relativement stable dans le temps de l'ordre de 40%, et constitue le taxon le plus fréquent aux 3^{ème} et 4^{ème} rangs dans les PET. Le sapin baumier

et les pins présentent de fortes fréquences (respectivement 35,31% et 17,68%), qui ont cependant été divisées par un facteur de l'ordre de 1,5 depuis l'époque précoloniale. Le peuplier baumier présente une fréquence relativement forte (12,83%) qui a été multipliée par 5,6. Le sorbier d'Amérique et le cerisier de Pennsylvanie (i.e. Autres taxons) qui étaient absents des observations d'arpentage, présentent une fréquence de 10,06% dans les PET. Cependant, ces taxons n'étaient probablement pas répertoriés par les arpenteurs étant donné la faible valeur du bois pour les colons et l'industrie. Enfin, le bouleau jaune qui était présent dans les observations d'arpentage est absent des PET. Il est néanmoins présent sur le territoire (observation personnelle).

Les différences de fréquences dans les cellules entre les périodes précoloniale et moderne, sont statistiquement significatives pour tous les taxons ($\alpha = 0,01$) (figure 3.1). La baisse de fréquence des épinettes est le plus souvent comprise entre 90% et 100%, ce qui indique une quasi-disparition de ce taxon dans plusieurs cellules. Pour le peuplier baumier, la hausse de fréquence dans les cellules est le plus souvent assez faible (de 10% à 20%). Pour ces deux taxons, les différences de fréquences sont relativement homogènes spatialement, c'est-à-dire que peu de cellules présentent une hausse de fréquence dans le cas des épinettes ou une baisse de fréquence dans le cas du peuplier baumier. Le bouleau blanc, les pins, le sapin baumier et le tremble présentent des différences de fréquences plus hétérogènes spatialement. Les baisses de fréquences du bouleau blanc et des pins sont le plus souvent relativement faibles (respectivement comprise entre 10% et 20%, et entre 0% et 10%), alors que la baisse de fréquence du sapin baumier est généralement plus importante (le plus souvent comprise entre 30% et 40%). La hausse de fréquence du tremble est le plus souvent assez faible (comprise entre 10% et 20%), bien que de nombreuses cellules présentent une hausse de fréquence relativement importante (de 40% à 70%).

Tableau 2.1. Fréquence générale et fréquence par rang des taxons pour les périodes précoloniale (1909-1937) et moderne (1980-2008). Les valeurs en **gras** indiquent le taxon le plus fréquent. La dominance correspond à la fréquence au premier rang d'énumération dans les listes de taxons. * La catégorie "Autres" regroupe le

Taxon	1909-1937 (N ≈ 2063km)					1980-2008 (N = 2496 PET)				
	Fréquence générale (%)	Fréquence par rang (%)				Fréquence générale (%)	Fréquence par rang (%)			
		1	2	3	4		1	2	3	4
Autres *	-	-	-	-	-	10,06	1,74	5,08	7,64	9,74
Bouleau jaune	0,33	0	0,13	0,24	0,29	-	-	-	-	-
Bouleau blanc	39,70	6,04	11,14	34,34	18,34	38,04	9,78	20,15	24,74	26,22
Cèdre blanc	1,90	0,27	0,19	0,70	3,30	0,96	0,41	0,21	0,41	1,87
Épinettes	87,29	67,64	24,34	7,81	5,15	48,90	22,39	21,17	20,88	15,73
Érable rouge	0,28	0	0	0	0,25	1,08	0,20	0,53	0,51	2,25
Frêne noir	0,0003	0	0	0	0	0,12	0	0	0,20	0
Mélèze laricin	2,05	0,40	1,56	0,26	0	3,45	0,77	2,46	1,32	1,50
Peuplier baumier	2,30	0	0,34	1,84	4,63	12,83	6,14	5,93	3,67	5,99
Pins	31,57	6,14	15,93	15,03	14,05	17,68	6,91	8,87	8,15	7,49
Sapin baumier	50,85	14,97	36,08	12,49	9,57	35,31	12,05	18,12	19,14	14,60
Tremble**	39,69	4,54	10,29	27,29	44,42	59,84	39,61	17,48	13,34	14,61
Total		100	100	100	100		100	100	100	100

La distribution des taxons sur les différents dépôts de surface a été modifiée entre les périodes précoloniale et moderne (figure 3.2). La surreprésentation des épinettes et des pins a fortement augmenté respectivement sur les dépôts organiques et, sur les sables et les rocs, suite à une importante baisse de fréquence sur les autres types de dépôts (annexe B). La distribution des pins est ainsi beaucoup plus restreinte aux sables et aux rocs qu'elle ne l'était à l'époque précoloniale. Les pins et les épinettes sont en outre les taxons les plus sous-représentés sur les argiles dans les forêts modernes. Le tremble est quant à lui le taxon le plus surreprésenté sur les argiles à l'époque moderne. Sa fréquence a fortement augmenté sur les argiles, les tills et les rocs, augmentant sa sous-représentation sur les dépôts organiques et les sables. En revanche, la fréquence du sapin baumier a diminué sur les argiles, les tills, les rocs et les sables, entraînant une forte baisse de sa sous-représentation sur les dépôts organiques et un maintien de sa sous-représentation sur les sables. La distribution du bouleau blanc est restée relativement stable entre les périodes précoloniale et moderne. Le bouleau blanc est le taxon le plus surreprésenté sur les tills à l'époque moderne, ainsi que le taxon le plus surreprésenté sur les rocs avec les pins.

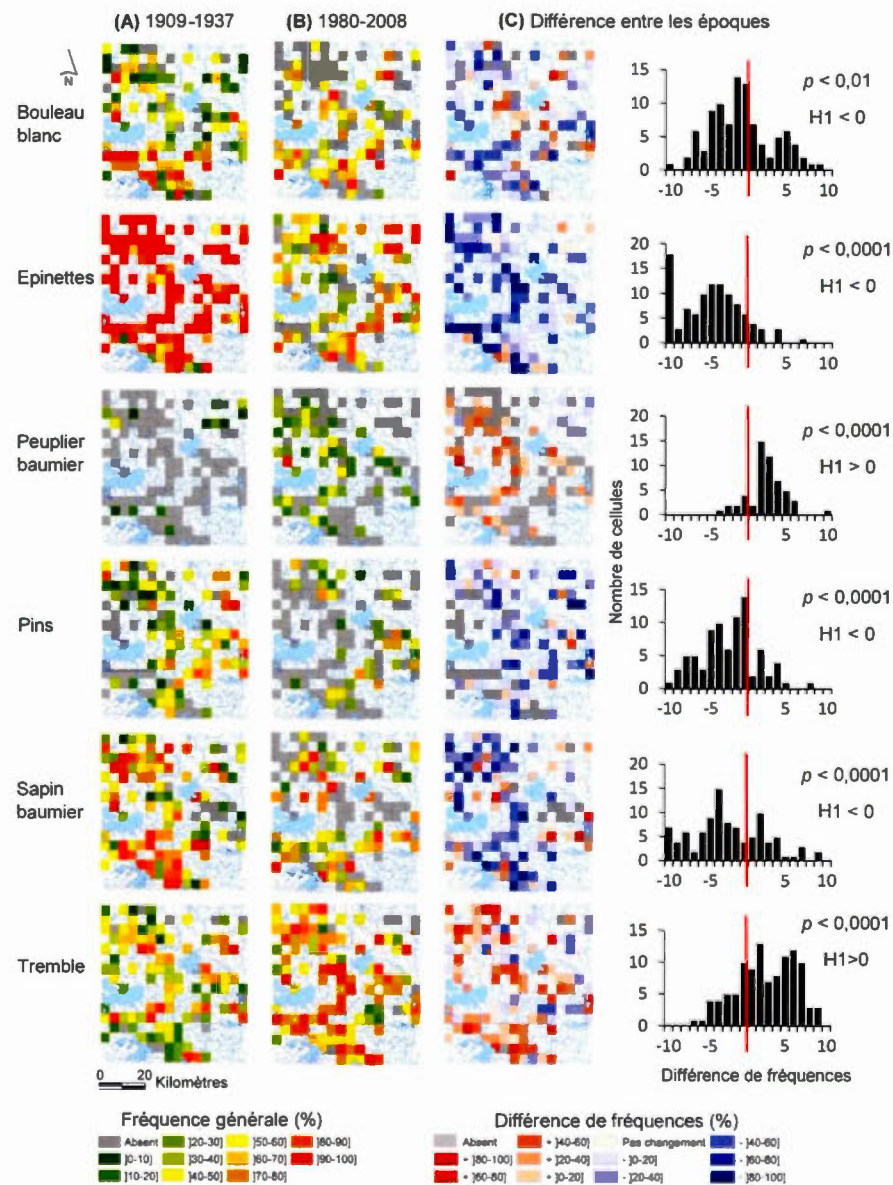


Figure 2.1 : Cartes des fréquences générales des principaux taxons aux périodes précoloniale (A) et moderne (B), et cartes et distributions de fréquences des différences de fréquences entre les deux périodes (C). Une différence positive indique que le taxon est plus fréquent à la période moderne qu'à la période précoloniale. Les valeurs de p des tests des rangs signés de Wilcoxon sont également indiquées. Sur les graphiques, l'axe des abscisses est organisé par classe de fréquence de 10% (par exemple pour la valeur 10, la classe de fréquence correspondante est + [100-90%]).

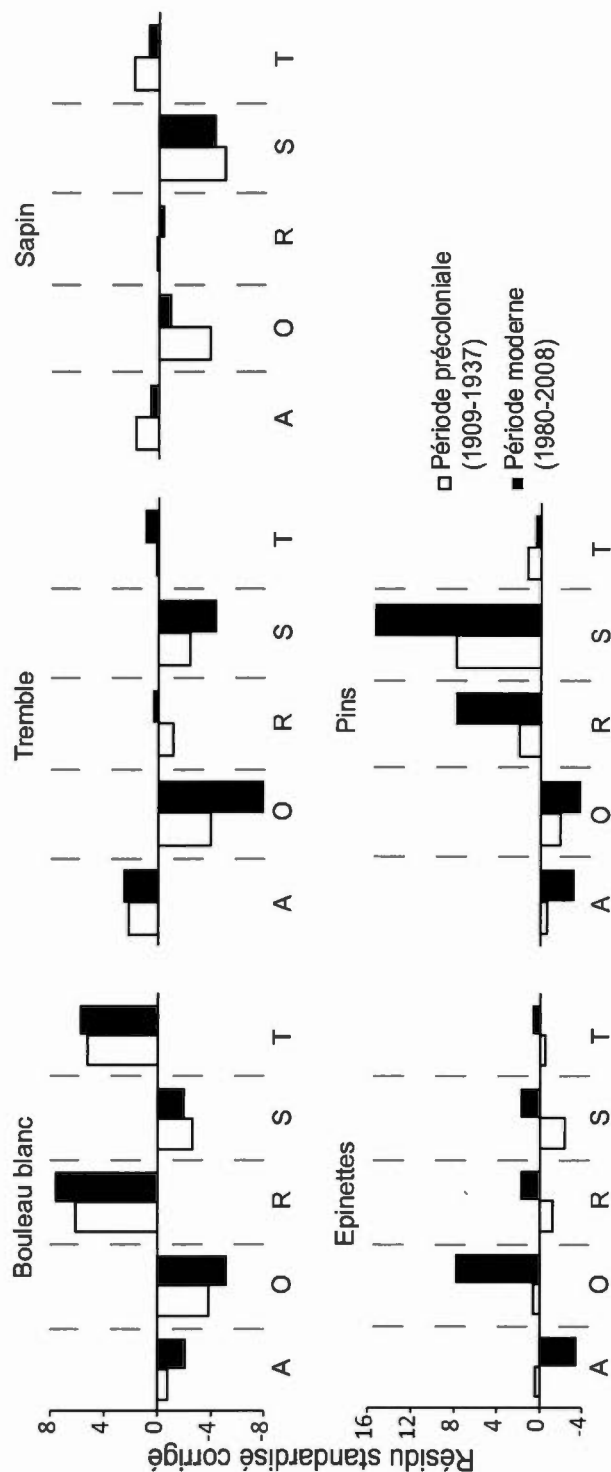


Figure 2.2 : Résidus standardisés corrigés par type de dépôts de surface, pour les périodes précoloniale (1909-1937) et moderne (1980-2008). Un résidu positif indique une surreprésentation d'un taxon par rapport à une distribution aléatoire, alors qu'un résidu négatif indique une sous-représentation. A : dépôts argileux ; O : dépôts organiques ; R : rocs ; S : dépôts sableux ; T : tills. Le tremble réfère au peuplier faux tremble.

CHAPITRE III

DISCUSSION

3.1 Les changements de composition et leurs causes

D'importants changements de composition sont intervenus dans l'aire d'étude entre les périodes précoloniale et moderne (tableau 3.1, figure 3.1). Tous les taxons résineux à l'exception du mélèze laricin, ont diminué en fréquence. À l'inverse, tous les taxons feuillus à l'exception des bouleaux blancs et des bouleaux jaunes, ont augmenté en fréquence. Le peuplier baumier et le tremble ont connu une hausse de fréquence particulièrement importante, au détriment des épinettes, du sapin baumier et des pins. La dominance du tremble a également fortement augmenté au détriment des épinettes, entraînant la transition d'un paysage dominé historiquement par les épinettes (68%) et le sapin baumier (15%), vers un paysage dominé par le tremble (40%) et les épinettes (22%). Au sud de notre aire d'étude au Témiscamingue, Danneymolle et al. (2016) ont également observé la transition d'un paysage dominé historiquement par les épinettes (47%) et le sapin baumier (21%), vers un paysage dominé par les peupliers (29%) et les épinettes (19%). D'importantes hausses de dominance du tremble au détriment des taxons résineux, ont également été observées dans plusieurs autres régions du Québec (e.g. Fortin 2008; Dupuis et al. 2011), et de l'Est de l'Amérique du Nord (e.g. White & Mladenoff 1994; Weir & Johnson 1998; Jackson et al. 2000; Schulte et al. 2007; Pinto et al. 2008).

La hausse de fréquence et de dominance du tremble dans l'aire d'étude serait essentiellement due à la combinaison des feux intervenus durant la colonisation (Lefort et al. 2003) et des coupes totales. Le tremble est en effet capable de s'établir sur les sites récemment brûlés (e.g. Baker 1925; Stahelin 1943), ou récemment coupés (e.g. Doucet 1979; Bartos & Mueggler 1982), par reproduction sexuée ou multiplication végétative (Peterson & Peterson 1992), et d'y devenir dominant malgré un établissement relativement synchrone de plusieurs autres espèces (Gutsell & Johnson 2002; Johnstone et al. 2004). Cette dominance serait possible grâce à un taux de croissance en hauteur plus élevé que celui du sapin baumier, du bouleau blanc et des épinettes noire et blanche (Bergeron 2000; Gutsell & Johnson 2002; Cardona 2014), notamment dans le cas d'une reproduction asexuée où les jeunes ramets profitent du système racinaire de l'ortet (Barnes 1966).

Ne disposant pas d'un historique complet des perturbations, nous n'avons pu discriminer la part de la hausse de dominance du tremble due aux feux de celle due aux coupes. Néanmoins, les feux intervenus durant la colonisation (Lefort et al. 2003) ont probablement joué un rôle important, tel que cela a été démontré au Saguenay (Boucher et al. 2016). En effet, même si le tremble était peu abondant dans de nombreux peuplements à l'époque précoloniale, puisqu'essentiellement noté aux 3^{ème} et 4^{ème} rangs des énumérations d'arpentage (tableau 3.1), il a été démontré que la présence d'individus épars était suffisante pour que le tremble domine les peuplements suite à une perturbations sévère, grâce à la persistance de son système racinaire (Lavertu et al. 1994). Étant donné sa répartition spatiale étendue (figure 3.1 A), une importante hausse de sa fréquence et de sa dominance a pu intervenir *via* une multiplication asexuée. Sa répartition spatiale fût un élément de structure de population important pour son expansion postcoloniale.

Sur les portions du territoire où il était absent, le tremble a pu s'établir ou envahir certains peuplements par graines à la suite des feux (e.g. Kay 1993; Quinn & Wu 2001). Les graines du tremble peuvent en effet être dispersées par le vent sur plusieurs

kilomètres (Perala 1990; Turner et al. 2003), permettant ainsi la colonisation de milieux lointains si des lits de germination notamment caractérisés par une faible épaisseur de la matière organique résiduelle (Johnstone & Chapin III 2006; Greene et al. 2007; Gewehr et al. 2014; Lafleur et al. 2015), et une forte humidité (Faust 1936; Perala 1990), sont disponibles. La colonisation de nouveaux milieux pourrait être facilitées par le fait qu'un recrutement continue puisse intervenir durant plusieurs années suite à une perturbation sévère (Quinn & Wu 2001; Romme et al. 2005; Landhäusser et al. 2010). Une fois installé, les semis de tremble peuvent drageonner dès l'âge de 1 ou 2 ans (Day 1944; Perala 1990). Ainsi, si une nouvelle perturbation sévère telle qu'une coupe totale est intervenue suite à une installation par graine, le tremble a pu prendre de l'expansion par drageonnement. Les coupes totales mécanisées intervenues après les feux de colonisation ont ainsi dû permettre au tremble de maintenir sa fréquence et sa dominance sur le territoire par drageonnement, et très probablement de l'accroître encore davantage (voir Weir & Johnson 1998; Laquerre et al. 2009).

Les variations de fréquence et de dominance des épinettes, des pins et du sapin baumier pourraient également s'expliquer par les feux et les coupes. Les feux ont dû réduire au moins temporairement la fréquence et la dominance du sapin baumier et de l'épinette blanche, étant donné que leur dépendance aux arbres semenciers vivants pour recoloniser les sites brûlés (Galipeau et al. 1997), et la faible distance de dispersion de leurs graines (Dobbs 1976; Sims et al. 1990), induisent une recolonisation relativement lente suite à un feu sévère de grande superficie (Greene et al. 1999). De plus, le sapin baumier et les épinettes noire et blanche ont fait l'objet d'importantes coupes dès l'ouverture de l'usine de l'Abitibi Power and Paper Company en 1915 (Vincent 1995), ce qui a réduit leur fréquence et la disponibilité des arbres semenciers, limitant probablement leur capacité à se réinstaller à la suite des feux intervenus ultérieurement. Le rétablissement de l'épinette blanche a également pu être limité si des feux sont intervenus lors de mauvaises années semencières (Purdy et al. 2002; Peters et al. 2005).

La baisse de fréquence des pins à l'échelle de l'aire d'étude serait quant à elle due aux coupes effectuées pour alimenter l'industrie du sciage (Vincent 1995).

3.2 Les différences entre les dépôts de surface

Les changements de composition observés dans l'aire d'étude diffèrent entre les types de dépôts de surface. La hausse de fréquence et de dominance du tremble au détriment des résineux s'est essentiellement produite sur les argiles et les tills (annexe B et C), tel que cela a été observé dans d'autres études menées dans la région (Bergeron & Dubuc 1989; Bergeron & Charron 1994; Laquerre et al. 2009). Sur ces dépôts, les coupes mécanisées ont dû favoriser cette augmentation du tremble. D'une part, le passage de la machinerie en exposant par endroit le sol minéral a dû créer des lits de germination favorables au tremble (Brumelis & Carleton 1988), et d'autre part il a entraîné une importante mortalité directe et indirecte (i.e. *via* la compaction du sol) de la régénération résineuse préétablie (Harvey & Bergeron 1989). Sur les dépôts organiques le tremble demeure par contre fortement sous-représenté à l'époque moderne (figure 3), alors que les épinettes ont maintenu leur fréquence et leur dominance (annexe B et C). La faible température du sol induite par des dépôts organiques épais (Gewehr et al. 2014) a pu contribuer à cette sous-représentation du tremble, en limitant sa capacité à drageonner (Maini & Horton 1966; Landhäusser et al. 2006). Sur les sables, les pins (probablement le pin gris) ont augmenté leur dominance (annexe C), vraisemblablement suite aux feux des décennies 1910-1920. L'allongement important du cycle de feux depuis les années 1920 (Bergeron et al. 2001) et la faible proportion de feux de grandes superficies depuis les années 1940 (Lefort et al. 2003), ont cependant pu limiter le recrutement du pin gris au cours des dernières décennies, bien que le recrutement puisse se faire dans une certaine mesure en absence de feu *via* des cônes non-sérotineux (Gauthier et al. 1993).

3.3 Les conséquences pour l'aménagement écosystémique

Dans le cadre de l'aménagement écosystémique, un effort important devrait être mené pour restaurer la dominance des résineux dans l'aire d'étude. La fréquence des peuplements mixtes à dominance feuillues ayant fortement augmentée entre les périodes précoloniale et moderne (de 8,6% à 26%), et celle des peuplements mixtes à dominance résineuse ayant fortement diminuée (de 51,9% à 21,1%), des coupes partielles pourraient être menées dans les peuplements à dominance feuillue pour augmenter la représentation des résineux (Prevost et al. 2010; Bose et al. 2014). En outre, la fréquence des peuplements feuillus purs a également fortement augmenté dans l'aire d'étude (de 2% à 31,5%), même en considérant l'ensemble des taxons présents dans les PET (i.e. seuil de 0%, voir méthodologie) (de 2% à 25,3%). Ces peuplements qui sont essentiellement des tremblaies pures (données non présentées) pourraient présenter une problématique particulière. Lors d'une campagne de terrain menée à l'été 2016 (données non présentées), plusieurs tremblaies semblaient ne présenter aucune régénération résineuse sous forme de semis ou de gaules. Dans ces peuplements le délai de retour vers une dominance résineuse pourrait donc être très long, et la plantation de semis de conifères pourrait y être nécessaire.

Au niveau de la dynamique des espèces, le tremble est probablement en expansion dans l'aire d'étude (sensu Grondin & Cimon 2003). Sa fréquence et sa dominance actuelle excèdent vraisemblablement les proportions observables sous une dynamique naturelle, étant donné l'importante superficie du territoire brûlée durant la période de colonisation comparativement à la période antérieure (Bergeron et al. 2001; Bergeron et al. 2004), et l'effet additif que semble exercer les feux et les coupes sur l'abondance du tremble (Weir & Johnson 1998). Aussi, il est important dans le cadre de l'aménagement écosystémique d'éviter de favoriser davantage l'expansion du tremble. Le drageonnement du tremble étant inhibé par la dominance apicale (Farmer 1962; Schier et al. 1985), les tiges de tremble pourraient être maintenues dans certains

parterres de coupes afin de limiter son expansion. De plus, l'augmentation de l'intensité lumineuse et la hausse de la température du sol favorisent l'initiation et la croissance des drageons de tremble (Farmer 1963; Maini & Horton 1966; Frey et al. 2003). Aussi, les coupes partielles devraient être préférées aux coupes totales. D'après Prévost & Pothier (2003), les coupes prélevant 35 à 50% de la surface terrière d'un peuplement permettent de limiter la croissance et la survie des drageons de tremble 5 ans après le traitement. De la même manière, Brais et al. (2004) estiment que le prélèvement d'un tiers ou deux tiers de la surface terrière d'un peuplement, permet de limiter la croissance en hauteur des drageons de tremble comparativement à une coupe totale, 2 ans après le traitement.

Bien que les données d'arpentage ne permettent pas de distinguer les épinettes noire et blanche, une raréfaction de l'épinette blanche est probablement intervenue dans l'aire d'étude telle qu'anticipée dans le cadre de l'aménagement écosystémique (Jetté et al. 2013). L'épinette blanche était en effet particulièrement recherchée par l'industrie du bois pendant la colonisation, et Nelson (1923) estimait que cette espèce était la plus abondante en Abitibi après l'épinette noire au moment de la colonisation. Sa baisse de fréquence a notamment pu être importante sur les argiles et les tills puisqu'elle est connue pour occuper les dépôts riches mésiques à subhydriques (Blanchard 1949; Bergeron & Bouchard 1984). La fréquence de l'épinette blanche dans les PET au seuil de 0% est de 17,39% et 22,80%, respectivement sur les argiles et les tills, comparativement à 35,05% et 48,70% pour l'épinette noire. Finalement, une attention particulière devrait également être portée au cèdre blanc dont la fréquence a été divisée par deux entre les périodes précoloniale et moderne. Ce taxon s'établissant bien sur les bois morts bien décomposés et recouverts de mousses (Simard et al. 1998; Simard et al. 2003), de tels éléments devraient être maintenus dans les parterres de coupes afin de faciliter son établissement.

CONCLUSION

D'importants changements de la composition arborescente sont intervenus dans les forêts d'Abitibi-Ouest au cours du 20^{ème} siècle. D'une manière générale, la fréquence et la dominance des feuillus et particulièrement du tremble a fortement augmenté, alors que celle des résineux a fortement diminué. L'importance et la direction de ces changements varient néanmoins entre les différents types de dépôts de surface. Si le tremble est devenu prépondérant sur les argiles et les tills, les épinettes se sont maintenues sur les dépôts organiques et les pins sur les sables. La combinaison des feux et des coupes est probablement le principal vecteur des changements de composition observés en Abitibi-Ouest. Néanmoins, un travail de compilation des données de perturbations disponibles pour la région pourrait être mené, afin d'avoir une image plus claire de quand, comment et pourquoi ces changements sont intervenus. Finalement, un effort important devrait être mené dans le cadre de l'aménagement écosystémique, afin de ramener les peuplements forestiers vers une composition plus proche de celle observée à l'époque précoloniale, et éviter de favoriser l'expansion du tremble. D'une part, les pratiques forestières devraient tendre à favoriser le retour vers une dominance résineuse, et d'autre part une attention particulière devrait être portée aux espèces rares telles que le cèdre blanc et le bouleau jaune, afin de maintenir la biodiversité qui pourrait y être associée.

ANNEXE A

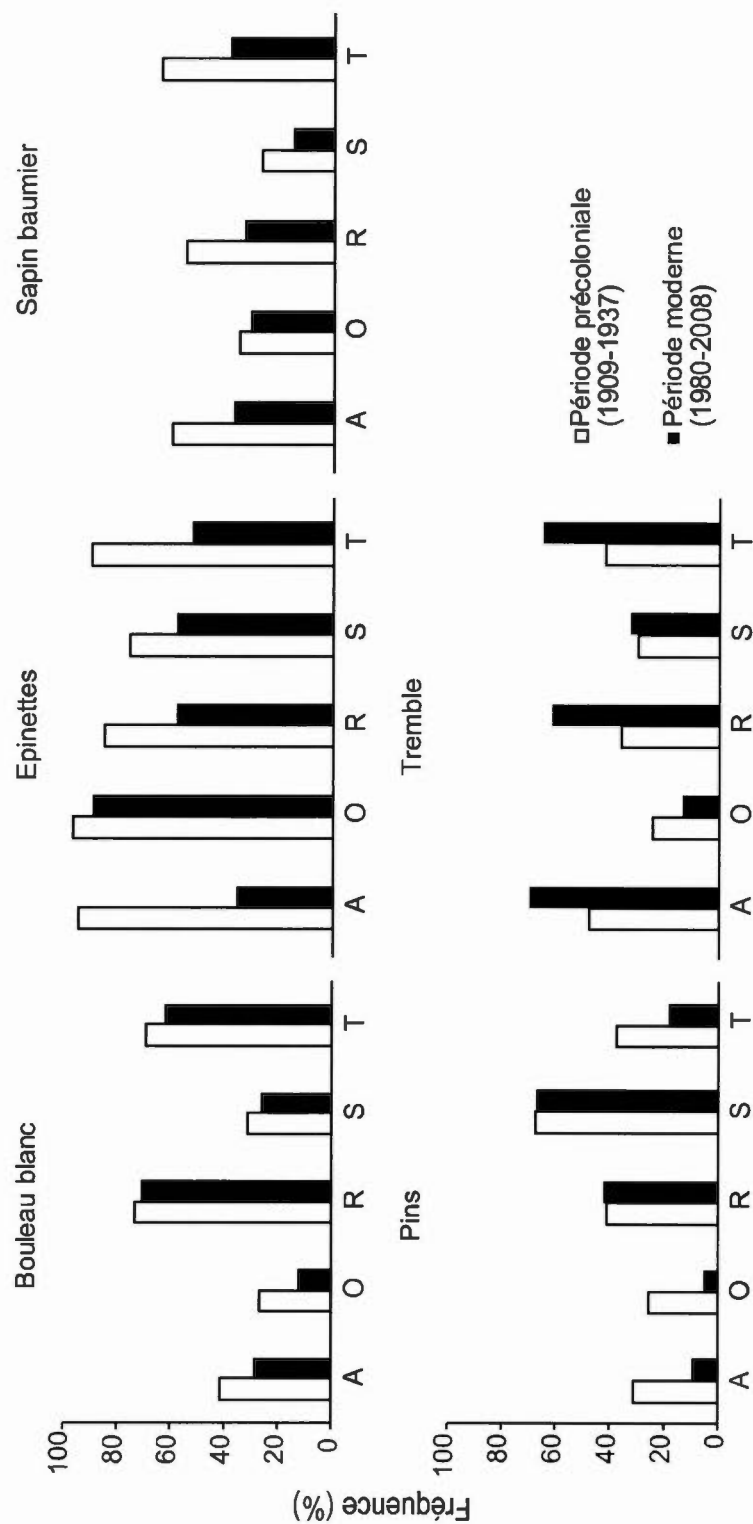
NOMS DONNÉS PAR LES ARPENTEURS AUX ESPÈCES, ESPÈCES INFÉRÉES DANS L'ÉTUDE ET REGROUPEMENT DES ESPÈCES POUR LES ANALYSES

Nom donné par l'arpenteur	Espèce inférée (nom latin)	Regroupement pour les analyses
Espèces		
Aulne	Aulnes (<i>Alnus spp.</i>)	Exclu
Bouleau	Bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>)	Aucun
Cèdre	Cèdre blanc (<i>Thuja occidentalis</i>)	Aucun
Cyprès	Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Pins
Epinette blanche	Epinette blanche (<i>Picea glauca</i>)	Epinettes
Epinette	Epinettes (<i>Picea spp.</i>)	Epinettes
Epinette noire	Epinette noire (<i>Picea mariana</i>)	Epinettes
Epinette rouge	Mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>)	Mélèze laricin
Erable	Erable rouge (<i>Acer rubrum</i>)	Erable rouge
Foin	Carex (<i>Carex spp.</i>)	Exclu
Foin bleu	Calamagrostide du Canada (<i>Calamagrostis canadensis</i>)	Exclu
Framboisier	Ronces (<i>Rubus spp.</i>)	Exclu
Frêne	Frêne noir (<i>Fraxinus nigra</i>).	Aucun
Mélèze	Mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>)	Mélèze laricin
Merisier	Bouleau jaune (<i>Betula alleghanensis</i>)	Aucun
Peuplier	Peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>)	Aucun
Pin	Pins (<i>Pinus spp.</i>)	Pins
Pin blanc	Pin blanc (<i>Pinus strobus</i>)	Pins
Pin gris	Pin gris (<i>Pinus banksiana</i>)	Pins

Pin rouge	Pin rouge (<i>Pinus resinosa</i>)	Pins
Plaine	Erable rouge (<i>Acer rubrum</i>)	Erable rouge
Quenouille	Massettes (<i>Thypha spp.</i>)	Exclu
Sapin	Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	Aucun
Thé du labrador	Thé du labrador (<i>Rhododendron groenlandicum</i>)	Exclu
Tremble	Peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>)	Aucun
Couvert forestier		
Aulnage ou Aulnaie	Aulnes (<i>Alnus spp.</i>)	Exclu

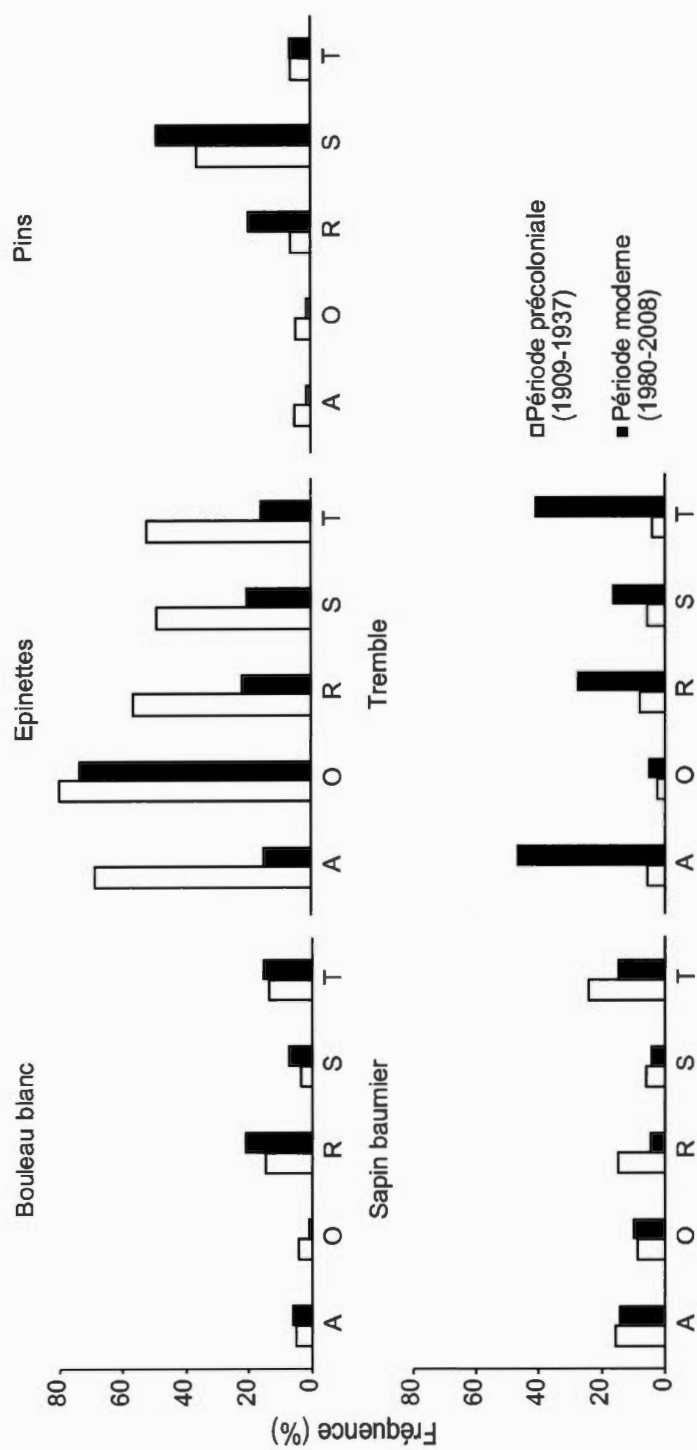
ANNEXE B

FRÉQUENCES GÉNÉRALES PAR DÉPÔT DE SURFACE AUX PÉRIODES PRÉCOLONIALE (1909-1937) ET MODERNE (1980-2008), POUR LES TAXONS PRÉSENTANT UNE STATISTIQUE DE G SIGNIFICATIVE ($\alpha = 0,05$; VOIR MÉTHODOLOGIE). A : DÉPÔTS ARGILEUX ; O : DÉPÔTS ORGANIQUES ; R : ROCS ; S : DÉPÔTS SABLEUX ; T : TILLS. LE TREMBLE RÉFÈRE AU PEUPLIER FAUX-TREMBLE.



ANNEXE C

FRÉQUENCES DE DOMINANCE PAR DÉPÔT DE SURFACE AUX PÉRIODES PRÉCOLONIALE (1909-1937) ET MODERNE (1980-2008), POUR LES TAXONS PRÉSENTANT UNE STATISTIQUE DE G SIGNIFICATIVE ($\alpha = 0,05$; VOIR MÉTHODOLOGIE). A : DÉPÔTS ARGILEUX ; O : DÉPÔTS ORGANIQUES ; R : ROCS ; S : DÉPÔTS SABLEUX ; T : TILLS. LE TREMBLE RÉFÈRE AU PEUPLIER FAUX-TREMBLE.



BIBLIOGRAPHIE

- Abrams, M.D., Orwig, D.A. & Demeo, T.E. 1995. Dendroecological analysis of successional dynamics for a presettlement-origin white-pine-mixed-oak forest in the southern Appalachians, USA. *Journal of Ecology* 83: 123-133.
- Asselin, M. 1982. La colonisation de l'Abitibi, «un projet géopolitique». In: Québec, U.d. (ed.) *Cahiers du département d'Histoire et de Géographie*, pp. 171, Rouyn-Noranda.
- Aubé, M. 2008. The pre-European settlement forest composition of the Miramichi River watershed, New Brunswick, as reconstructed using witness trees from original land surveys. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1159-1183.
- Baker, F.S. 1925. Aspen in the central Rocky Mountain region. In: *Bulletin*, pp. 47. United States Department of Agriculture, Washington DC.
- Barbier, S., Balandier, P. & Gosselin, F. 2009. Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Annals of Forest Science* 66: 602p1-602p11.
- Barnes, B.V. 1966. The clonal growth habit of American aspens. *Ecology* 47: 439-447.
- Barrette, R. 1972. Le plan Vautrin et l'Abitibi-Témiscamingue 1934-1936. In: *L'Abbittibi et le Témiskaming hier et aujourd'hui*, pp. 64. Université du Québec, Rouyn.
- Bartos, D. & Mueggler, W. 1982. Early succession following clearcutting of aspen communities in Northern Utah. *Journal of Range Management* 35: 764-768.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81: 1500-1516.
- Bergeron, Y. & Bouchard, A. 1984. Use of ecological groups in analysis and classification of plant communities in a section of western Quebec. *Vegetatio* 56: 45-63.

- Bergeron, Y., Camiré, C., Bouchard, A. & Gangloff, P. 1982. Analyse et classification des sols pour une étude écologique intégrée d'un secteur de l'Abitibi, Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 36: 291-305.
- Bergeron, Y. & Charron, D. 1994. Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): a dendroecological approach. *Ecoscience* 1: 173-184.
- Bergeron, Y. & Dubuc, M. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* 79: 51-63.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. & Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85: 1916-1932.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. & Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 384-391.
- Blanchard, R. 1949. Etudes canadiennes (Troisième série). IV, L'Abitibi-Témiscamingue. In: *Revue de géographie alpine*, pp. 421-551. tome 37, n°3.
- Blanchard, R. 1954. *L'Ouest du Canada français: Les Pays de l'Ottawa, "L'Abitibi-Témiscamingue"*. Librairie Beauchemin, Montréal, QC.
- Blinnikov, M., Busacca, A. & Whitlock, C. 2002. Reconstruction of the late Pleistocene grassland of the Columbia basin, Washington, USA, based on phytolith records in loess. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177: 77-101.
- Blinnikov, M.S., Bagent, C.M. & Reyerson, P.E. 2012. Phytolith assemblages and opal concentrations from modern soils differentiate temperate grasslands of controlled composition on experimental plots at Cedar Creek, Minnesota. *Quaternary International* 287: 101-113.
- Blouin, J. & Berger, J. 2002. *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a - Plaine de l'Abitibi*. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations, Québec, QC, CA.
- Bose, A.K., Harvey, B.D. & Brais, S. 2014. Sapling recruitment and mortality dynamics following partial harvesting in aspen-dominated mixedwoods in eastern Canada. *Forest Ecology and Management* 329: 37-48.

- Boucher, Y., Arseneault, D. & Sirois, L. 2009a. La forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et sa transformation (1820-2000): implications pour l'aménagement écosystémique. *Le Naturaliste Canadien* 133: 60-69.
- Boucher, Y., Arseneault, D. & Sirois, L. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 505-517.
- Boucher, Y., Arseneault, D. & Sirois, L. 2009b. Logging history (1820–2000) of a heavily exploited southern boreal forest landscape: insights from sunken logs and forestry maps. *Forest Ecology and Management* 258: 1359-1368.
- Boucher, Y., Auger, I., Noël, J., Grondin, P. & Arseneault, D. 2016. Fire is a stronger driver of forest composition than logging in the boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science* 28: 57-68.
- Boudreau, J. & Philibert, Y. 2011. *Normes d'inventaire ecoforestier, Placettes-echantillons permanentes*. Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, Secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers, Québec, QC, CA.
- Bozarth, S. 1993. Biosilicate assemblages of boreal forests and aspen parklands. *MASCA research papers in science and archaeology* 10: 95-105.
- Brais, S., Harvey, B., Bergeron, Y., Messier, C., Greene, D., Belleau, A. & Paré, D. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 431-446.
- Brumelis, G. & Carleton, T. 1988. The vegetation of postlogged black spruce lowlands in central Canada. I. Trees and tall shrubs. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 1470-1478.
- Campbell, I. 1999. Quaternary pollen taphonomy: examples of differential redeposition and differential preservation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 149: 245-256.
- Cardona, L. 2014. *Dynamique des peuplements de peuplier faux-tremble dans la forêt boréale de l'ouest du Québec*, Université Laval.
- Carlson, A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131: 215-221.

- Danneyses, V., Arseneault, D. & Bergeron, Y. 2016. Pre-industrial landscape composition patterns and post-industrial changes at the temperate–boreal forest interface in western Quebec, Canada. *Journal of Vegetation Science* 27: 470-481.
- Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C. & Mace, G.M. 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332: 53-58.
- Day, M.W. 1944. The root system of aspen. *American Midland Naturalist* 32: 502-509.
- Delcourt, H.R. & Delcourt, P.A. 1974. Primeval Magnolia-Holly-Beech Climax in Louisiana. *Ecology* 55: 638-644.
- Dobbs, R. 1976. White spruce seed dispersal in central British Columbia. *The Forestry Chronicle* 52: 225-228.
- Doucet, R. 1979. Méthodes de coupe et de préparation du terrain pour favoriser la régénération naturelle de quelques tremblaies de l'est du Québec. *The Forestry Chronicle* 55: 133-136.
- Dupuis, S., Arseneault, D. & Sirois, L. 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science* 22: 564-575.
- Egan, D. & Howell, E.A. 2001. *The Historical Ecology Handbook : A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Environnement Canada. 2017. Normales et moyennes climatiques de 1981-2010. Consultable à : http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/station_select_1981_2010_f.html?searchType=stnProv&lstProvince=QC. Consulté le 1 juin 2016.
- ESRI 2014. ArcGIS Release 10.3 Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA.
- Etheridge, D.A., MacLean, D.A., Wagner, R.G. & Wilson, J.S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1965-1977.
- Farmer, R.E. 1963. Effect of light intensity on growth of *Populus tremuloides* cuttings under two temperature regimes. *Ecology* 44: 409-411.

- Farmer, R.E.J. 1962. Aspen root sucker formation and apical dominance. *Forest science* 8: 403-410.
- Faust, M.E. 1936. Germination of *Populus grandidentata* and *P. tremuloides*, with particular reference to oxygen consumption. *Botanical Gazette* 97: 808-821.
- Fensham, R. & Fairfax, R. 1997. The use of the land survey record to reconstruct pre-European vegetation patterns in the Darling Downs, Queensland, Australia. *Journal of Biogeography* 24: 827-836.
- Fortin, S. 2008. *Expansion postcoloniale du tremble (Populus tremuloides) dans le bassin de la rivière York, en Gaspésie*, Université du Québec à Chicoutimi.
- Foster, D., Schoonmaker, P.K. & Pickett, S. 1990. Insights from paleoecology to community ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 5: 119-122.
- Foster, D.R. 1992. Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA. *Journal of Ecology* 80: 753-771.
- Foster, D.R., Motzkin, G. & Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- Foster, D.R., Orwig, D. & McLachlan, J. 1996. Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 419-424.
- Frey, B.R., Lieffers, V.J., Landhäusser, S.M., Comeau, P.G. & Greenway, K.J. 2003. An analysis of sucker regeneration of trembling aspen. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1169-1179.
- Fritschle, J.A. 2009. Pre-EuroAmerican settlement forests in Redwood National Park, California, USA: a reconstruction using line summaries in historic land surveys. *Landscape Ecology* 24: 833-847.
- Galipeau, C., Kneeshaw, D.D. & Bergeron, Y. 1997. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 139-147.
- Gauthier, S., Gagnon, J. & Bergeron, Y. 1993. Population age structure of *Pinus banksiana* at the southern edge of the Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 783-790.

- Gewehr, S., Drobyshev, I., Berninger, F. & Bergeron, Y. 2014. Soil characteristics mediate the distribution and response of boreal trees to climatic variability. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 487-498.
- Greene, D.F., Macdonald, S.E., Haeussler, S., Domenicano, S., Noel, J., Jayen, K., Charron, I., Gauthier, S., Hunt, S. & Gielau, E.T. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1012-1023.
- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. & Simard, M.-J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 824-839.
- Grondin, P. & Cimon, A. 2003. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, QC, CA.
- Grondin, P., Jean, N.I. & Hotte, D. 2007. *Intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, QC, CA.
- Gutsell, S. & Johnson, E. 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implications for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology* 90: 153-166.
- Habeck, J.R. 1994. Using General Land Office records to assess forest succession in ponderosa pine/Douglas-fir forests in western Montana. *Northwest Science* 68: 69-78.
- Haberman, S.J. 1973. The analysis of residuals in cross-classified tables. *Biometrics* 29: 205-220.
- Harvey, B.D. & Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1458-1469.
- Jackson, S.M., Pinto, F., Malcolm, J.R. & Wilson, E.R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 605-612.

- Janke, R.A., McKaig, D. & Raymond, R. 1978. Comparison of presettlement and modern upland boreal forests on Isle Royale National Park. *Forest science* 24: 115-121.
- Jetté, J., Leblanc, M., Bouchard, M. & Villeneuve, N. 2013. *Intégration des Enjeux Écologiques dans les Plans D'aménagement Forestier Intégré, Partie I—Analyse des Enjeux*. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, QC, CA.
- Johnstone, J.F., Chapin Iii, F., Foote, J., Kemmett, S., Price, K. & Viereck, L. 2004. Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 267-273.
- Johnstone, J.F. & Chapin III, F.S. 2006. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. *Ecosystems* 9: 14-31.
- Kay, C.E. 1993. Aspen seedlings in recently burned areas of Grand Teton and Yellowstone National Parks. *Northwest Science* 67: 94-104.
- Lafleur, B., Cazal, A., Leduc, A. & Bergeron, Y. 2015. Soil organic layer thickness influences the establishment and growth of trembling aspen (*Populus tremuloides*) in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 347: 209-216.
- Landhäusser, S.M., Deshaies, D. & Lieffers, V.J. 2010. Disturbance facilitates rapid range expansion of aspen into higher elevations of the Rocky Mountains under a warming climate. *Journal of Biogeography* 37: 68-76.
- Landhäusser, S.M., Lieffers, V.J. & Mulak, T. 2006. Effects of soil temperature and time of decapitation on sucker initiation of intact *Populus tremuloides* root systems. *Scandinavian journal of forest research* 21: 299-305.
- Laquerre, S., Leduc, A. & Harvey, B.D. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. *Écoscience* 16: 483-491.
- Lavertu, D., Mauffette, Y. & Bergeron, Y. 1994. Effects of stand age and litter removal on the regeneration of *Populus tremuloides*. *Journal of Vegetation Science* 5: 561-568.
- Lefort, P., Gauthier, S. & Bergeron, Y. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity of the Lake Abitibi area, eastern Canada. *Forest science* 49: 509-521.

- Légaré, S., Paré, D. & Bergeron, Y. 2005. Influence of aspen on forest floor properties in black spruce-dominated stands. *Plant and Soil* 275: 207-220.
- Loeb, R.E. 1987. Pre-European settlement forest composition in east New Jersey and southeastern New York. *American Midland Naturalist* 118: 414-423.
- Lord, G., Faucher, A., Berger, J.-P. & Québec, F. 2009. *Normes de cartographie écoforestière: troisième inventaire écoforestier*. Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles et de la faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec, QC, CA.
- Lorimer, C.G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- MacDonald, G., Bennett, K., Jackson, S., Parducci, L., Smith, F., Smol, J. & Willis, K. 2008. Impacts of climate change on species, populations and communities: palaeobiogeographical insights and frontiers. *Progress in Physical Geography* 32: 139-172.
- Maini, J. & Horton, K. 1966. Vegetative propagation of *Populus* spp.: I. Influence of temperature on formation and initial growth of aspen suckers. *Canadian journal of botany* 44: 1183-1189.
- McIntosh, R.P. 1962. The forest cover of the Catskill Mountain region, New York, as indicated by land survey records. *American Midland Naturalist* 68: 409-423.
- Messier, C. & Bellefleur, P. 1988. Light quantity and quality on the forest floor of pioneer and climax stages in a birch-beech-sugar maple stand. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 615-622.
- Messier, C., Parent, S. & Bergeron, Y. 1998. Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science* 9: 511-520.
- Morgan, P., Aplet, G.H., Haufler, J.B., Humphries, H.C., Moore, M.M. & Wilson, W.D. 1994. Historical range of variability: a useful tool for evaluating ecosystem change. *Journal of Sustainable forestry* 2: 87-111.
- Nelson, H. 1923. The interior colonization in Canada at the present day, and its natural conditions. *Geografiska Annaler* 5: 244-308.
- Nowak, D.J. 1993. Historical vegetation change in Oakland and its implications for urban forest management. *Journal of Arboriculture* 19: 313-319.

- Palik, B. & Engstrom, R.T. 2001. Species composition. In: Hunter Jr, M.L. (ed.) *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, pp. 65-94. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Perala, D.A. 1990. *Populus tremuloides* Michx. quaking aspen. In: Burns, R.M. & Honkala, B.H. (eds.) *Silvics of North America: 2. hardwoods*, pp. 555-569. United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C.
- Peters, V.S., Macdonald, S.E. & Dale, M.R. 2005. The interaction between masting and fire is key to white spruce regeneration. *Ecology* 86: 1744-1750.
- Peterson, E. & Peterson, N. 1992. Ecology, management, and use of aspen and balsam poplar in the prairie provinces. In: *Special Report*, pp. 252. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre.
- Pinto, F., Romaniuk, S. & Ferguson, M. 2008. Changes to preindustrial forest tree composition in central and northeastern Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1842-1854.
- Piperno, D.R. 2006. *Phytoliths: a comprehensive guide for archaeologists and paleoecologists*. AltaMira Press, New-York, USA.
- Piperno, D.R. & Becker, P. 1996. Vegetational history of a site in the central Amazon basin derived from phytolith and charcoal records from natural soils. *Quaternary research* 45: 202-209.
- Prescott, C.E. 2002. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree physiology* 22: 1193-1200.
- Prevost, M., Dumais, D. & Pothier, D. 2010. Growth and mortality following partial cutting in a trembling aspen-conifer stand: results after 10 years. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 894-903.
- Prévost, M. & Pothier, D. 2003. Partial cuts in a trembling aspen conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1-15.
- Purdy, B.G., Macdonald, S.E. & Dale, M.R. 2002. The regeneration niche of white spruce following fire in the mixedwood boreal forest. *Silva Fennica* 36: 289-306.
- Quinn, R.D. & Wu, L. 2001. Quaking aspen reproduce from seed after wildfire in the mountains of southeastern Arizona. In: Shepperd, W.D., Binkley, D., Bartos, D.L., Stohlgren, D.J. & Eskew, L.G. (eds.) *Sustaining aspen in western*

landscapes: Symposium Proceedings, pp. 369–376. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Grand Junction, Colorado.

- R Development Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Consultable à: <http://www.R-project.org/>.
- Rhemtulla, J.M., Hall, R.J., Higgs, E.S. & Macdonald, S.E. 2002. Eighty years of change: vegetation in the montane ecoregion of Jasper National Park, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2010-2021.
- Rhemtulla, J.M., Mladenoff, D.J. & Clayton, M.K. 2007. Regional land-cover conversion in the US upper Midwest: magnitude of change and limited recovery (1850–1935–1993). *Landscape Ecology* 22: 57-75.
- Richard, P. 1980. Histoire postglaciaire de la végétation au sud du lac Abitibi, Ontario et Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 34: 77-94.
- Romme, W.H., Turner, M.G., Tuskan, G.A. & Reed, R.A. 2005. Establishment, persistence, and growth of aspen (*Populus tremuloides*) seedlings in Yellowstone National Park. *Ecology* 86: 404-418.
- Schier, G.A., Jones, J.R. & Winokur, R.P. 1985. Vegetative regeneration. In: DeByle, N.V. & Winokur, R.P. (eds.) *Aspen ecology and management in the western United States*, pp. 29-33. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range experimental Station, Fort Collins, CO.
- Schulte, L.A., Mladenoff, D.J., Crow, T.R., Merrick, L.C. & Cleland, D.T. 2007. Homogenization of northern US Great Lakes forests due to land use. *Landscape Ecology* 22: 1089-1103.
- Scull, P. & Richardson, J.L. 2007. A method to use ranked timber observations to perform forest composition reconstructions from land survey data. *The American Midland Naturalist* 158: 446-460.
- Sears, P.B. 1925. The natural vegetation of Ohio. *The Ohio Journal of Science* 25: 139-149.
- Simard, M.-J., Bergeron, Y. & Sirois, L. 2003. Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 672-681.

- Simard, M.J., Bergeron, Y. & Sirois, L. 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* 9: 575-582.
- Sims, R., Kershaw, H.M. & Wickware, G. 1990. *The autecology of major tree species in the north central region of Ontario*. Forestry Canada, Ontario Region, Great Lakes Forest Research Centre, Sault Ste. Marie, ON, CA.
- Sokal, R. & Rohlf, F. 2012. *Biometry*. 4 ed. W.H. Freeman, New York.
- Stahelin, R. 1943. Factors influencing the natural restocking of high altitude burns by coniferous trees in the central Rocky Mountains. *Ecology* 24: 19-30.
- Strahler, A.H. 1978. Binary discriminant analysis: a new method for investigating species-environment relationships. *Ecology* 59: 108-116.
- Statistique Canada. 2015. Rapport spécial de la chambre des communes, 1857. Consultable à : <http://www.statcan.gc.ca/pub/98-187-x/4151278-fra.htm#part4>. Consulté le : 10 mai 2016.
- Swetnam, T.W., Allen, C.D. & Betancourt, J.L. 1999. Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological applications* 9: 1189-1206.
- Terrail, R., Arseneault, D., Fortin, M.J., Dupuis, S. & Boucher, Y. 2014. An early forest inventory indicates high accuracy of forest composition data in pre-settlement land survey records. *Journal of Vegetation Science* 25: 691-702.
- Thibaudeau, P. & Veillette, J. 2005. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Lac Chicobi, Québec. In: Commission géologique du Canada, C.A., échelle 1/100 000 (ed.), pp. 1.
- Thompson, J.R., Carpenter, D.N., Cogbill, C.V. & Foster, D.R. 2013. Four centuries of change in northeastern United States forests. *PLoS One* 8: e72540.
- Trudelle, P. 1938. *L'Abitibi d'autrefois, d'hier, d'aujourd'hui*. Chez l'auteur, Amos, QC, CA.
- Turner, M.G., Romme, W.H., Reed, R.A. & Tuskan, G.A. 2003. Post-fire aspen seedling recruitment across the Yellowstone (USA) landscape. *Landscape Ecology* 18: 127-140.
- Veillette, J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quaternary Science Reviews* 13: 945-971.

- Vincent, O.F. 1995. *Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, QC, CA.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. & Tiainen, J. 1993. Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation* 66: 47-53.
- Weir, J. & Johnson, E. 1998. Effects of escaped settlement fires and logging on forest composition in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 459-467.
- White, M.A. & Mladenoff, D.J. 1994. Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present. *Landscape Ecology* 9: 191-205.
- Whitney, G.G. 1994. *From coastal wilderness to fruited plain: a history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present*. Cambridge University Press.