

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

INFLUENCE DE LA COLONISATION SUR LES TRANSFORMATIONS DU PAYSAGE  
FORESTIER DEPUIS L'ÉPOQUE PRÉINDUSTRIELLE DANS L'EST DU QUÉBEC (CANADA)

THÈSE PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE DU DOCTORAT EN BIOLOGIE EXTENSIONNÉ

À L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

PAR RAPHAËLE TERRAIL

JUILLET 2013

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse 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

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur, Dominique Arseneault, pour sa disponibilité et pour sa patience tout au long du projet et surtout dans les moments où seul mon cerveau était capable de comprendre les idées qu'il créait, je sais que cela n'a pas toujours été évident de décoder mes réflexions. Je souhaiterai également remercier ma co-directrice, Marie-Josée Fortin qui m'a apporté son soutien dans les phases d'analyse. Je tiens également à remercier Luc Sirois qui par sa présence tout au long de ce projet, et dans les différents comités, m'a aidé lui aussi à développer cet esprit critique et argumentaire, et à faire avancer mes réflexions.

Vient maintenant le tour de remercier la joyeuse et unique famille du laboratoire de dendrochronologie et d'écologie historique. Merci à Sébastien Dupuis ou le DJ de ces lieux pour son amitié, son soutien, et pour le bricolage. Merci à Gabriel Fortin pour les interminables bières forestières et philosophiques, merci aussi à André de Römer pour son paradoxe, à Fabio Gennaretti pour son soutien, son humour et les cours d'italien de groupe et merci à Marie Leroyer pour sa présence féminine. J'étendrai ces remerciements aux autres amis de la forêt et parmi eux, David Coulombe et Eric Harvey qui ont souvent été là dans les moments de doutes tout comme nos anciens préférés, Yan Boulanger et Patrick Morin. Merci! Je souhaiterai aussi remercier Catherine Burman-Plourde et Pier-Luc Morin pour la saisie des archives de la compagnie Price : c'est long compter des arbres.

Je souhaiterai également remercier tous ceux qui m'ont soutenu et encouragé pendant ce long processus. Ma famille qui m'a donné des leçons de vie et qui m'a encouragé à distance pendant ces cinq ans. Merci aussi à mes amis pour leur soutien sans faille, avec une

mention spéciale à Charlotte et Sophie qui ont toujours été là, pour tout, merci Icelandic Dream T. Et puis, merci à Antoine, mon amoureux, qui a le don de me comprendre et qui par son écoute, ses encouragements, son soutien et sa musique m'a permis de passer au travers des phases intenses finales de ce projet, et d'alléger un peu mon esprit.

Je voudrais également remercier l'autre joyeuse famille, celle de Le Bien Le Malt, pour son soutien à la fois moral et financier. Merci Denis, Anne-Marie et Jean de croire en moi.

Et enfin une mention spéciale à Serge Gainsbourg sans qui la saisie des données auraient été encore plus longue, et sans qui on serait devenu fou.

## TABLE DES MATIÈRES

|  |      |
|--|------|
| TABLE DES MATIÈRES .....   | IV   |
| LISTE DES FIGURES .....  | VIII |
| LISTE DES TABLEAUX.....  | XI   |
| RÉSUMÉ .....   | XIII |
| INTRODUCTION GÉNÉRALE DE LA THÈSE .....  | 1    |
| 0.1 L'Anthropocène.....  | 1    |
| 0.2. Anthropocène et changements climatiques globaux .....   | 2    |
| 0.3 L'aménagement durable des forêts au Québec.....  | 3    |
| 0.4 L'écologie historique pour reconstituer les forêts du passé.....   | 4    |
| 0.4 Les archives de l'arpentage primitif .....   | 6    |
| 0.5 Les changements entre les forêts préindustrielles et les forêts actuelles du Nord-est de l'Amérique du Nord.....             | 8    |
| 0.6. Perturbations des écosystèmes forestiers de l'Est de l'Amérique du Nord.....  | 9    |
| 0.6.1 Les perturbations naturelles .....   | 9    |
| 0.6.2 Les perturbations anthropiques.....  | 11   |
| 0.6.3 Réponses des espèces aux changements du régime de perturbations .....  | 12   |
| 0.7 La région du Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec.....   | 13   |
| 0.8. Objectifs de la thèse .....   | 16   |
| CHAPITRE I   |      |
| VALIDATION DES DONNÉES D'ARCHIVES DE L'ARPENTAGE PRIMITIF DU XIX <sup>E</sup> SIÈCLE PAR UNE SOURCE DE DONNÉES INDÉPENDANTE..... | 18   |

|   |    |
|---|----|
| Résumé.....   | 19 |
| 1.1 Introduction.....   | 20 |
| 1.2 Région d'étude.....   | 23 |
| 1.3 Matériels et méthodes .....   | 26 |
| 1.3.1 L'inventaire forestier de 1930 .....                                    | 26 |
| 1.3.2 Les archives d'arpentage .....  | 26 |
| 1.3.3 Sélection des jeux de données .....                                     | 27 |
| 1.3.4 Analyse des données.....  | 28 |
| 1.3.5. Mesures absolues et mesures relatives.....                             | 29 |
| 1.3.6. Cartes de prévalence .....   | 30 |
| 1.4 Résultats.....  | 31 |
| 1.4.1. Prévalence des taxons .....  | 31 |
| 1.4.2 Ordre d'énumération et dominance des taxons .....                       | 36 |
| 1.4.3 Mesures absolues et mesures relatives.....                              | 39 |
| 1.4.4. Cartes de prévalence .....   | 39 |
| 1.5 Discussion.....   | 44 |
| <br>CHAPITRE II   |    |
| IMPACTS DE L'ENFEUILLEMENT DU XX <sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA RÉORGANISATION DE |    |
| LA COMPOSITION DES PEUPELEMENTS FORESTIERS.....                               |    |
|   | 48 |
| Résumé.....   | 49 |
| 2.1 Introduction.....   | 50 |
| 2.2 Région d'étude.....   | 52 |
| 2.3 Historique de l'aire d'étude.....   | 54 |
| 2.4 Matériel et méthodes.....   | 55 |

|   |    |
|---|----|
| 2.4.1 Reconstitution de la végétation préindustrielle.....  | 55 |
| 2.4.2 La végétation actuelle.....   | 55 |
| 2.4.3 Analyse des données.....  | 56 |
| 2.5 Résultats.....  | 58 |
| 2.5.1 Fréquence relative des taxons à l'échelle de l'aire d'étude .....   | 58 |
| 2.5.2 Conséquences de l'enfeuillage sur les patrons spatiaux de répartition des<br>espèces.....   | 60 |
| 2.6. Discussion.....  | 66 |
| 2.6.1 Impacts de l'enfeuillage sur les patrons de répartition des taxons .....  | 67 |
| 2.6.2 Implications pour l'aménagement .....   | 72 |
| CHAPITRE III  |    |
| IMPACTS DES FEUX D'ABATTIS DU XX <sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA STRUCTURE DU<br>PAYSAGE ET LA COMPOSITION DE LA FORÊT DANS L'EST DU QUÉBEC<br>(CANADA)..... |    |
|   | 73 |
| Résumé.....   | 74 |
| 3.1 Introduction.....   | 75 |
| 3.2 Région d'étude.....   | 78 |
| 3.3 Historique de l'aire d'étude.....   | 81 |
| 3.4 Matériel et Méthodes .....  | 82 |
| 3.4.1 La carte du paysage en 1938.....  | 82 |
| 3.4.2 Structure du paysage.....   | 82 |
| 3.4.3 Relation entre les feux et la végétation actuelle .....   | 84 |
| 3.5 Résultats.....  | 86 |
| 3.5.1 Structure du paysage.....   | 86 |

|  |     |
|--|-----|
| 3.5.2 Lien entre les feux et la végétation actuelle.....                             | 90  |
| 3.6 Discussion.....  | 95  |
| 3.6.1 Connexion entre les feux et les polygones de colonisation .....                | 95  |
| 3.6.2 La colonisation comme agent d'allumage.....                                    | 98  |
| 3.6.3 Impacts des feux sur la structure et la composition des paysages actuels ..... | 99  |
| CONCLUSION GÉNÉRALE DE LA THÈSE.....   | 102 |
| BIBLIOGRAPHIE.....   | 106 |

## LISTE DES FIGURES

- Figure 0.1: Situation de la région d'étude dans le contexte des biomes de l'Amérique du Nord. La carte des zones écologiques a été établie par la Commission de coopération environnementale (CEC, 1997)..... 14
- Figure 1.1: Localisation des deux secteurs d'études, Rimouski et Matane, selon les domaines bioclimatiques du Québec méridional. Les encarts montrent la position des données d'arpentage et de l'inventaire forestier de 1930 dans les cellules de 9 km<sup>2</sup>..... 24
- Figure 1.2: Diagramme de dispersion de la prévalence des taxons (a), de la dominance calculé en fonction de la surface terrière (b) et de la dominance calculée en fonction de la densité (c) entre les arpentages et les placettes de l'inventaire de 1930 pour le secteur de Matane et celui de Rimouski. Sab: sapin baumier; Ep: épinettes; Tho: thuya; Pi: pins; Er: érables; Boj: bouleau jaune; Bop: bouleau blanc; Peu: peupliers; At: autres taxons. .... 32
- Figure 1.3: Distributions de fréquences des taxons selon les rangs d'abondance dans les listes des arpenteurs et dans les placettes de 1930 pour les secteurs de Matane (a) et de Rimouski (b). Les rangs d'abondance dans les arpentages correspondent aux rangs d'énumération dans les listes de taxons des arpenteurs. Pour les placettes ils correspondent aux rangs attribués selon la surface terrière dans les placettes. .... 37
- Figure 1.4: Distributions de fréquences des taxons selon les rangs d'abondance dans les listes des arpenteurs et dans les placettes de 1930 pour les secteurs de Matane (a) et de Rimouski (b). Les rangs d'abondance dans les arpentages correspondent aux rangs d'énumération dans les listes de taxons des arpenteurs. Pour les placettes ils correspondent aux rangs attribués selon la densité des tiges dans les placettes. .... 38
- Figure 1.5: Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons pour des cellules de 3 km × 3 km dans le secteur de Matane. Les valeurs négatives de différence signifie que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers. .... 40
- Figure 1.6: Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons feuillus pour des cellules de 3 km × 3 km dans le secteur de Rimouski. Les valeurs négatives de différence signifient que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers. .... 41
- Figure 1.6 (suite): Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons conifériens pour des cellules de 3 km x 3 km dans le secteur de Rimouski.

|   |    |
|---|----|
| Les valeurs négatives de différence signifient que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers. ....  | 42 |
| Figure 1.7: Distributions de fréquences des différences par cellule de 9 km <sup>2</sup> des positions de fréquence relative des taxons. ....   | 43 |
| Figure 2.1: Localisation de la zone d'étude dans l'Est du Québec, selon les domaines bioclimatiques du Québec méridional.....   | 53 |
| Figure 2.2: Proportion du paysage occupée par chaque position de prévalence relative pour chaque taxon (indice PLAND) et chaque époque. ....  | 62 |
| Figure 2.3: Position de fréquence relative des huit taxons dans chaque cellule de 5 km × 5 km pour les époques préindustrielle et actuelle. La carte de différence a été construite par soustraction des positions de prévalence entre les deux époques (époque actuelle moins époque préindustrielle).....   | 63 |
| Figure 2.3 (suite).....   | 64 |
| Figure 2.3 (suite).....   | 65 |
| Figure 3.1: Localisation de la région d'étude dans le Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec. a) Situation de la région d'étude par rapport aux domaines bioclimatiques du Québec. b) Carte d'archive de 1938 (Bibliothèque et Archives nationales du Québec; ANQ-E16-P5_1938). ....  | 79 |
| Figure 3.2: Influence de l'altitude sur la répartition des classes de paysage. a) Proportion de chaque bande d'altitude occupée par chaque classe de paysage. b) Proportion de la superficie totale de chaque classe de paysage occupant chaque bande d'altitude. ....  | 88 |
| Figure 3.3: Abondance des feux et de la forêt en fonction de la distance à la colonisation. a) Superficie cumulée des feux et de la forêt selon des bandes successives de territoire entourant la colonisation, b) proportion cumulée du nombre de polygones de feux selon la plus courte distance entre les polygones et la colonisation, c) proportion cumulée de la surface des polygones de feux selon la plus courte distance entre les polygones et la colonisation. .... | 90 |
| Figure 3.4 : Lien entre l'occurrence des feux et la présence du tremble depuis le début du XIX <sup>e</sup> siècle dans la région du Bas-Saint-Laurent (Québec). Les différentes couches de feux représentent des époques différentes d'occurrence des feux. ....   | 92 |
| Figure 3.5 : Répartition des peuplements de tremble (a) et de bouleau (b) (cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles) en lien avec la structure du paysage en 1938. ....   | 93 |
| Figure 3.6 : Répartition des tremblaies et des bétulaies en fonction de la distance au front de colonisation de 1938. ....  | 94 |

Figure 3.7: Photos d'archive illustrant le phénomène des feux d'abattis lors de la colonisation de l'arrière-pays de Rimouski. a) Photo aérienne oblique prise au moment de la cartographie de la zone d'étude en 1938 (Bibliothèque et Archives nationale du Québec, E21, P112). On note l'établissement de quelques fermes le long de deux lignes de rangs (avant et arrière-plans de la photo). Les lots situés entre les deux lignes de rangs ont été entièrement brûlés peu de temps avant la photographie. Un feu d'abattis est visible à droite en arrière-plan. b) Feu d'abattis à Saint-Marcellin en 1944 (photo de Paul Carpentier; Bibliothèque et Archives nationale du Québec, E6,S7,SS1,P21326)..... 97

## LISTE DES TABLEAUX

|  |                                    |
|--|------------------------------------|
| Tableau 1.1. Prévalence absolue, prévalence relative et différence de prévalence des taxons (arpentage moins inventaire forestier) pour les deux bases de données et pour les deux secteurs, Matane et Rimouski .  | 33                                 |
| Tableau 1.2. Cooccurrence des taxons dans les arpentages et les inventaires forestiers pour le secteur de Matane. Sab: sapin baumier; Ep: épinettes; Tho: thuya; Pi: pins; Boj: bouleau jaune; Bop: bouleau blanc.   | 34                                 |
| Tableau 1.3. Cooccurrence des taxons dans les arpentages et les inventaires forestiers pour le secteur de Rimouski. Sab: sapin baumier; Ep: épinettes; Tho: thuya; Pi: pins; Er: érables; Boj: bouleau jaune; Bop: bouleau blanc; Peu: peupliers   | 35                                 |
| Tableau 2.1 Fréquence absolue et fréquence relative des taxons pour les deux époques (1820-1900 et 1980-2010) et leur différence (Inventaires MRN moins Arpentage). Fa: Fréquence absolue; Fr: fréquence relative  | <b>Erreur ! Signet non défini.</b> |
| Tableau 2.2. Indice de Contagion (CONTAG) mesuré pour chacun des taxons et chaque époques.   | 61                                 |
| Tableau 3.1: Composition des peuplements écoforestiers dominés par des taxons de peupliers et de bouleaux dans le troisième inventaire décennal du MRN, selon les placettes temporaires associées.   | 84                                 |
| Tableau 3.2 Description de la structure du paysage étudié en 1938.   | 87                                 |
| Tableau 3.3 Périmètre en commun (indice $P_{ij}$ ) entre les classes de paysage de la région d'étude en 1938.  | 89                                 |
| Tableau 3.4 : Répartition du peuplier faux-tremble dans les différentes classes de paysage. Les feux utilisés ici correspondent à ceux présents dans la figure 3.4 soit les feux avant 1900 issus des archives d'arpentage, ceux présents sur la carte de 1938 et ceux issus des données de la SOPFEU (1940-2007). | 91                                 |

*"To what degree are the processes of nature threatened by human activity?"*

*George Perkins Marsh 1864*

## RÉSUMÉ

Depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle, les activités humaines sont devenues une des forces majeures de contrôle des écosystèmes dans plusieurs biomes et sur plusieurs continents, définissant l'Anthropocène. Au niveau des écosystèmes forestiers de l'Est de l'Amérique du Nord, ce phénomène mondial s'est traduit par des modifications importantes du régime de perturbations avec l'apparition des coupes forestières, et des feux de colonisation. Associés aux changements climatiques globaux, ces perturbations anthropiques devraient modifier la dynamique générale des écosystèmes. Dans ce contexte planétaire, le développement durable des forêts implique l'élaboration de nouvelles stratégies d'aménagement basées sur le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes forestiers. Au Québec, depuis le début des années 2000, les plans d'aménagement forestier se tournent vers une gestion respectant la variabilité naturelle des écosystèmes, de même que le maintien des processus et des interactions écologiques. Il est donc nécessaire de comprendre quels ont été les principaux changements liés aux activités humaines et leurs impacts sur les caractéristiques des forêts pour mieux prévoir les changements futurs. L'objectif général de cette thèse est de décrire et de comprendre la contribution des activités humaines dans les transformations du paysage forestier depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle au Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec.

Afin de comprendre ces changements, il est nécessaire de reconstituer la composition les forêts de l'époque préindustrielle. En raison de la forte exploitation des forêts au cours du XX<sup>e</sup> siècle, les témoins restants de ces forêts sont rares. L'objectif du premier chapitre de cette thèse est d'utiliser un inventaire forestier historique indépendant des archives pour valider leurs données sur la composition des forêts. Nos résultats démontrent que les descriptions de la composition des forêts dans les archives d'arpentage de type "description de lignes" sont des données robustes permettant la reconstitution de portraits forestiers préindustriels fidèles. Nos résultats indiquent que la plupart des taxons présents dans les peuplements préindustriels étaient nommés par les arpenteurs et ordonnés selon leurs rangs d'abondance. Les indices de dominance et de fréquence d'occurrence permettent des reconstitutions des forêts préindustrielles fidèles. De plus, la dominance semble plutôt basée sur des données de surface terrière que sur des données de densité, ce qui permet des comparaisons justes avec les données actuelles d'inventaires forestiers. Les reconstitutions des forêts préindustrielles à partir des description de lignes basées sur les mesures relatives de fréquence d'occurrence fournissent des portraits moins biaisés que ceux basés sur la dominance ou des mesures absolues. Nos résultats démontrent également que les patrons spatiaux de répartition des taxons dans l'aire d'étude sont respectés. Les descriptions de ligne contenues dans les archives d'arpentage datant du XIX<sup>e</sup> siècle sont donc des données uniques pour fournir des reconstitutions des portraits forestiers préindustriels.

Comme dans l'ensemble de l'Est de l'Amérique du Nord, l'enfeuillage constitue un des changements majeurs dans les forêts préindustrielles de la région du Bas-Saint-Laurent au Québec. L'objectif du second chapitre a été de déterminer quelles étaient les principales caractéristiques de cet enfeuillage et quels en étaient les impacts sur l'organisation des taxons dans le paysage. Pour cela, nous avons comparé le portrait forestier préindustriel reconstitué à partir des archives d'arpentage au portrait actuel basé sur les inventaires forestiers du Ministère des Ressources naturelles. La comparaison démontre une augmentation drastique de la fréquence absolue et relative des feuillus dans les forêts actuelles notamment l'érable à sucre (*Acer saccharum*, Marsh), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marsh) respectivement de plus de 61%, 30% et 54%. Cette augmentation s'est accompagnée d'une diminution des conifères qui dominaient les forêts préindustrielles comme les épinettes (*Picea spp.*) et le thuya (*Thuja occidentalis* L.), seul le sapin semble rester stable. L'augmentation de l'érable et du peuplier se répercute au niveau de la répartition des taxons dans l'aire d'étude par une réorganisation de la composition des peuplements caractérisée par une augmentation généralisée et homogène de leur fréquence sur l'ensemble de l'aire d'étude et une fragmentation des patrons de fréquence relative d'occurrence du thuya, de l'épinette et du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*, Britt). Les activités humaines semblent être un facteur déterminant à cet enfeuillage. L'augmentation généralisée de l'érable sur l'ensemble du paysage semble confirmer l'hypothèse de plusieurs études qui expliquent que les parterres de coupes constituent des milieux très favorables à l'établissement de l'érable à sucre. L'augmentation généralisée du peuplier faux-tremble sur l'ensemble du territoire constitue également un changement important dans les forêts actuelles puisqu'il était quasi absent des forêts préindustrielles. L'augmentation de l'occurrence des feux dans la région depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle, et son aptitude à coloniser rapidement les sites brûlés pourraient expliquer cette expansion.

Le déboisement des terres pour l'agriculture dans le Nord-est de l'Amérique du Nord s'est accompagné de feux d'abattis qui s'échappaient dans les forêts environnantes. Pour évaluer les impacts de ces feux sur la structure du paysage et la répartition des espèces, nous avons utilisé une carte d'archive réalisée en 1938 qui représente l'utilisation du territoire (forêt, feux, colonisation) à l'apogée de la colonisation dans un territoire de 13767 km<sup>2</sup> au Bas-Saint-Laurent. Nos résultats démontrent que 90% de la surface des feux se situent à moins de 2 km des zones de colonisation. Ces résultats impliquent qu'une forte connectivité entre les feux et la colonisation par rapport à une distribution aléatoire des feux est un indice de l'importance des feux anthropiques dans les paysages. L'emplacement actuel des peuplements de peuplier faux-tremble semble correspondre à l'occurrence des feux de colonisation dans cette région.

Mots-clés : *Acer saccharum*, archives d'arpentage, changement de structure de paysage, écologie historique, enfeuillage, feux anthropiques, forêt préindustrielle, forêts tempérées nordiques de l'Amérique du Nord patrons spatiaux, *Populus tremuloides*, régression des conifères,

## INTRODUCTION GÉNÉRALE DE LA THÈSE

Au cours des siècles passés, l'empreinte de l'espèce humaine sur le milieu naturel n'a cessé de croître, définissant depuis la moitié du XIX<sup>e</sup> siècle, « l'Anthropocène » (Vitousek et al. 1997, Crutzen 2002, Steffen et al. 2004, Zalasiewicz et al. 2010). Cette période est caractérisée par des changements majeurs, abrupts et rapides à l'échelle globale, modifiant le fonctionnement général des écosystèmes (Millar et al. 2007, Steffen et al. 2011). Les activités humaines sont ainsi devenues une force majeure de changement et de contrôle de l'ensemble des systèmes naturels terrestres et aquatiques.

### 0.1 L'Anthropocène

La révolution industrielle en Europe et la colonisation européenne en Amérique du Nord, en Asie et en Afrique marquent le début de l'Anthropocène (Steffen et al. 2011). Cette ère est caractérisée par une croissance accélérée de la population humaine, une augmentation de l'utilisation du territoire, et une utilisation des combustibles fossiles à l'échelle globale (Crutzen 2002, Steffen et al. 2004, 2011). Depuis la deuxième partie du XX<sup>e</sup> siècle, la pression des activités humaines s'est accélérée de manière exponentielle, accentuant leur impact sur les écosystèmes à travers notamment la surpêche, la conversion grandissante des terres en agriculture et la déforestation (Steffen et al. 2011). Les conséquences de cette anthropisation sur les écosystèmes sont multiples, et incluent des phénomènes comme la sur-utilisation des ressources, la pollution des eaux et de l'air, la désertification, la fragmentation de l'habitat et l'érosion des terres (Crutzen and Steffen 2003, Steffen et al. 2004, Steffen et al. 2011).

Les impacts de l'Anthropocène sur les écosystèmes forestiers, incluent entre autres la déforestation, la fragmentation des paysages, le changement dans l'utilisation des terres, leur conversion en terres agricoles, l'envahissement par des plantes exotiques ou envahissantes,

l'altération des régimes des feux ou la pollution des sols (Whitney 1996, Foster et al. 1998, Marlon et al. 2008). Ces perturbations ont des impacts allant des échelles locale à globale. Le rythme de conversion des écosystèmes forestiers en d'autres types d'écosystèmes a augmenté de 50% depuis le début de l'ère industrielle (Ellis et al. 2010). Cette conversion s'est faite au moyen de coupes, de défrichements ou encore de feux anthropiques. Les conséquences directes sur les forêts se traduisent par la modification de leur composition en espèces, la fragmentation des paysages, l'altération des conditions des sols tels que leur température ou le cycle des nutriments ou leur vitesse de drainage.

Dans l'Est de l'Amérique du Nord, la colonisation européenne du début du XIX<sup>e</sup> siècle a conduit à des modifications profondes de l'ensemble des écosystèmes forestiers à travers les coupes intensives, le déboisement pour la mise en culture des terres, ou encore le contrôle de l'occurrence des feux (Foster et al. 1998, Lorimer 2001). Les écosystèmes forestiers sont définis par leur composition, leur dynamique et leur fonctionnement. La végétation est contrôlée généralement par le climat, les facteurs environnementaux (élévation, qualité du sol, exposition, drainage) et le régime de perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, dynamique de trouées). L'introduction des perturbations anthropiques a modifié à la fois les relations entre la végétation et les facteurs environnementaux et entre la végétation et les régimes de perturbations naturelles, conduisant à une rupture de l'équilibre naturel. Ces activités ont rajeuni les forêts et fragmenté leur structure spatiale, avec un accroissement de la dominance des espèces de début de succession aux dépens des espèces de fin de succession (White and Mladenoff 1994, Foster et al. 1998, Hall et al. 2002, Boucher et al. 2006).

## 0.2. Anthropocène et changements climatiques globaux

Les changements climatiques globaux sont une des conséquences majeures des activités humaines et ont des impacts importants sur les écosystèmes forestiers (MEA 2005, IPCC 2007). Des changements rapides sont prédits dans la composition future des forêts, particulièrement au niveau des transitions entre les grands biomes (Neilson 1993). Par exemple, au Minnesota, les forêts situées à la transition entre la forêt tempérée et la forêt boréale semblent être particulièrement sensible aux changements climatiques (Pastor et Post 1988), avec un remplacement des forêts conifériennes par des forêts mixtes (Bachelet et al.

2001, Ravenscroft et al. 2010). Les changements climatiques peuvent affecter plusieurs composantes des écosystèmes forestiers et se répercuter de manière complexe. Par exemple, les changements de la température des sols peuvent altérer des processus comme la décomposition ou l'accumulation de biomasse végétale, ce qui pourrait en retour modifier la dynamique de compétition entre les espèces (Saxe et al. 2001).

Les changements climatiques ont aussi des conséquences importantes sur les régimes de perturbations et sur les processus de rétablissement et de succession des espèces après les événements de perturbation (Scheller et Mladenoff 2005, 2008). Des modifications dans les régimes des feux ont été observés en réponse aux changements climatiques à l'échelle des siècles ou des millénaires au cours de l'Holocène (Bergeron et al. 2004, Marlon et al. 2008, Ali et al. 2012). Comme les espèces arborescentes ont des taux de recolonisation et de dispersion qui diffèrent entre elles (Malanson et Cairns 1997), certaines espèces pourraient être menacées si leur taux de migration ne sont pas assez rapide pour suivre les changements climatiques, les changements de régime de perturbations et leurs interactions avec la fragmentation anthropique des paysages (Scheller et Mladenoff 2008).

### 0.3 L'aménagement durable des forêts au Québec

Au Québec, une approche d'aménagement écosystémique des forêts basée sur le fonctionnement des écosystèmes a récemment émergé. Les écosystèmes sont des ensembles dynamiques composés de divers organismes vivants en interaction et en relation avec les composantes biotiques et abiotiques de leur environnement. Selon la commission Coulombe d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Coulombe et al. 2004, MRNP 2004) l'aménagement écosystémique est un « concept d'aménagement forestier ayant pour objectif de satisfaire un ensemble de valeurs et de besoins humains en s'appuyant sur les processus et les fonctions de l'écosystème et en maintenant son intégrité ». Il vise donc à prendre en compte la variabilité des paysages forestiers naturels, le maintien des processus et des interactions écologiques, ainsi que la dimension humaine dans un but de conservation de la composition, de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et des paysages, ainsi que la biodiversité associée (Coulombe et al. 2004).

L'approche préconisée par le Ministère des Ressources naturelles du Québec pour définir des objectifs d'aménagement écosystémique consiste à identifier et à mesurer les principaux écarts entre des forêts de référence, peu ou pas aménagées, et les forêts aménagées. Ces écarts concernent des attributs importants s'exprimant à l'échelle des peuplements ou des paysages forestiers, tels que la composition en essences, la structure d'âge et la structure diamétrale des peuplements, le bois mort et l'organisation spatiale des paysages. Comme les écosystèmes évoluent dans le temps, les états de référence et les écarts avec les conditions actuelles doivent considérer les plages de variabilité naturelle des écosystèmes (Landres et al. 1999, Swetnam et al. 1999).

#### 0.4 L'écologie historique pour reconstituer les forêts du passé

Au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, la colonisation européenne et le développement des territoires ont profondément modifié les caractéristiques des forêts d'Amérique du Nord. Dans certaines régions, notamment dans la forêt tempérée et dans le sud de la zone boréale, les coupes forestières et les modifications dans les régimes de perturbations ont fortement transformé les témoins forestiers de l'époque préindustrielle (Etheridge et al. 2005). Dans ce contexte, l'écologie historique devient alors une des meilleures solutions pour décrire et comprendre la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes préindustriels et leurs réponses aux changements subséquents (Swetnam et al. 1999, Egan et Howell 2001). La dendrochronologie permet la reconstitution des régimes de perturbations et des conditions climatiques passées à partir de la datation des cernes annuels de croissance des arbres. La datation des cernes de croissance permet de déterminer les phases de recrutement des espèces dans un peuplement et le type de perturbations contrôlant la dynamique des peuplements (Abrams et al. 1995). Une structure d'âge innéquienne peut être reconstituée par dendrochronologie dans les forêts dynamisées par une dynamique de trouées (Lorimer 1980, Abrams et al. 1995) alors que des épisodes de recrutement abrupts et massifs permettent de dater des perturbations sévères comme les feux et de reconstituer le rétablissement subséquent des arbres (Bergeron et al. 2001). Bien que la dendrochronologie offre généralement une très bonne résolution spatiale (échelle des sites) et temporelle (résolution annuelle), elle ne permet pas d'étudier de grands territoires ou de longues périodes de temps

(Bergeron et al. 2001, Guyette et al. 2002). La dendrochronologie ne permet pas de reconstituer la structure et la composition des paysages préindustriels.

La palynologie est une méthode paléoécologique basée sur l'étude des pollens et des spores fossiles conservés dans les sols, ou les sédiments (Egan et Howell 2001). La spécificité des pollens pour des taxons précis permet de préciser la composition forestière dans le passé sur de longues périodes de temps. Cependant, la précision spatiale de cette approche est généralement faible puisqu'elle dépend de la capacité des pollens à être transportés par le vent sur des distances plus ou moins importantes et qu'il est souvent difficile de préciser la région source des pollens (Fuller et al. 1998, Foster et al. 2002). Les reconstitutions forestières passées réalisées à partir des analyses polliniques ne sont pas spatialement explicites et ne permettent pas de déterminer la structure du paysage ni de comprendre les liens entre les facteurs environnementaux et la végétation.

Des approches d'écologie historique basées sur des données d'archives pourraient être mieux adaptées que la dendrochronologie et la palynologie à la reconstitution de la structure et la composition des paysages préindustriels d'Amérique du Nord (Whitney 1996, Egan et Howell 2001). En Amérique du Nord, plusieurs types d'archives sont utilisables pour reconstituer la composition des forêts préindustrielles. Les archives d'actes notariés contiennent des registres de vente de bois. Comme ces données concernent principalement les taxons à forte valeur commerciale, elles ne sont pas toujours représentatives de la composition et de la structure des forêts préindustrielles (Simard et Bouchard 1996, Brisson et Bouchard 2003, Bouchard et al. 2007). Les cartes forestières réalisées par des compagnies forestières décrivent les couverts forestiers et les classes d'âge au niveau des peuplements et peuvent être intéressantes pour déterminer la composition et la structure des forêts (Etheridge et al. 2005, Boucher et al. 2006, 2009a, 2009b). Cependant, ces cartes ne comprennent généralement que des informations sur le couvert forestier et non sur les espèces individuelles.

#### 0.4 Les archives de l'arpentage primitif

Les archives de l'arpentage primitif réalisé lors de l'exploration du territoire depuis le milieu du XVIII<sup>e</sup> siècle en Amérique du Nord, représentent une source riche de données sur la végétation forestière. Au cours des explorations faites pour évaluer les ressources disponibles (végétation, hydrologie, mines, qualité des terres pour l'agriculture) et subdiviser les terres, des descriptions de végétation, de perturbations et de qualité des sols ont été notées par les arpenteurs. Ces archives ont été fréquemment utilisées aux États-Unis pour reconstituer la composition des forêts préindustrielles (Siccama 1971, Lorimer 1977, White et Mladenoff 1994, Cogbill et al. 2002) et pour évaluer l'évolution des paysages vers les conditions actuelles (He et Mladenoff 1999, Schulte et al. 2002).

L'arpentage a été réalisé selon deux méthodes différentes qui définissent deux types d'archives. Le premier groupe fait surtout référence aux arpentages réalisés sous le régime de *General Land Office* (GLO) aux États-Unis après 1812. La division des terres s'est faite de manière systématique, avec des carrés de 36 miles carrés redivisés en 36 lots de 1 mile carré. Des poteaux étaient plantés à chaque mile ou demi-mile et les arbres situés à proximité des poteaux étaient marqués, le diamètre était mesuré et l'espèce était notée (i.e. *bearing trees*) (Whitney et DeCant 2003, Schulte et Mladenoff 2005). De manière un peu similaire, des "*line trees*" correspondent à des arbres rencontrés sur les lignes arpentées. Le terme "*witness trees*" est souvent employé et regroupe les *bearing trees* et les *line trees* (Whitney et Decant 2001).

Le deuxième type d'archives fait référence aux arpentages comprenant des observations sous forme de "descriptions de lignes", réalisé principalement au Canada où le territoire public a été subdivisé en canton, en rang puis en lot à partir de 1791 en Ontario (Clarke et Finnegan 1984, Jackson et al. 2000, Pinto et al. 2008), au Nouveau-Brunswick (Aubé 2008) et au Québec (Dupuis et al. 2011), et parfois aux États-Unis (Batek et al. 1999, Schulte et al. 2007). Les données de végétation ont été reportées le long des lignes de séparation des rangs. Les descriptions de ligne faisaient le plus souvent état de peuplements sous forme de liste de taxons : « sapin, épinette, bouleau, merisier et quelques

érables », ou de types de couvert comme « cédrière » ou « érablière » plutôt que de description d'arbres individuels comme dans le système du *GLO*.

Ces deux types d'archives d'arpentage permettent de reconstituer la composition des forêts préindustrielles de manière spatialement explicite. Dans les arpentages du système *GLO*, les arpenteurs notaient la position précise des poteaux et donc des arbres-témoins. Pour les descriptions de lignes, les arpenteurs notaient les distances séparant chacune des observations. Cette précision spatiale permet donc de comprendre la distribution des espèces et d'analyser les liens entre la végétation préindustrielle et les facteurs environnementaux comme la topographie, le drainage ou l'altitude (Siccama 1971, Black et Abrams 2001, Whitney et DeCant 2003, Dupuis et al. 2011).

Les archives d'arpentage n'ont pas été réalisées à des fins de recherche scientifique, ce qui implique que les observations des arpenteurs doivent être validées. Quelques études ont été réalisées aux États-Unis pour valider les archives de type "arbres-témoins" et de leur utilisation pour retracer les changements de composition forestière entre les époques préindustrielles et actuelles (Schulte et Mladenoff 2001, Liu et al. 2011). Plusieurs biais ont été identifiés. Premièrement, les arpentages ayant été réalisés sur environ 100 ans, les instructions aux arpenteurs ont changé au cours du temps induisant une variabilité lors de la saisie des données. Deuxièmement, des biais inhérents aux données et à la subjectivité des arpenteurs ont été mis en évidence. En effet, au niveau des "arbres-témoins", les arpenteurs semblaient avoir une préférence pour les plus gros arbres, les arbres les plus proches des poteaux, et pour certains taxons à valeur commerciale, comme la pruche (Schulte et Mladenoff 2001, Liu et al. 2011, Williams et Baker 2011). Cependant, ces études de validation ont démontré que bien que des biais soient présents, certaines mesures permettent des reconstructions représentatives des forêts préindustrielles. Les mesures relatives d'occurrence ou de dominance des taxons semblent moins biaisées et moins sensibles à la complexité des données que les mesures absolues (Schulte et Mladenoff 2001, Liu et al. 2011, Williams et Baker 2011). Les mesures relatives s'affranchissent souvent de la trop grande variabilité présente dans les mesures absolues. A notre connaissance, il n'existe aucune validation des archives de type "descriptions de lignes". Les descriptions de ligne

étant sous la forme de listes de taxons, on peut se demander si les taxons présents dans la forêt étaient tous nommés et s'ils étaient ordonnés selon leur importance.

#### 0.5 Les changements entre les forêts préindustrielles et les forêts actuelles du Nord-est de l'Amérique du Nord.

Dans le Nord-est de l'Amérique du Nord, plusieurs études ont montré une dominance des peuplements résineux généralement matures et de structure inéquienne ou irrégulière durant la période préindustrielle (Whitney 1996). Dans les forêts tempérées de l'Est de l'Amérique du Nord, les forêts à dominance coniférienne comprenait surtout le sapin baumier (*Abies balsamea*), les épinettes (*Picea spp.*), et le thuya (*Thuja occidentalis*, L.). Les principaux feuillus étaient le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*, Britt), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marsh), le hêtre (*Fagus grandifolia*, Ehrh), les érables (*Acer spp.*), les frênes (*Fraxinus spp.*) et les peupliers (*Populus spp.*) (Lorimer 1977, Dupuis et al. 2011). L'abondance des peuplements résineux était liée à l'altitude, le pourcentage de pente ou le versant (Siccama 1971, Lorimer 1977, Clarke et Finnegan 1984, White et Mladenoff 1994). Par exemple, dans une étude réalisé dans l'Est du Québec, le paysage forestier était constitué de vieilles forêts résineuses sur les bas versants plus frais et plus humide et de vieux peuplements mixtes ou feuillus vers le haut des sommets (Boucher et al. 2006). Dans cet exemple, la topographie constituait l'élément principal de structuration des paysages forestiers préindustriels.

Dans les forêts tempérées nordiques de l'Est de l'Amérique du Nord, les plus importants changements de la composition des forêts depuis l'époque préindustrielle concernent une augmentation de la fréquence et de la dominance des taxons feuillus. Les forêts résineuses se sont transformées en forêts mixtes-feuillus. Les espèces de début de succession, comme les peupliers, ou les espèces opportunistes, comme l'érable à sucre (*Acer saccharum*, Marsh), sont devenues dominantes aux dépends des conifères tolérants de fin de succession, comme le thuya, le sapin, les épinettes ou la pruche (*Tsuga canadensis*, L.) (Siccama 1971, White et Mladenoff 1994, Jackson et al. 2000, Black et Abrams 2001, Hall et al. 2002, Brisson et Bouchard 200, Etheridge et al. 2005). Dans la végétation actuelle, les paramètres environnementaux et les perturbations naturelles ne constituent plus les facteurs

principaux de structuration du paysage car ils auraient été remplacés à cet égard par les processus relatif à la présence humaine comme la succession après coupe (White et Mladenoff 1994; Boucher et al. 2006).

## 0.6. Perturbations des écosystèmes forestiers de l'Est de l'Amérique du Nord

### 0.6.1 Les perturbations naturelles

Les perturbations sont définies comme des événements brefs et abrupts qui modifient la structure des écosystèmes (White et Pickett 1985). Les perturbations naturelles, telles que les chablis, les épidémies d'insectes ou les feux, sont une composante majeure des écosystèmes puisqu'elles sont susceptibles de modifier leur composition, leur structure et leur dynamique (Grondin et al. 2001, Frelich 2002). Elles sont décrites par un régime de perturbation (Heinselman 1981, Frelich 2002) qui dépend à la fois de l'historique des perturbations, des caractéristiques des événement de perturbation (taille, intensité, sévérité), des interactions entre les types de perturbations, des caractéristiques physiques du paysage (topographie, sol, climat local) ou des peuplements (Grondin et al. 2001, Lorimer 2001, White and Jentsch 2001) et des conditions climatiques. Le régime de perturbations est souvent décrit par (i) la période de rotation ou le cycle de perturbation (nombre d'années nécessaires pour affecter une superficie égale à l'aire d'étude), (ii) l'intensité qui réfère à l'énergie dégagée par les perturbations et (iii) la sévérité qui représente l'effet des perturbations sur les écosystèmes et les organismes (Heinselman 1973, 1981, Johnson 1992, Whelan 1995, Frelich 2002, Hellberg et al. 2004).

Les régimes de feux sont végétation-spécifique et influencés par la topographie, le microclimat, les sources d'ignition et l'histoire des perturbations antérieures (Heinselman 1981, Swetnam et al. 1999, Hellberg et al. 2004, Wallenius et al. 2007). Le déclenchement d'un feu nécessite une source d'ignition, mais dépend également des conditions météorologiques (température, précipitations, humidité) de l'année du feu et de l'année précédente (Clark 1988, Bergeron et Archambault 1993, Swetnam et al. 1999; Moritz et al. 2012), de l'état (âge, densité des peuplements, présence de mousses...) et du type de végétation (conifères ou feuillus) (Heinselman 1981, Whelan 1995, Zhang et al. 1999). La

nature de la végétation influence fortement les facteurs d'ignition en déterminant la quantité, l'inflammabilité et la continuité des combustibles disponibles (Whelan 1995). Par exemple, la proportion de peuplements décidus et mélangés, relativement aux conifères affecte fortement la fréquence et l'intensité des feux dans la zone de transition entre les forêts tempérées et boréales (Hély et al. 2001, Grenier et al. 2005). Les feux constituent un facteur important de la diversité des espèces d'arbres en relançant la succession forestière et en favorisant le maintien des espèces pionnières ou adaptées au feu (Heinselman 1981, Johnson 1992). En Amérique du Nord, les feux favorisent généralement des espèces arborescentes comme l'épinette noire (*Picea mariana*, Mill), le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*, Michx) ou encore le bouleau blanc.

Les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette sont une des principales perturbations des forêts dans l'Est de l'Amérique du Nord et affectent principalement les peuplements de sapin et d'épinette blanche (Maclean et Martin 1984, Morin et Laprise 1990). L'occurrence de ces épidémies est cyclique selon un intervalle qui varie entre 30 et 40 ans (Jardon et al. 2003, Boulanger et Arseneault 2004, Boulanger et al. 2012). Une forte abondance du sapin dans les peuplements semble être un des principaux facteurs favorisant la fréquence des épidémies (Blais 1983). La sévérité des épidémies pourrait avoir augmenté au cours du XX<sup>e</sup> siècle par rapport aux siècles précédents, possiblement à cause de l'accroissement de l'importance du sapin baumier dans les peuplements (Blais 1983). Les épidémies de TBE causent une forte défoliation des espèces hôtes (sapin et épinette blanche) qui s'accompagne d'une diminution de la productivité et une augmentation de la mortalité, créant des trouées dans la canopée. Les graines et les pousses des espèces hôtes envahissent rapidement ces trouées, permettant généralement leur rétablissement rapide (Morin 1994, Bergeron 2000).

La dynamique des trouées est une composante majeure du régime de perturbation des forêts tempérées nordiques de l'Est de l'Amérique du Nord. On pense que dans les forêts à dominance feuillue, les trouées représentaient le principal agent dynamisant alors que dans les forêts résineuses contrôlées par les feux, la dynamique des trouées se mettait en place lorsque l'intervalle de feu dépassait la longévité des arbres (Kneeshaw et Bergeron 1999). Les trouées se forment par la chute de branches et d'arbres morts (Bormann and Likens 1979)

qui créent des ouvertures de la canopée, modifiant ainsi les conditions de lumière, la température et le cycle des nutriments (Vitousek 1985, Canham 1988). La chute des arbres entraîne également l'exposition du sol minéral par soulèvement des racines et cause une accumulation de débris ligneux favorables à l'établissement de certaines espèces, comme le thuya ou le bouleau jaune (Houle et Payette 1990, Simard et al. 1998).

#### 0.6.2 Les perturbations anthropiques

Les perturbations anthropiques telles que les coupes industrielles et les incendies d'origine humaine modifient la dynamique des paysages (Foster et al. 1998). Ces perturbations agissent à des échelles différentes des perturbations naturelles, et peuvent être relativement homogènes à grande échelle spatiale (Foster et al. 1998). Les perturbations anthropiques comme les feux ou les coupes agissent à de plus grandes échelles spatiales et avec une fréquence plus élevée que les perturbations naturelles comme les chablis ou les épidémies d'insectes. En rompant l'équilibre relatif entre végétation, facteurs physiques et perturbations naturelles, les facteurs anthropiques sont devenus les principaux agents de la dynamique forestière depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle dans plusieurs régions de la forêt tempérée d'Amérique du Nord (White et Mladenoff 1994; Boucher et al. 2006).

À travers les fluctuations de densité de population et d'occurrence des feux (augmentation des sources d'ignition et suppression des feux), la colonisation a conduit à des modifications importantes du régime de perturbations. Les activités humaines sont devenues la principale source de feu et le principal agent de contrôle (Buies 1895, Fortin et al. 1993, Blanchet 2003, Guyette et Spetich 2003). En Amérique du Nord, avant la période coloniale, l'occurrence des feux était principalement contrôlée par le climat, les agents naturels d'ignition et par les caractéristiques des combustibles, alors qu'au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, l'introduction de nouvelles sources d'ignition comme les chantiers de construction des chemins de fer, les escarbilles de locomotives, les incidents dans les scieries, les feux d'abatissage suivant les défrichages (Buies 1895, Fortin et al. 1993, Blanchet 2003) ont fortement modifié le régime des feux (Lorimer 2001, Guyette et Spetich 2003, Grenier et al. 2005). Avec la progression de la colonisation à travers le défrichement, la mise en agriculture des terrains

cultivables, et un plus grand accès au paysage, les colons et les incendies se sont peu à peu avancés à l'intérieur des terres (Grenier et al. 2005), les feux d'abatis devenant la source principale de modification du régime de feux dans les forêts adjacentes (Bergeron et al. 2004). Les mêmes phénomènes ont été observés en Scandinavie, mais à une époque un peu plus ancienne (Lehtonen et Huttunen 1997, Niklasson et Granström 2000).

### 0.6.3 Réponses des espèces aux changements du régime de perturbations

On sait que les modifications dans le régime de feu ont un impact direct sur la composition et la structure des forêts (Everett et al. 2000, Bergeron et al. 2001, Bergeron et al. 2004, Wallenius et al. 2007). En effet, certaines espèces, comme l'épinette noire, le pin gris ou le peuplier faux-tremble, présentent des adaptations particulières aux feux qui leur permettent de coloniser rapidement les milieux incendiés. La régénération rapide après feux de l'épinette noire et du pin gris se fait grâce à leurs cônes sérotineux qui ne libèrent les graines qu'après une forte élévation de la température, et qui favorisent alors une dispersion rapide des graines (Burns et Honkala 1990, Sirois 1995). Le peuplier faux-tremble se reproduit principalement par drageonnement, à partir de bourgeons racinaires qui enfouis dans le sol sont protégés de trop fortes élévations de la température (Whelan 1995). Dans les paysages, le tremble se retrouve préférentiellement dans les zones récemment brûlées jusqu'à sa sénescence, environ 100 ans après-feu (Turner et al. 1994, Bergeron 2000, Turner et al. 2003, Park et al. 2005).

Dans la forêt tempérée de l'Est du Québec, au début du XX<sup>e</sup> siècle, le régime de perturbations a été modifié passant d'un régime de perturbations de petite taille et de faible intensité, à un régime de perturbations de grande taille et de sévérité élevée (Sorel 2004, Boucher et al. 2006). Ce changement, notamment à travers un régime des coupes industrielles sévères, a conduit au rajeunissement et à la fragmentation des peuplements forestiers et au remplacement des espèces de fin de succession par des espèces de début de succession (Dupuis et al. 2011). Les peuplements forestiers résineux ont évolué vers des peuplements dominés par des feuillus intolérants à l'ombre tels que le peuplier-faux-tremble et le bouleau blanc ou par des taxons opportunistes comme l'érable à sucre. La diminution des résineux peut s'expliquer en partie par le retrait physique en grand nombre de semenciers à la suite aux coupes (Archambault et al. 1998, Jackson et al. 2000). Par exemple, le sapin baumier et le

thuya, qui montrent un pouvoir de dispersion des graines faible et un taux de croissance lent, peuvent difficilement déplacer des espèces comme les feuillus intolérants à l'ombre qui présentent une croissance rapide, et un grand pouvoir de dispersion, des traits qui sont mieux adaptés aux nouveaux milieux fréquemment perturbés (Archambault et al. 1997, Jackson et al. 2000, Boucher et al. 2006).

#### 0.7 La région du Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec

La région du Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec constitue un cas idéal d'étude. En effet, elle se situe au niveau de la zone de transition entre la zone tempérée nordique et la zone boréale (Figure 0.1). La végétation préindustrielle était principalement dominée par le sapin, les épinettes et le thuya, accompagnés du bouleau blanc et du bouleau jaune (Dupuis et al. 2011). Les changements majeurs entre les époques préindustrielles et actuelles découlent d'un enfeuillage important par l'érable à sucre et le peuplier faux-tremble (Dupuis et al. 2011).

Dans la région du Bas-Saint-Laurent, l'occupation humaine a débuté au XVII<sup>e</sup> siècle par l'arrivée des premiers colons européens sur les rives du fleuve Saint-Laurent. Cependant, c'est au début du XIX<sup>e</sup> siècle que l'industrie forestière s'est développée, amorçant la véritable colonisation de la région (Fortin et al. 1993). Dès 1820, la compagnie Price Brothers exploitait les essences forestières comme l'épinette blanche et le pin rouge (*Pinus resinosa*, Aiton). Le développement important de l'agriculture accompagnant celui de l'exploitation forestière a entraîné une accélération de l'accroissement de la population autour de 1830 et une progression lente de l'occupation des terrasses littorales vers le plateau appalachien vers l'intérieur des terres. La vallée de la rivière Matapédia s'est développée plus tardivement autour des années 1890, également par l'implantation des moulins des compagnies forestières sur toute la longueur de la rivière et de ses tributaires (Roy 1992, Fortin et al. 1993). Au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, l'industrie forestière était restreinte à quelques centaines de mètres autour des cours d'eau (Boucher et al. 2009b). Cette première phase de l'exploitation était sélective et

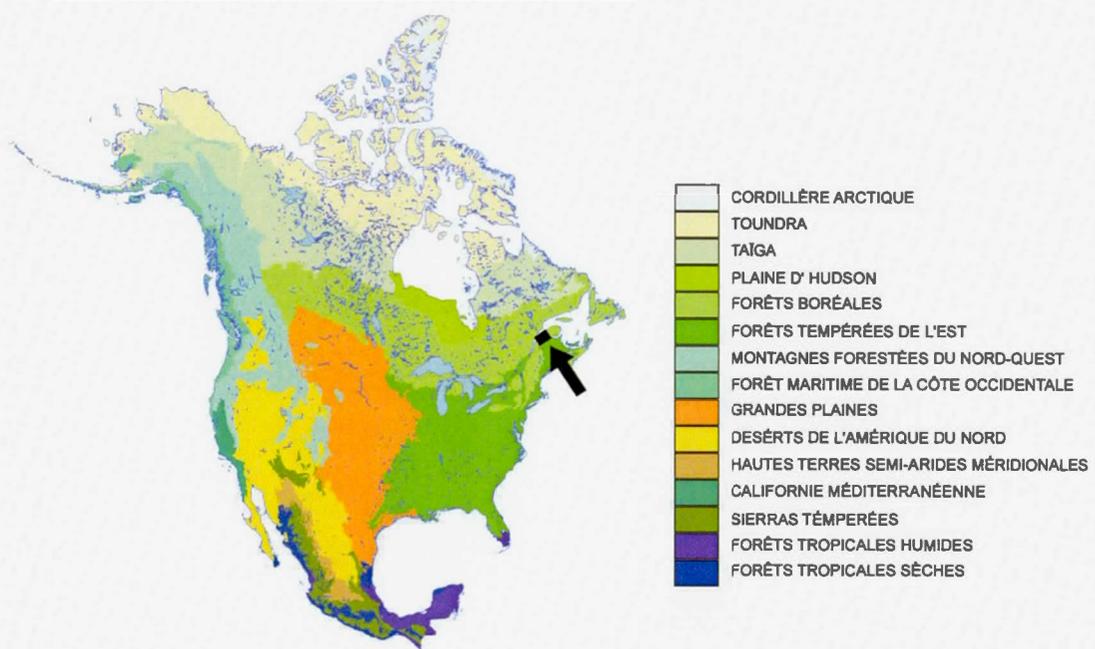


Figure 0.1: Situation de la région d'étude dans le contexte des biomes de l'Amérique du Nord. La carte des zones écologiques a été établie par la Commission de coopération environnementale (CEC, 1997).

portait essentiellement sur les gros bois comme les pins, et l'épinette blanche pour l'industrie du sciage. Elle s'est ensuite dirigée vers l'industrie de pâte et de papier au début du XX<sup>e</sup> siècle, et s'est progressivement étendue vers l'intérieur des terres notamment par la mécanisation au cours des années 1940. Les activités de défrichements effrénés des nouveaux colons et la cohabitation avec les grands industriels ont eu pour conséquence une course au déboisement, conduisant à la fermeture du moulin Price de Lac-au-saumon dans la vallée de la Matapédia en 1928 par manque d'approvisionnement (Fortin et al. 1993). De même, toutes les grandes usines de la région ont cessé leur activités entre les années 1920 et 1980 (Fortin et al. 1993).

## 0.8. Objectifs de la thèse

Dans le contexte planétaire de l'Anthropocène, et de l'influence démesurée et rapide des diverses activités humaines par rapport aux conditions préindustrielles, le développement durable des forêts implique de nouvelles stratégies d'aménagements basées sur le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes forestiers. Il est donc nécessaire de comprendre quels sont les principaux changements survenus depuis le début de l'Anthropocène et quel a été leur impact sur les caractéristiques des forêts pour mieux prévoir les changements futurs, notamment dans le contexte du changement climatique anticipé. L'objectif général de cette thèse est de décrire et comprendre la contribution des activités humaines dans les transformations du paysage forestier depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle au Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec. Cette thèse est basée sur l'analyse de données d'archives issues de trois sources différentes et s'articule en trois chapitres distincts.

La compréhension de l'évolution des écosystèmes forestiers, implique une comparaison entre les caractéristiques des forêts préindustrielles et actuelles afin d'évaluer les transitions majeures. Pour cela, il est nécessaire de reconstituer les forêts préindustrielles en termes de composition et d'arrangement spatial, en utilisant les méthodes de l'écologie historique, notamment les archives d'arpentage. Les archives de l'arpentage primitif réalisé au Québec au cours du XIX<sup>e</sup> et du XX<sup>e</sup> siècle sont de type "descriptions de ligne". Bien que ce type d'archive ait déjà été utilisé en Ontario (Jackson et al. 2000), et au Québec (Dupuis et al. 2011), il n'a jamais été validé. L'objectif du premier chapitre est de valider les données issues de ce type d'archives pour mieux évaluer leurs biais potentiels, et déterminer quelles sont les mesures qui permettent la reconstitution la plus fiable des écosystèmes forestiers. Les études qui ont évalué la qualité des archives d'arpentage de type "arbres-témoins" ont utilisé des sous-ensembles d'un même jeu de données (Schulte et Mladenoff 2001; Liu et al. 2011). Dans ce chapitre, nous utilisons plutôt une source de données complètement indépendante des archives d'arpentage, c'est-à-dire un inventaire forestier quantitatif réalisé par une compagnie forestière en 1930.

Les changements entre les forêts préindustrielles et actuelles sont relativement bien documentés pour l'Est de l'Amérique du Nord. L'enfeuillage est un des changements

majeurs survenus dans ces forêts depuis l'époque préindustrielle (White et Mladenoff 1994, Jackson et al. 2000, Black et Abrams 2001, Brisson et Bouchard 2003; Boucher et al. 2006; Dupuis et al. 2011). Les changements dans la répartition des espèces en fonction des paramètres environnementaux ont également été documentés, mais la réorganisation de l'abondance des espèces dans les peuplements et ses conséquences à travers les paysages sont moins bien connus. L'objectif du deuxième chapitre est de comprendre quelles sont les caractéristiques et les conséquences de l'enfeuillement par l'érable à sucre et le peuplier faux-tremble sur la réorganisation de la composition des peuplements dans le paysage. La composition des forêts préindustrielles a été reconstituée à partir de descriptions de lignes contenues dans les archives de l'arpentage primitif réalisé au XIX<sup>e</sup> siècle. Les résultats du chapitre 1 indiquent d'ailleurs que ce type d'archive permet des reconstitutions fiables et robustes de la forêt préindustrielle.

Le troisième chapitre vise à documenter la contribution des feux anthropiques aux changements de composition et de structure des forêts à l'échelle des paysages. Nous utilisons une carte d'archives réalisée en 1938 au cours de survols aériens et qui représente l'utilisation du territoire à l'apogée de la colonisation. Nous décrivons la structure spatiale du paysage et le lien entre les différentes classes de ce paysage (forêt, colonisation et feux) et l'origine des feux. De plus, nous testons l'hypothèse que cette structure de paysage s'est propagée à travers le temps en déterminant la répartition actuelle des peuplements de peupliers et de bouleaux, les deux principaux taxons dominant les premiers stades de succession après-feu dans cette région, et dont l'abondance a beaucoup augmenté depuis le début de la colonisation à travers toute la forêt boréale nord-américaine (Weir et Johnson 1998, Friedman et Reich 2005, Dupuis et al. 2011).

## CHAPITRE I

# VALIDATION DES DONNÉES D'ARCHIVES DE L'ARPENTAGE PRIMITIF DU XIX<sup>E</sup> SIÈCLE PAR UNE SOURCE DE DONNÉES INDÉPENDANTE

## Résumé

La reconstitution de la composition des forêts préindustrielles est nécessaire à la compréhension des processus et de la dynamique naturelle, ainsi qu'à la compréhension de la réponse des forêts aux changements causés par les activités humaines. L'utilisation des archives d'arpentage basées sur des "arbres-témoins" (ie. *witness tree*) est très répandue aux États-Unis pour reconstituer la composition des forêts préindustrielles. Des études de validation ont montré que bien que ces données soient fiables, elles présentent aussi des biais liés à la subjectivité des arpenteurs. L'objectif de ce chapitre est de valider un autre type d'archive d'arpentage, de type "descriptions de ligne" (ie. *line description*) et que l'on retrouve au Canada, pour voir si des reconstitutions non-biaisées de la composition des forêts sont possibles. Pour cela, nous avons utilisé une source d'archives indépendante des archives d'arpentage, un inventaire forestier réalisé en 1930 par la compagnie d'exploitation forestière Price. Nos résultats démontrent que les descriptions de ligne permettent des reconstitutions fidèles et robustes des forêts préindustrielles. La plupart des taxons présents le long des lignes arpentées étaient nommés par les arpenteurs selon leur ordre d'abondance en surface terrière. Nous avons mis en évidence que les reconstitutions basées sur des mesures relatives de fréquence d'occurrence des taxons sont les moins biaisées que les mesures absolues de fréquence. De plus, les archives d'arpentage de type "description de ligne" permettent de reconstituer fidèlement les patrons spatiaux de répartition des taxons. Cette étude ouvre la porte à des reconstitutions à grande échelle de la composition forestière préindustrielle dans l'est du Canada.

Mots-clés: archives d'arpentage, descriptions de ligne, fréquence relative des taxons forestiers, inventaire forestier historique, patrons spatiaux de végétation, validation de données historiques.

## 1.1 Introduction

Les écosystèmes forestiers de l'Amérique du Nord ont subi de nombreuses modifications importantes depuis la colonisation européenne. Ces changements ont été mis en évidence grâce à plusieurs méthodes de reconstitution écologique, comme la palynologie (Foster et al. 1998, Fuller et al. 1998, Foster et al. 2002), la dendrochronologie (Abrams et al. 1995, Bergeron et al. 2001, Guyette et al. 2002) et l'analyse de documents historiques (Brisson et Bouchard 2003, Etheridge et al. 2005, Boucher et al. 2006). Parmi les documents historiques, les archives d'arpentage sont fréquemment utilisées pour décrire la composition des forêts préindustrielles et pour voir comment elles ont évolué depuis (Whitney 1996, Schulte et al. 2002, He et al. 2007).

Les données contenues dans les archives d'arpentage peuvent être classées en deux groupes principaux selon la méthode utilisée par les arpenteurs pour décrire la composition de la forêt. Le premier groupe comprend les arpentages du type "arbre-témoin", comme ceux du General Land Office (*GLO*), un régime d'arpentage qui a prévalu dans le centre des États-Unis à partir de 1812 (Whitney 1996). Le territoire était divisé en plantant des poteaux selon une grille d'un demi-mile de maille. À chaque poteau, quelques arbres-témoins (ie. *witness trees*) étaient marqués et décrits (espèce, taille, distance au poteau, orientation) (Bourdo 1956, White et Mladenoff 1994). Le deuxième groupe de données comprend les observations de type "description de lignes" et concerne les arpentages réalisés dans la plupart des territoires arpentés au Canada, comme en Ontario (Clarke et Finnegan 1984, Jackson et al. 2000, Pinto et al. 2008), au Nouveau-Brunswick (Aubé 2008) et au Québec (Dupuis et al. 2011). Dans ce système, les arpenteurs décrivaient la composition des peuplements le long des lignes arpentées, en énumérant les taxons, vraisemblablement selon leur ordre d'importance. Les arpentages du *GLO* contiennent aussi des descriptions de lignes (Scull et Richardson 2007), mais généralement sur de plus longues distances (1 mile) que les arpentages du Québec (généralement < 250 m).

De nombreuses études, basées sur l'un ou l'autre de ces deux groupes d'archives, ont documenté les changements de composition forestière survenus depuis l'époque préindustrielle en comparant les données tirées des archives aux données d'inventaires

modernes. Les inventaires modernes sont généralement basés sur des réseaux de placettes dans lesquelles les arbres sont exhaustivement dénombrés par classes de diamètre et par espèces (MRN 2007). Ces comparaisons entre les époques sont basées sur la prémisse que les données d'archives sont peu biaisées et qu'elles peuvent être comparées à celles des inventaires modernes, malgré les différences importantes entre les deux types de données.

Plusieurs études ont été réalisées pour tester la validité des reconstitutions de composition forestière basées sur les archives de type "arbres témoin". Généralement, ces études démontrent que les données issues des archives d'arpentage sont une source de données fiable pour reconstituer la composition des forêts. Cependant, plusieurs études ont mis en évidence certains biais directement liés à la subjectivité des arpenteurs au moment de la prise des données, biaisant les reconstitutions (Schulte et Mladenoff 2001, Liu et al. 2011). Les arpenteurs avaient généralement une préférence pour les plus gros arbres, pour les arbres plus proches des poteaux, ainsi que pour certaines espèces à valeur commerciale plus importante en fonction des régions, conférant une grande variabilité intrinsèque aux données. Parmi toutes les mesures utilisées dans les reconstitutions, certaines d'entre elles semblent moins sensibles à ces biais comme la prévalence relative des taxons les uns par rapport aux autres qui est moins biaisée que leur prévalence absolue (Schulte et Mladenoff 2001, Williams et Baker 2011, Liu et al. 2011). Les reconstitutions sur de plus grandes échelles spatiales, sur de plus grandes aires d'étude limitent aussi la sensibilité des mesures (Williams et Baker 2011).

A notre connaissance, les reconstitutions de composition forestière basées sur des descriptions de lignes n'ont jamais été validées à partir de données indépendantes. Plusieurs biais peuvent être supposés en raison du caractère particulier des listes de taxons. On ne sait pas si les taxons présents dans la forêt étaient toujours tous nommés par les arpenteurs. On peut aussi se demander si les taxons étaient vraiment listés par ordre décroissant d'importance dans le couvert forestier. Plusieurs indices suggèrent que les taxons étaient ordonnés, comme le fait que des listes entières aient été ré-écrites pour des observations consécutives, mais en inversant l'ordre de deux ou plusieurs taxons (Jackson et al. 2000, Dupuis et al. 2011). Toutefois, on ne sait pas si les arpenteurs étaient suffisamment rigoureux et si les critères

utilisés pour ordonner les taxons étaient suffisamment similaires entre les arpenteurs pour que l'ordre d'énumération des taxons soit comparable aux données des inventaires modernes. En particulier, on peut se demander si les rangs d'importance utilisés par les arpenteurs se rapprochent davantage de rangs de surface terrière que de rangs de densité de tiges. On ne sait pas non plus comment les biais contenus dans les données d'archives se propagent dans les reconstitutions des patrons spatiaux à l'échelle des paysages.

Un inventaire forestier basé sur un réseau dense de placettes a été réalisé entre 1928 et 1930 par la compagnie forestière Price dans l'est du Canada. Le territoire couvert lors de cet inventaire chevauche des forêts arpentées entre 1860 et 1930 et qui n'ont pas été coupées entretemps, offrant l'opportunité de valider les descriptions de lignes avec des données indépendantes basées sur des mesures absolues de la densité des tiges. L'objectif de ce chapitre est de vérifier si les archives d'arpentage qui contiennent des descriptions de lignes permettent des reconstitutions non biaisées de la composition forestière préindustrielle. En particulier, nous voulons vérifier si la fréquence et la dominance des taxons sont bien corrélées entre les archives d'arpentages et les placettes de 1930. Nous voulons aussi vérifier si les arpenteurs nommaient tous les taxons présents dans les peuplements, s'ils étaient vraiment ordonnés par importance, et si cette mesure d'importance était basée sur la surface terrière ou sur la densité des tiges. Nous voulons également confirmer que les patrons spatiaux d'abondance des taxons peuvent bien être reconstitués à partir des archives d'arpentage. Comme notre base de données de validation (inventaire 1930) ressemble beaucoup aux bases de données modernes (nombre de tiges par classe de DHP par espèces et par placette), nos résultats devraient être très utiles pour aider à comparer la composition forestière entre les archives d'arpentage et les inventaires modernes.

## 1.2 Région d'étude

L'étude a été réalisée à la transition entre les zones tempérées et boréales, dans l'Est du Québec, entre le fleuve Saint-Laurent au nord et la province du Nouveau Brunswick et l'état du Maine (USA) au sud (Fig.1.1). Ce territoire appartient à la formation géologique des Appalaches qui est composée principalement de roches sédimentaires formant des basses collines d'une altitude allant exceptionnellement jusqu'à 600 m. Des dépôts d'altérites coiffent les versants supérieurs des collines alors que des tills occupent les principales vallées et les bas versants (Robitaille et Saucier 1998). Le climat est de type continental tempéré, avec une température moyenne annuelle de 3,1 °C (-12, 3 °C en janvier et 17, 5 °C en juillet) et des précipitations annuelles moyennes de 929 mm, dont 37 % sous forme de neige. La saison de croissance couvre de 140 à 170 jours, et correspond à 1600 à 2400 degrés-jours au-dessus de 0°C (Robitaille et Saucier 1998, Environnement Canada 2013).

L'aire d'étude comprend deux secteurs distincts, Matane et Rimouski, où l'inventaire de 1930 chevauche les archives d'arpentage (Fig.1.1). Le secteur Matane couvre un territoire de 37800 ha entre 67°40' et 66°50' de longitude Ouest, et entre 49° 00' et 48°30' de latitude Nord. Selon le système québécois de classification écologique du territoire, les forêts appartiennent au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est (Robitaille et Saucier 1998, MRNFP 2004). Les sites mésiques sont dominés par le sapin baumier (*Abies balsamea*, (L.) Mill), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench).Voss) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marsh). L'épinette noire (*Picea mariana*, (Mill.) BSP.), le mélèze (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*, Michx) sont moins fréquents.

Le secteur de Rimouski est situé à environ 80 km au sud-ouest du secteur Matane (Fig.1.1). Il couvre un territoire de 29937 ha, entre 68° 00' et 68°50' de longitude Ouest et entre 47°50' et 48°30' de latitude Nord. Ce secteur appartient au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est (Robitaille et Saucier 1998, MRNP 2004). Le sapin baumier, le bouleau jaune (*Betula alleghanensis*, Britt), le bouleau à papier, le peuplier-faux-

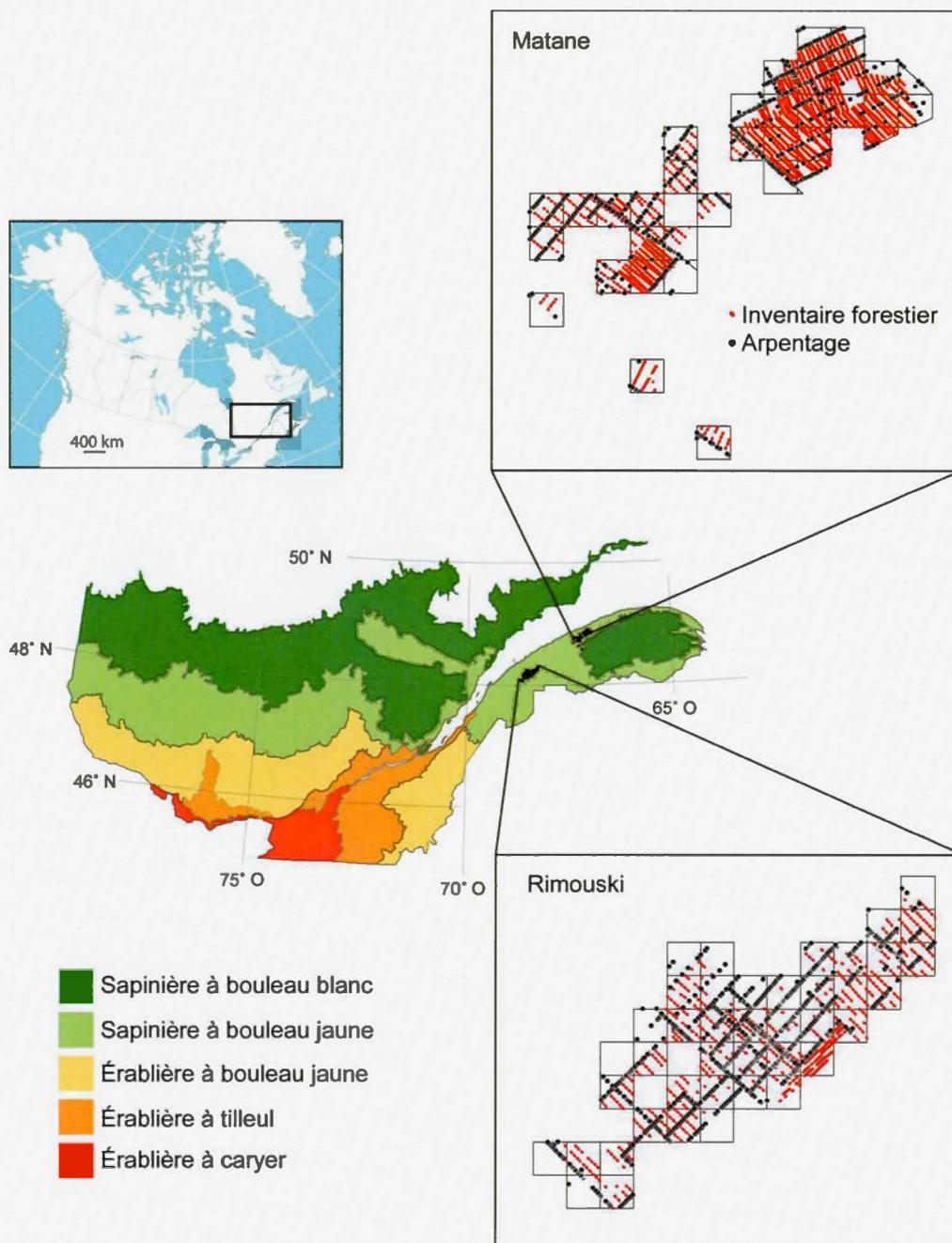


Figure 1.1: Localisation des deux secteurs d'études, Rimouski et Matane, selon les domaines bioclimatiques du Québec méridional. Les encarts montrent la position des données d'arpentage et de l'inventaire forestier de 1930 dans les cellules de 9 km<sup>2</sup>.

tremble et l'épinette blanche sont abondants sur sites mésiques. L'érable à sucre (*Acer saccharum*, Marsh), l'érable rouge (*Acer rubrum*, L) et le bouleau jaune sont présents sur la plupart des sommets de collines. L'épinette noire et le thuya occidental (*Thuja occidentalis*, L) se retrouvent préférentiellement sur les sols organiques, souvent en bordure des cours d'eau.

### 1.3 Matériels et méthodes

#### 1.3.1 L'inventaire forestier de 1930

L'inventaire forestier de 1930 est contenu dans le fond d'archives de la compagnie Price aux Archives nationales du Québec. Cet inventaire a été réalisé par la compagnie entre 1928 et 1930 afin d'évaluer les volumes de bois disponibles dans ses concessions forestières du Bas-Saint-Laurent. L'échantillonnage a été réalisé de manière systématique, avec des placettes-échantillon de 5 chaînes de long par 0,5 chaînes de large (1011,7 m<sup>2</sup>; une chaîne = 20,12 m) espacées de 5 à 15 chaînes (100,58 m à 301,70 m) le long de virées elles-mêmes espacées de 120 m à 1700 m. La densité des placettes varie donc entre 0,09 et 0,02 par hectare, comparativement à une densité de 0,04 par hectare pour le dernier inventaire moderne, réalisé dans les années 2000. Dans chacune des placettes, les arbres étaient dénombrés par espèce par classes de diamètre de 2 pouces, avec un minimum de 4 pouces. À cause de la forte densité de placettes et de leur échantillonnage systématique, nous assumons que l'inventaire de 1930 donne un portrait non-biaisé de la forêt. De plus, comme la plupart des forêts préindustrielles de la région avaient atteint un stade avancé de développement, nous assumons qu'elles ont peu évoluée entre l'arpentage du territoire (entre 1860 et 1900) et l'inventaire des placettes de 1930.

#### 1.3.2 Les archives d'arpentage

Les données de l'arpentage sélectionnées pour l'étude couvrent la période allant de 1859 à 1900 et ont été consignées lors d'arpentage réalisé dans le but de diviser le territoire en cantons et en lots en prévision de la colonisation. Au total, la région d'étude s'étend sur 6 cantons d'environ 16 km × 16 km (10 miles × 10 miles) divisés en rangs parallèles (1 mile de large), lesquels étaient à leur tour divisés en lots de 13 chaînes de large. Les observations de la composition des peuplements étaient localisées de manière précise le long des lignes de séparation des rangs et des cantons en notant la distance séparant chaque observation. Ces observations correspondent soit à un point précis ou à un segment sur la ligne d'arpentage. Chaque observation de composition forestière prend la forme d'une liste de taxons, lesquels semblent avoir été énumérés par ordre décroissant d'importance (Dupuis et al. 2011). Les

observations ponctuelles et linéaires ont été géoréférencées à l'aide du logiciel ARCGIS 10 (ESRI 2011) et d'un cadastre numérique.

### 1.3.3 Sélection des jeux de données

Les deux jeux de données (ci-après arpentages et inventaires de 1930) ont été ajustés pour les rendre comparables. Pour les arpentages, seules les observations faites avant 1900 ont été retenues, à cause de la haute fréquence des perturbations anthropiques au XX<sup>e</sup> siècle (Dupuis et al. 2011). Au total, nous avons retenu 729 listes de taxons pour le secteur de Matane et 966 pour le secteur de Rimouski. La plupart des arpenteurs utilisaient parfois les termes «cédrière» et «érablière» pour décrire les forêts dominées par le thuya et les érables. Dans ces situations nous avons respectivement assumé que le thuya et l'érable étaient les seuls taxons présents, à moins que d'autres taxons soient nommés (ex: cédrière, sapin). Les autres termes généraux parfois utilisés pour décrire la forêt (ex: bois dur, bois mou, bois mêlé) n'ont pas été considérés. Puisque certains arpenteurs nommaient les taxons au niveau du genre et que d'autres allaient jusqu'à l'espèce, certains taxons ont été regroupés au niveau du genre, tels que les épinettes (le taxon épinette comprend les épinettes blanche, rouge et noire), les érables (érable rouge, érable à sucre), les pins (pin blanc, pin rouge et pin gris) et les peupliers (peuplier baumier, peuplier faux-tremble). Le sapin et le thuya ne sont représentés que par une seule espèce dans la région d'étude soient le sapin baumier et le thuya occidental. Les taxons les moins citées (frêne, mélèze, orme, aulne, cormier, sycomore) ont été regroupés dans la catégorie «autres».

Comme l'âge de la forêt était évalué sur le terrain dans chaque placette de 1930, seules les placettes de classe d'âge supérieur à 80 ans ont été retenues afin de s'assurer que les forêts n'avaient pas été perturbées depuis le passage des arpenteurs. De plus, seules les placettes situées à moins de 1 mile (1,6 km) des lignes arpentées ont été utilisées, puisque cette distance correspond à l'espacement entre les lignes arpentées. Au total, la base de données comprend 2013 placettes pour le secteur de Matane et 777 placettes pour le secteur de Rimouski. Puisque les archives d'arpentage contiennent des listes de taxons ordonnés selon leur importance, nous avons transformé chaque placette de 1930 en une liste de taxons

ordonnée par ordre décroissant d'importance. Considérant l'incertitude autour des critères utilisés par les arpenteurs pour ordonner les taxons, les rangs d'importance pour l'inventaire de 1930 ont été attribués selon la surface terrière et selon la densité totale des tiges dans chaque placette.

#### 1.3.4 Analyse des données

La fréquence d'occurrence de chaque taxon (ci-après la prévalence des taxons) a été calculée pour chaque secteur et chaque type d'inventaire, selon la formule suivante :

$$F_i = (n_i/M_i) \times 100 \text{ ( eq.1)}$$

où  $n_i$  est le nombre d'observations où le taxon  $i$  est présent et  $M_i$  est le nombre total d'observations. Pour voir si les archives d'arpentage permettent de reconstituer la fréquence des taxons à travers le territoire, nous avons vérifié si la prévalence des taxons est significativement corrélée entre les arpentages et les placettes de 1930. De plus, nous avons utilisé un test de maximum de vraisemblance pour vérifier l'hypothèse nulle que la pente de la droite de la régression entre les placettes et les arpentages est égale à 1. Cette analyse a également permis de vérifier si des taxons particuliers sont sur- ou sous-représentés dans les archives d'arpentage par rapport à leur prévalence dans la forêt de 1930.

Pour vérifier si les arpenteurs ordonnaient les taxons selon leur importance dans les peuplements, nous avons calculé la fréquence d'occurrence de chaque taxon à chaque rang d'énumération dans les listes de taxons d'après la formule suivante:

$$F_{ir} = (N_{ir}/N_r) \times 100 \text{ (eq. 2)}$$

où  $N_{ir}$  est le nombre de fois où le taxon  $i$  est positionné en rang  $r$  dans une liste et  $N_r$  est le nombre total de listes incluant le taxon  $i$ . Pour les placettes de 1930, les fréquences de chaque taxon à chaque rang d'énumération ont été calculées deux fois, selon que les taxons étaient ordonnés par la surface terrière ou par la densité des tiges. Pour chaque secteur et chaque taxon, les distributions de fréquences selon les rangs dans les listes de taxons ont été comparées entre les placettes de 1930 et les arpentages à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnov effectué avec le logiciel R (R Development Core Team 2011). Les taxons avec une

prévalence inférieure à 4% dans les arpentages ou dans les placettes de 1930 n'ont pas été considérés car les mentions à chaque rang d'énumération n'étaient pas assez fréquentes pour être comparées. Ci-après nous référons à la fréquence d'occurrence au premier rang comme étant la dominance d'un taxon. Comme pour la prévalence, on a vérifié si la dominance des taxons (basée soit sur la surface terrière ou la densité des tiges) est corrélée entre les arpentages et les placettes de 1930 et si les pentes des droites de régression correspondantes sont significativement différentes de 1. Les valeurs de dominance ont préalablement été transformées en log car elles étaient très éloignées de la normalité. À cause de cette transformation, nous n'avons pas considéré les taxons qui présentaient une dominance nulle.

Un indice de cooccurrence a été utilisé pour comparer les assemblages de taxons entre les deux bases de données. La cooccurrence a été calculée selon la formule suivante :

$$C_{ij} = L_i / L_j \text{ (eq.3)}$$

où  $L_i$  est le nombre d'observations avec le taxon  $i$  présent dans la liste d'énumération et le taxon  $j$  est en position 1 et  $L_j$  est le nombre d'observation où il y a plus d'un taxon, et où le taxon  $j$  est en rang 1 (Gentilcore et Donkin 1973).

### 1.3.5. Mesures absolues et mesures relatives

Plusieurs travaux de validation des archives d'arpentage de type "arbre-témoin" ont conclu que les données contenues dans ces archives permettent une reconstitution plus juste de l'abondance relative que de l'abondance absolue des taxons (Schulte et Mladenoff 2001, Williams et Baker 2011). Conséquemment, nous avons vérifié si les positions de prévalence et de dominance des taxons à l'échelle régionale (des mesures de prévalence et de dominance relative) étaient davantage similaires entre les jeux de données que les prévalences et les dominances absolues. Pour chaque type d'inventaire, les positions de prévalence et de dominance ont été attribuées aux taxons en les ordonnant selon leur valeur absolue de prévalence ou de dominance, de sorte que la position 1 a été attribué au taxon le plus prévalent ou le plus dominant dans chaque secteur, et ainsi de suite. Les taxons avec une prévalence absolue inférieure à 4% n'ont pas été considérés.

### 1.3.6. Cartes de prévalence

Pour vérifier si les patrons spatiaux d'abondance des taxons reconstitués à partir des arpentages sont justes, nous les avons comparés aux patrons reconstitués à partir des placettes de 1930. Nous avons créé une grille de cellule de 3 km x 3 km comme système de compilation des données puisque les observations des arpenteurs n'ont pas été réalisées aux mêmes sites que les placettes. Nous avons éliminé les cellules contenant moins de cinq observations pour chaque jeu de données. Au total, 35 cellules et 42 cellules ont été respectivement conservées pour les secteurs de Matane et Rimouski. Les cellules du secteur Matane contiennent en moyenne 21 et 57 observations pour respectivement les arpentages et les placettes de 1930, comparativement à 23 et 24 observations dans le secteur Rimouski. Comme la ressemblance entre les bases de données est maximale pour les positions de prévalence des taxons (voir la section 1.4), dans cette analyse nous n'avons considéré uniquement que les cartes de position de prévalence. Les positions de prévalence ont donc été attribués à chaque taxon à partir de leur prévalence absolue dans chaque cellule pour les deux secteurs, à la fois pour les arpentages et pour les placettes de 1930. De plus, pour vérifier la correspondance des cartes entre les deux jeux de données, pour chaque taxon et chaque cellule nous avons calculé l'écart entre les rangs de prévalence des arpentages et des placettes 1930.

## 1.4 Résultats

### 1.4.1. Prévalence des taxons

La comparaison des valeurs de prévalence entre les archives d'arpentage et les placettes de 1930 dans les secteurs de Matane et Rimouski indique que les archives d'arpentage du type "description de lignes" reflètent très bien la composition des forêts préindustrielles (Fig. 1.2a et Tab. 1.1). La prévalence des taxons est très fortement corrélée entre les arpentages et les placettes de 1930, en considérant ensemble les deux secteurs (Fig. 1.2a;  $r = 0,97$ ;  $p < 0,0001$ ;  $n = 18$ ). Cette similarité entre les types d'inventaires implique que les arpenteurs nommaient souvent la plupart des taxons présents dans les peuplements qu'ils traversaient. Dans les deux secteurs d'étude et les deux types d'inventaires, le sapin, l'épinette et le bouleau blanc étaient les taxons les plus prévalents, avec des valeurs de plus de 75%, sauf le bouleau blanc avec une prévalence de 50% pour les arpentages à Rimouski. Le thuya et le bouleau jaune avaient des prévalences intermédiaires, qui oscillaient entre 15 % et 50 % selon les secteurs et les types d'inventaires. Les différences entre Matane et Rimouski sont les mêmes avec les arpentages et les placettes de 1930 et concernent la plus forte prévalence du thuya, des érables et des peupliers à Rimouski qu'à Matane.

Les archives d'arpentage permettent aussi une reconstitution directe de la prévalence de la plupart des taxons dans les deux régions, car la pente de la droite de régression qui prédit la prévalence dans les placettes à partir de la prévalence dans les archives n'est pas significativement différente de 1 (test de maximum de vraisemblance;  $p = 0,069$ ; ddl = 17). Cependant, les arpenteurs semblent avoir sous-estimé la prévalence du sapin et du bouleau à papier à Rimouski (Tab.1.1) avec des écarts de prévalence atteignant respectivement 30 % et 25 % entre les deux jeux de données. Ces plus faibles prévalences de sapin et de bouleau blanc dans les arpentages à Rimouski sont généralisées car elles se traduisent par des coefficients de cooccurrence d'au moins 10% plus faible avec presque tous les autres taxons (Tab. 1.3), comparativement aux cooccurrences mesurées dans les placettes de 1930 et celles mesurées à Matane (Tab. 1.2).



Tableau 1.1. Prévalence absolue, prévalence relative et différence de prévalence des taxons (arpentage moins inventaire forestier) pour les deux bases de données et pour les deux secteurs, Matane et Rimouski .

|                 | Prévalence absolue   |           |            | Position de prévalence relative |           |            |
|-----------------|----------------------|-----------|------------|---------------------------------|-----------|------------|
|                 | Inventaire forestier | Arpentage | Différence | Inventaire forestier            | Arpentage | Différence |
| <b>MATANE</b>   |                      |           |            |                                 |           |            |
| Sapin           | 98,9                 | 88,9      | -10        | 1                               | 1         | 0          |
| Epinettes       | 91,3                 | 81,2      | -10,1      | 2                               | 2         | 0          |
| Thuya           | 22,2                 | 26,5      | 4,3        | 4                               | 4         | 0          |
| Pins            | 0,1                  | 0         | -0,1       | na                              | na        | 0          |
| Bouleau blanc   | 86,3                 | 77,9      | -8,4       | 3                               | 3         | 0          |
| Bouleau jaune   | 15,8                 | 19,5      | 3,7        | 5                               | 5         | 0          |
| Érables         | 1,4                  | 5,1       | 3,7        | 6                               | 6         | 0          |
| Peupliers       | 0                    | 1,9       | 1,9        | na                              | na        | na         |
| Autres          | 0,2                  | 2,6       | 2,4        | na                              | na        | na         |
| <b>RIMOUSKI</b> |                      |           |            |                                 |           |            |
| Sapin           | 91,0                 | 61,7      | -29,3      | 1                               | 2         | 1          |
| Epinettes       | 79,4                 | 80        | 0,6        | 2                               | 1         | -1         |
| Thuya           | 40,9                 | 49,7      | 8,8        | 4                               | 4         | 0          |
| Pins            | 4,3                  | 4,2       | -0,1       | 8                               | 8         | 0          |
| Bouleau blanc   | 75,8                 | 50,4      | -25,4      | 3                               | 3         | 0          |
| Bouleau jaune   | 39,4                 | 19,9      | -19,5      | 5                               | 5         | 0          |
| Érables         | 11,8                 | 8,0       | -3,8       | 7                               | 7         | 0          |
| Peupliers       | 15                   | 14,9      | -0,1       | 6                               | 6         | 0          |
| Autres          | 0,4                  | 5,9       | 5,5        | na                              | na        | na         |

Tableau 1.2. Cooccurrence des taxons dans les arpentages et les inventaires forestiers pour le secteur de Matane. Sab: sapin baumier; Ep: épinettes; Tho: thuya; Pi: pins; Boj: bouleau jaune; Bop: bouleau blanc

| MATANE         | Taxon cooccurrent      |     |     |     |     |
|----------------|------------------------|-----|-----|-----|-----|
|                | Arpentage              |     |     |     |     |
| Taxon dominant | Sab                    | Ép  | Tho | Bop | Boj |
| Sab            | -                      | 81  | 14  | 84  | 21  |
| Ép             | 89                     | -   | 26  | 71  | 7   |
| Tho            | 52                     | 84  | -   | 43  | 0   |
| Bop            | 97                     | 78  | 5   | -   | 14  |
| Boj            | 29                     | 33  | 62  | 24  | -   |
|                | Inventaires forestiers |     |     |     |     |
| Sab            | -                      | 94  | 16  | 89  | 12  |
| Ep             | 91                     | -   | 33  | 43  | 8   |
| Thuya          | 90                     | 95  | -   | 44  | 4   |
| Bop            | 98                     | 80  | 11  | -   | 23  |
| Boj            | 100                    | 56  | 10  | 49  | -   |
|                | Différence             |     |     |     |     |
| Sab            | -                      | -13 | -2  | -4  | 7   |
| Ép             | -2                     | -   | -7  | 28  | -2  |
| Tho            | -38                    | -11 | -   | -1  | -4  |
| Bop            | -2                     | -2  | -5  | -   | -10 |
| Boj            | -71                    | -23 | 52  | -25 | -   |

Tableau 1.3. Cooccurrence des taxons dans les arpentages et les inventaires forestiers pour le secteur de Rimouski. Sab: sapin baumier; Ep: épinettes; Tho: thuya; Pi: pins; Er: érables; Boj: bouleau jaune; Bop: bouleau blanc; Peu: peupliers

| RIMOUSKI               |     |     |     |     |      |     |     |     |
|------------------------|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| Taxon cooccurrent      |     |     |     |     |      |     |     |     |
| Arpentage              |     |     |     |     |      |     |     |     |
| Taxon                  | Sab | Ép  | Tho | Pi  | Bop  | Boj | Er  | Peu |
| Sab                    | -   | 87  | 22  | 2   | 48   | 41  | 8   | 8   |
| Ep                     | 61  | -   | 31  | 6   | 57   | 13  | 1   | 10  |
| Tho                    | 70  | 77  | -   | 1   | 29   | 23  | 2   | 8   |
| Pi                     | 83  | 83  | 17  | -   | 0    | 33  | 0   | 17  |
| Bop                    | 70  | 84  | 9   | 3   | -    | 2   | 1   | 38  |
| Boj                    | 63  | 75  | 34  | 0   | 25   | -   | 30  | 5   |
| Er                     | 69  | 52  | 0   | 0   | 33   | 67  | -   | 5   |
| Peu                    | 55  | 68  | 15  | 15  | 68   | 5   | 0   | -   |
| Inventaires forestiers |     |     |     |     |      |     |     |     |
| Sab                    | -   | 85  | 41  | 3   | 78   | 47  | 5   | 2   |
| Ep                     | 79  | -   | 54  | 20  | 58   | 7   | 3   | 28  |
| Tho                    | 89  | 93  | -   | 0   | 39   | 10  | 0   | 0   |
| Pi                     | 50  | 100 | 0   | -   | 100  | 0   | 0   | 0   |
| Bop                    | 83  | 84  | 26  | 6   | -    | 22  | 15  | 31  |
| Boj                    | 99  | 56  | 16  | 0   | 58   | -   | 56  | 0   |
| Er                     | 100 | 45  | 0   | 0   | 55   | 91  | -   | 0   |
| Peu                    | 72  | 89  | 11  | 11  | 89   | 0   | 0   | -   |
| Différence             |     |     |     |     |      |     |     |     |
| Sab                    | -   | 2   | -18 | -1  | -30  | -6  | 3   | 6   |
| Ép                     | -18 | -   | -22 | -14 | -1   | 6   | -2  | -17 |
| Tho                    | -19 | -16 | -   | 1   | -10  | 13  | 2   | 8   |
| Pi                     | 33  | -17 | 17  | -   | -100 | 33  | 0   | 17  |
| Bop                    | -13 | 0   | -17 | -3  | -    | -21 | -14 | 7   |
| Boj                    | -36 | 19  | 17  | 0   | -33  | -   | -25 | 5   |
| Er                     | -31 | 7   | 0   | 0   | -21  | -24 | -   | 5   |
| Peu                    | -17 | -21 | 4   | 4   | -21  | 5   | 0   | -   |

#### 1.4.2 Ordre d'énumération et dominance des taxons

La dominance des taxons est très fortement corrélée entre les archives d'arpentage et les placettes de 1930, qu'elle soit basée sur la surface terrière ( $r = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ;  $n = 18$ ) ou sur la densité des tiges dans les placettes ( $r = 0,85$ ;  $p < 0,0001$ ;  $n = 18$ ) (Fig.1.2b et c). Cependant, la dominance dans les arpentages est un indicateur plus direct de la dominance basée sur la surface terrière que de la dominance basée sur la densité des tiges. La pente de la droite de régression qui prédit la dominance dans les placettes à partir de la dominance dans les arpentages présente une pente significativement différente de 1 lorsque la dominance dans les placettes est basée sur la densité des tiges (test de maximum de vraisemblance;  $p = 0,03$ ; ddl = 10), contrairement à la dominance basée sur la surface terrière ( $p = 0,13$ ; ddl = 14). Lorsque la dominance est basée sur la densité des tiges, les archives d'arpentage sous-estiment la dominance réelle du sapin, qui atteint fréquemment de fortes densités dans les deux secteurs. Inversement, pour les autres taxons qui présentent fréquemment des densités de tiges plus faibles que le sapin, la dominance dans les archives surestime la dominance basée sur la densité des tiges.

Les rangs d'abondance dans les listes de taxons des arpenteurs se rapprochent d'avantage des rangs d'abondance basés sur la surface terrière que de ceux basés sur la densité des tiges dans les placettes. En se basant sur la surface terrière, la distribution de fréquence des rangs par taxon ne présentait aucune différence significative entre les arpentages et les placettes de 1930 dans les deux secteurs, sauf pour le thuya à Rimouski (Fig.1.3a et b ; test de Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0,05$ ) qui tend à être placé plus souvent au premier rang d'abondance dans les archives que dans les placettes. Les fréquences maximales de l'épinette tendent à être inversées entre les rangs 2 et 3 et les jeux de données dans les deux secteurs. En se basant sur la densité des tiges dans les placettes de 1930, les distributions de fréquences des rangs par taxon présentent des différences significatives entre les jeux de données pour le thuya, le bouleau blanc et le bouleau jaune dans les deux secteurs d'étude, et pour l'épinette et l'érable dans le secteur de Rimouski (Fig.4a et b; Test Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0,05$ ).

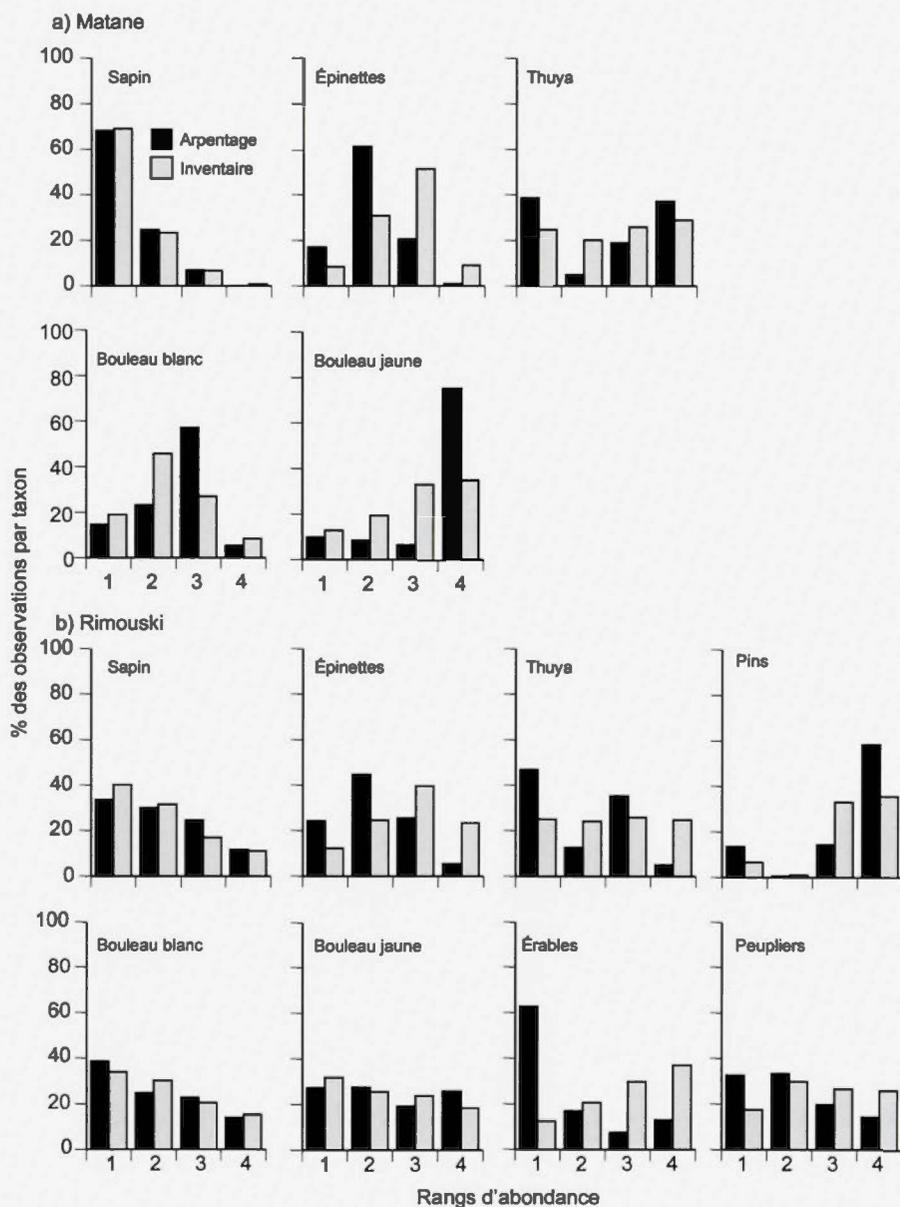


Figure 1.3: Distributions de fréquences des taxons selon les rangs d'abondance dans les listes des arpenteurs et dans les placettes de 1930 pour les secteurs de Matane (a) et de Rimouski (b). Les rangs d'abondance dans les arpentages correspondent aux rangs d'énumération dans les listes de taxons des arpenteurs. Pour les placettes ils correspondent aux rangs attribués selon la surface terrière dans les placettes.

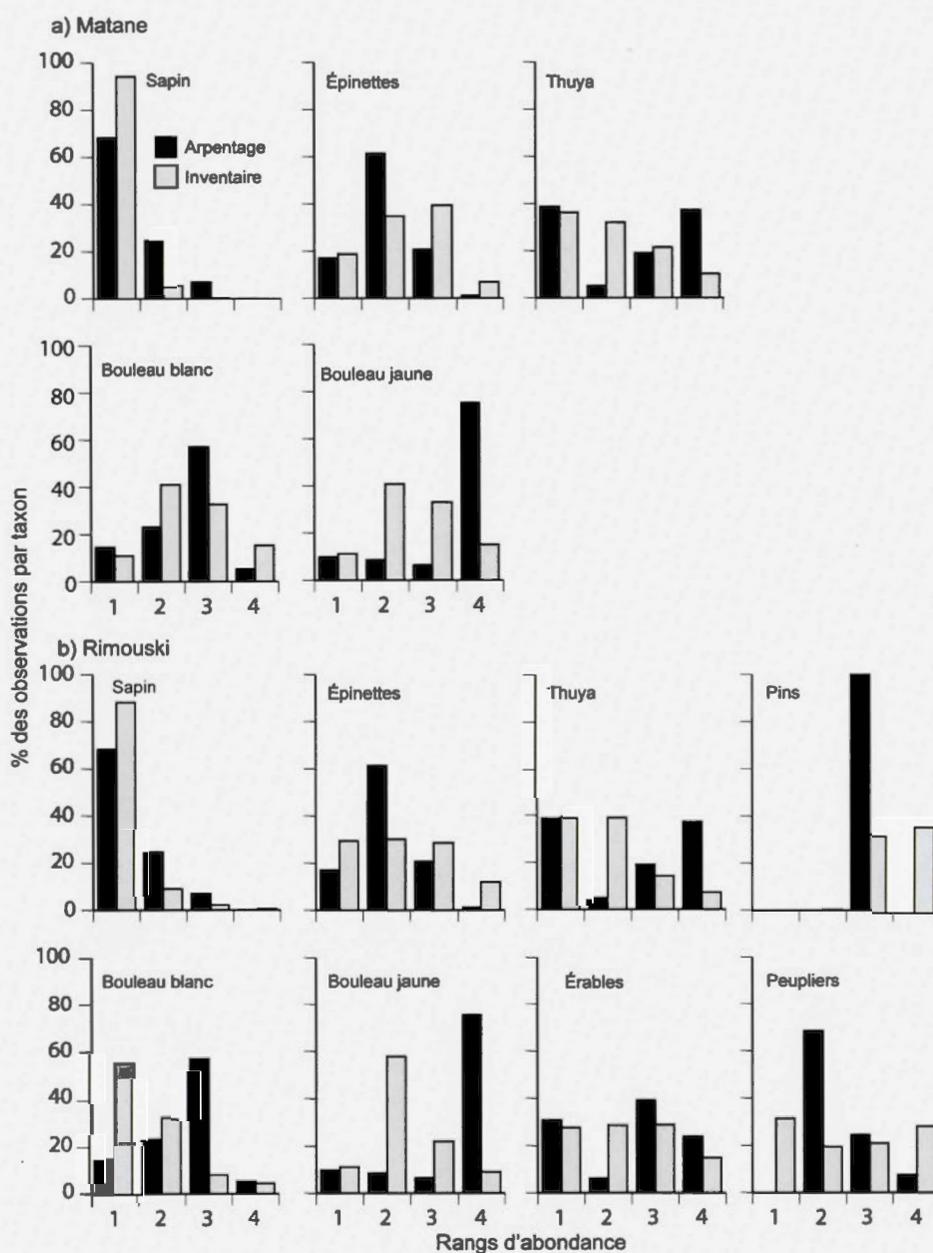


Figure 1.4: Distributions de fréquences des taxons selon les rangs d'abondance dans les listes des arpenteurs et dans les placettes de 1930 pour les secteurs de Matane (a) et de Rimouski (b). Les rangs d'abondance dans les arpentages correspondent aux rangs d'énumération dans les listes de taxons des arpenteurs. Pour les placettes ils correspondent aux rangs attribués selon la densité des tiges dans les placettes.

#### 1.4.3 Mesures absolues et mesures relatives

Malgré la correspondance imparfaite de la prévalence des taxons entre les archives d'arpentage et l'inventaire de 1930, les positions de prévalence sont identiques pour les deux types d'inventaires dans les deux secteurs d'étude, sauf pour le sapin et l'épinette qui sont inversés aux deux premières positions de prévalence à Rimouski (Tab.1.1). En comparaison, la correspondance des rangs de dominance entre les types d'inventaire est moins bonne, que la dominance soit basée sur la densité ou sur la surface terrière (Fig. 1.2). À Rimouski en particulier, tous les taxons sont décalés d'au moins un rang de dominance entre les archives et les placettes, sauf la dominance de l'épinette basée sur la densité (Fig. 1.2).

#### 1.4.4. Cartes de prévalence

Les archives d'arpentage permettent de cartographier fidèlement les rangs de prévalence des taxons. Les cartes des positions de prévalence sont similaires entre les arpentages et les placettes de 1930 dans les deux secteurs d'étude (Fig.1.5 et Fig.1.6). En effet, les distributions de fréquence des différences de position de prévalence relative par cellules et par taxon sont généralement symétriques avec un mode de 0 ou 1 (Fig.1.7). Seuls l'épinette (mode de +2) et le bouleaux blanc (-2) à Rimouski divergent de ce patron.

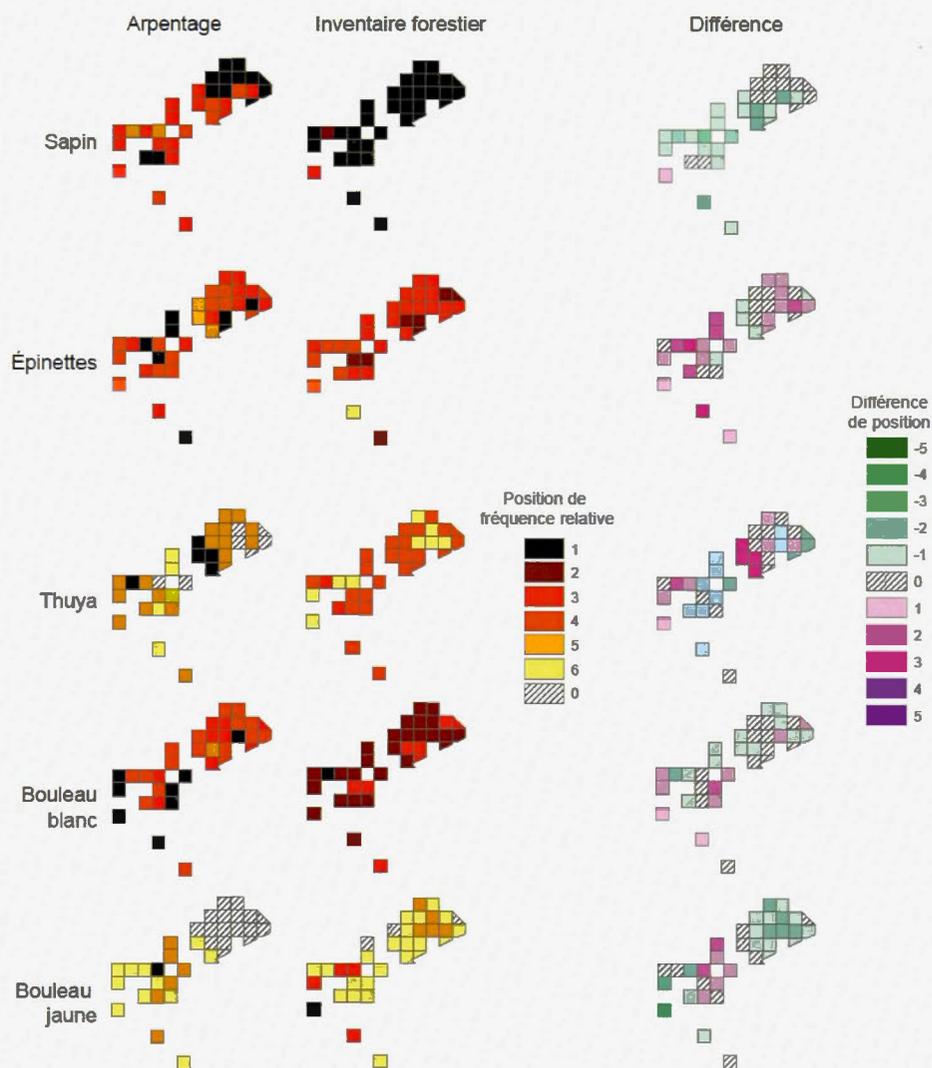


Figure 1.5: Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons pour des cellules de  $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$  dans le secteur de Matane. Les valeurs négatives de différence signifie que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers.

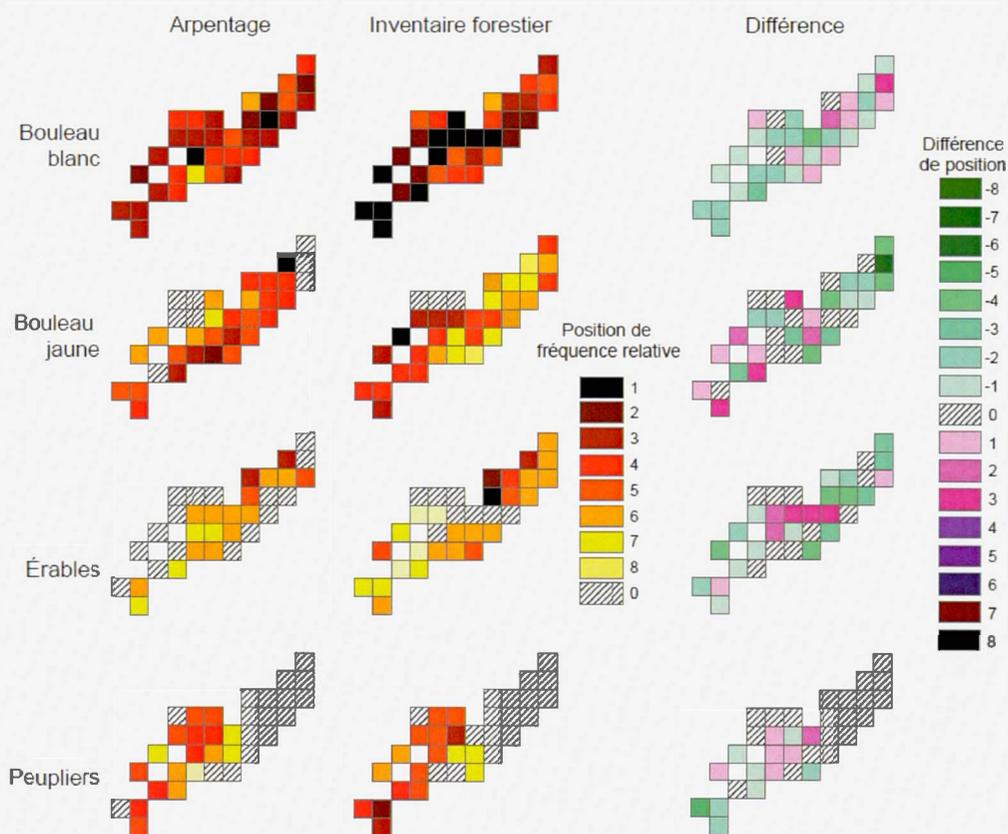


Figure 1.6: Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons feuillus pour des cellules de 3 km × 3 km dans le secteur de Rimouski. Les valeurs négatives de différence signifient que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers.

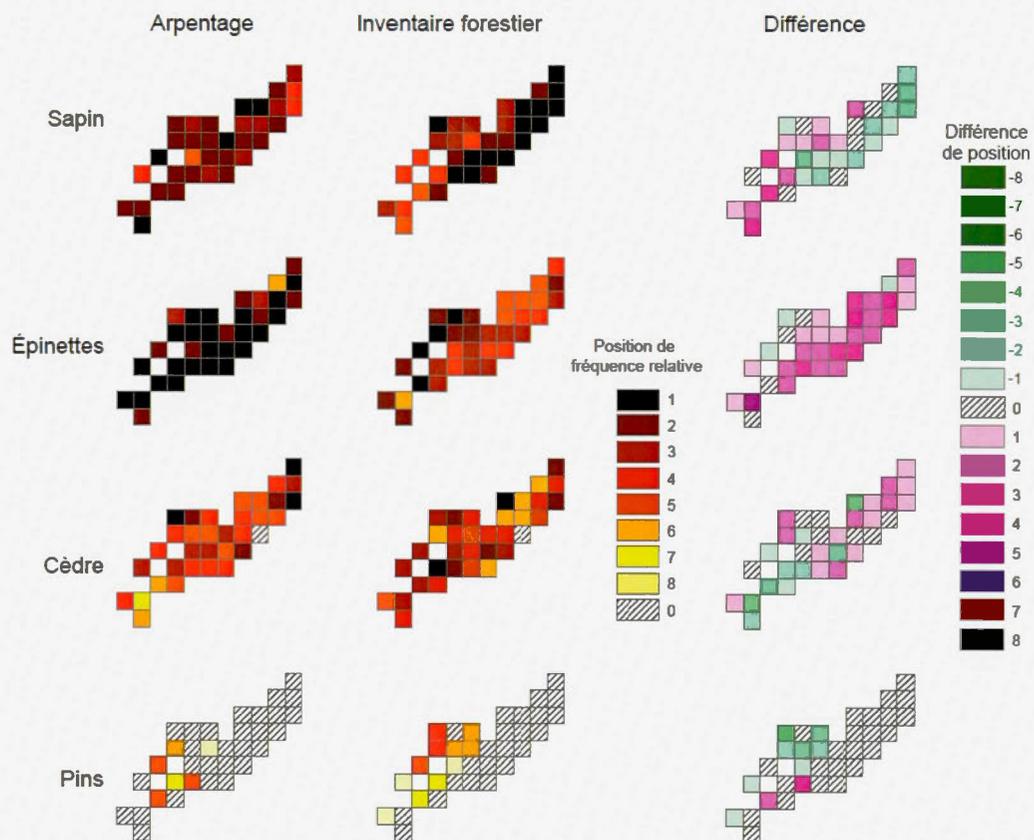


Figure 1.6 (suite): Cartes de fréquence relative et de différence de fréquence relative des principaux taxons conifériens pour des cellules de 3 km x 3 km dans le secteur de Rimouski. Les valeurs négatives de différence signifient que la position de fréquence est moins élevée dans l'arpentage par rapport aux inventaires forestiers.

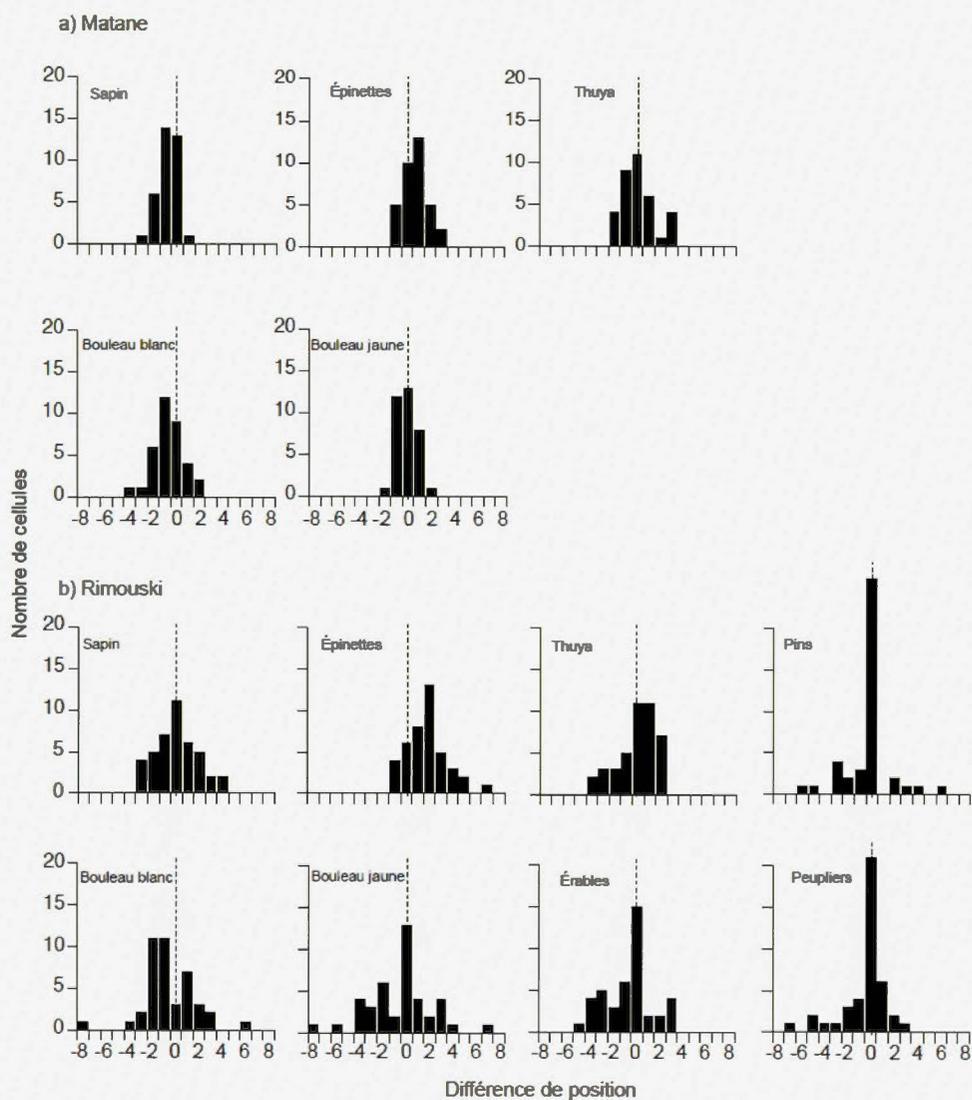


Figure 1.7: Distributions de fréquences des différences par cellule de 9 km<sup>2</sup> des positions de fréquence relative des taxons.

## 1.5 Discussion

Les inventaires forestiers réalisés par la compagnie Price dans les années 1930 sont une source de données de très bonne qualité. A partir de ces données, la reconstitution de la composition forestière peut se faire de manière très précise puisque pour chacune des placettes, la densité des tiges était notée par espèce. De plus, la densité des placettes très élevée et leur positionnement précisément connu permettent des reconstitutions spatialement fiables des forêts. La méthode utilisée pour réaliser les inventaires forestiers de 1930 correspond à un échantillonnage systématique par placette qui diffère beaucoup de la méthode utilisée par les arpenteurs qui consistait en des relevés le long de lignes arpentées avec des changements notés lorsque les peuplements changeaient. Cette différence permet une validation fiable des archives d'arpentage par une base de données indépendante. De plus, le chevauchement des archives et des placettes de 1930 dans deux secteurs distincts avec des types forestiers différents permet une validation des archives d'arpentage qui est robuste puisqu'elle n'est pas spécifique à un seul type de forêt ou une seule région.

Nos résultats indiquent que les descriptions de ligne issues des archives d'arpentage permettent des reconstitutions des forêts préindustrielles fiables à partir d'indices de fréquence et de dominance des taxons. La forte corrélation entre les archives d'arpentage et les inventaires forestiers pour ces deux indices démontrent que les deux jeux de données ne sont pas significativement différents l'un de l'autre. La similarité de la fréquence d'occurrence des taxons à l'échelle du paysage entre les deux bases de données démontre que les arpenteurs nommaient souvent tous les taxons lorsqu'ils traversaient les peuplements. Bien que dans le secteur de Matane, la correspondance entre les deux jeux de données soit presque parfaite, des différences sont notables dans le secteur de Rimouski pour le sapin et le bouleau blanc. Les forêts du secteur de Matane sont plus simples en termes de composition avec moins de taxons abondants par rapport au secteur de Rimouski. En effet, dans le secteur de Rimouski, huit taxons ont un indice de fréquence supérieur à 4% alors que dans le secteur de Matane, on en observe seulement cinq. Or, certains arpenteurs ne nommaient que quatre ou cinq taxons par énumération ce qui pourrait expliquer que la fréquence de certains taxons soit légèrement sous-estimée à Rimouski. Ce type de biais ne semble pas être présent pour la dominance car les points représentant les taxons sont très bien distribués de part et d'autre de la droite de

régression de pente unitaire. Par ailleurs, la dominance des taxons dans les archives d'arpentage est plus directement liée à la dominance basée sur la surface terrière que sur la densité de tiges. Les arpenteurs nommaient donc les taxons en considérant leur diamètre et leur densité de tiges, ce qui reflète probablement leur importance visuelle dans les peuplements.

Les mesures relatives calculées à partir des descriptions de ligne sont des mesures qui permettent une reconstitution des forêts préindustrielles particulièrement bonne, moins biaisée et plus représentative que les mesures absolues. La fréquence relative est la mesure qui fournit un portrait forestier préindustriel le plus fidèle, comme le montre la correspondance entre les archives d'arpentage et les inventaires forestiers qui est quasi parfaite alors que dans le cas de la dominance relative, les différences sont plus grandes. Ainsi, l'utilisation des positions de fréquences relatives réduit la complexité de la variabilité présente dans les données principalement dues à la subjectivité des arpenteurs (Schulte et Mladenoff 2011). Contrairement à beaucoup d'études utilisant les archives d'arpentage de type «arbres témoins» (Manies et Mladenoff 2000, Schulte et Mladenoff 2001, Liu et al. 2011), nos résultats montrent que les descriptions de lignes permettent malgré tout des estimations fiables de la fréquence absolue et la dominance absolue basée sur la surface terrière. Dans les archives d'arpentage du General Land Office (*GLO*), la variabilité dans les données semble plus complexe et liée directement à la collecte des données et donc aux biais inhérents à ces données. En effet, les arbres témoins correspondent à des arbres sélectionnés à chaque poteau. On sait maintenant que certains arpenteurs avaient des préférences pour certains taxons, pour les gros arbres et pour les arbres les plus proches des poteaux, alors que dans le cas des descriptions de ligne, les arpenteurs listaient les taxons présents dans chaque peuplement à chaque changement de peuplement. La variabilité semble donc moins grande dans ce type de données contrairement aux données issues des arbres témoins, puisque les reconstitutions repose sur des listes d'espèces, la présence ou l'absence des espèces est moins biaisée que si l'arpenteur doit choisir les sources de mesures. Dans le cas des descriptions de ligne, les observations se présentent sous forme de liste d'espèces le plus souvent ou de type de couvert.

Bien que les descriptions de ligne soient des données de très bonne qualité, nous avons mis en évidence des biais pour certains taxon. Le sapin semble avoir été sous-estimé dans les descriptions de ligne par rapport à l'inventaire de 1930, comme le montre son inversion de fréquence avec les épinettes, ses grandes différences de prévalence absolue, de même que sa cooccurrence plus faible avec les autres taxons dans les données d'arpentage que dans celles des placettes de 1930. Nous avons mis en évidence que les arpenteurs ordonnaient les taxons suivant leur importance visuelle en considérant leur diamètre et leur densité de tiges. Or, dans les placettes de 1930, le sapin présente souvent des densités élevées de petites tiges, sans comporter de très gros arbres, contrairement à d'autres taxons comme l'épinette ou le thuya, qui peuvent plus facilement dominé visuellement un peuplement, ce qui pourrait expliquer en partie la sous-estimation de la prévalence du sapin dans les archives d'arpentage. De plus, le sapin baumier n'était pas une espèce d'intérêt commercial au XIX<sup>e</sup> siècle, ce qui a pu diminuer son intérêt pour les arpenteurs. Le bouleau blanc est également une espèce sous-estimée dans les descriptions de ligne. Contrairement au sapin, le bouleau blanc tend être présent dans les placettes de 1930 sous la forme de quelques grosses tiges. Les facteur qui ont mené à la sous-estimation de sa prévalence ne sont pas très clairs, mais pourraient également être liés à la faible valeur commerciale de cette espèce au XIX<sup>e</sup> siècle.

À l'inverse, la comparaison des archives d'arpentage aux placettes de 1930 ne révèle aucun biais notable pour le thuya alors qu'on aurait pu s'attendre à ce que de tels biais existent. La valeur commerciale du thuya au XIX<sup>e</sup> siècle, combinée à sa mention fréquente par les arpenteurs dans les petits peuplements occupant les dépressions humides et la bordure des cours d'eau, aurait pu conduire à une surestimation de sa prévalence par les arpenteurs. De plus, le rapport de l'inventaire de 1930 indique que le thuya a été l'une des principales espèces exploitées dans la région avant la réalisation de l'inventaire, ce qui aurait pu conduire à sa sous-estimation en 1930. Le faible impact de ces biais potentiels sur la prévalence et la dominance du thuya suggère que son estimation est correcte.

Cette étude démontre également que les reconstitutions de la composition des forêts issues des archives d'arpentage peuvent être comparées aux inventaires modernes, et ainsi mesurer les écarts de composition entre les époques. Les placettes modernes étant très semblables aux placettes de 1930 (nombre de tige par espèce par classe de DHP), à

l'exception de leur géométrie et de leur mode de répartition sur le terrain, il semble que la fréquence et la dominance des taxons (basée sur la surface terrière) puissent être directement comparés entre les archives d'arpentage et les inventaires modernes, sans que ces comparaisons ne soient affectées par des biais significatifs.

Les archives d'arpentage de type "description de ligne" peuvent aussi être utilisées de manière fiable pour reconstituer les patrons spatiaux de répartition des taxons. Dans la documentation scientifique, à notre connaissance, aucune étude n'a vérifié la justesse des représentations spatiales de répartition, bien que trois types d'interpolations visant à mieux représenter la structure spatiale des données d'arpentage aient déjà été testées (Manies et Mladenoff 2000). Généralement la répartition spatiale des espèces est un aspect important des reconstitutions écologiques puisqu'elle permet de mettre en évidence des secteurs particuliers de faible ou forte abondance, et leurs différences entre les époques, et de les associer aux variables permanentes de l'environnement. En démontrant que les archives sont très utiles pour reconstituer les patrons spatiaux de fréquence, cette étude indique que les archives d'arpentage sont une source de données unique pour la reconstitution de la végétation préindustrielle, et sa comparaison non biaisée avec la végétation actuelle.

## CHAPITRE II

### IMPACTS DE L'ENFEUILLEMENT DU XX<sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA RÉORGANISATION DE LA COMPOSITION DES PEUPEMENTS FORESTIERS

## Résumé

En Amérique du Nord, les activités humaines associées à la colonisation ont conduit à des modifications de la composition forestière et des régimes de perturbations. L'enfeuillement de forêts constitue un des changements majeurs depuis l'époque préindustrielles. Les objectifs de ce chapitre sont de décrire l'impact de l'enfeuillement par les érables et les peupliers sur la prévalence relative des principaux taxons arborescents dans la région du Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada) et de mesurer les effets de cette réorganisation sur les patrons spatiaux des taxons à l'échelle des paysages. Nos principales sources de données sont les archives de l'arpentage primitif et les inventaires forestiers des dernières 3 décennies. Nos résultats indiquent que les espèces longévives et tolérantes à l'ombre notamment les conifères comme le sapin (*Abies balsamea*), les épinettes (*Picea spp.*) et le thuya (*Thuja occidentalis*) accompagnées par les bouleaux blanc et jaune caractérisaient les forêts préindustrielles au Bas Saint-Laurent dans l'Est du Québec. Ces taxons ont été remplacés par des espèces de début de succession souvent intolérantes à l'ombre comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) ou opportunistes sur des milieux perturbés comme les érables (*Acer spp.*). L'enfeuillement par les érables et les peupliers s'est traduit par une augmentation généralisée et relativement homogène sur l'aire d'étude, et a conduit à une fragmentation des patrons spatiaux des taxons conifériens, notamment les épinettes et le thuya. Ces résultats suggèrent un fort impact de la colonisation et de l'exploitation forestière sur la composition et la réorganisation des peuplements forestiers au Bas-Saint-Laurent. L'épinette et le thuya ont été particulièrement exploités au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, et le sapin durant le XX<sup>e</sup> siècle (Boucher et al 2009).

Mots-clés : végétation préindustrielle, archives d'arpentage, enfeuillement, *Acer spp.*, *Populus spp.*

## 2.1 Introduction

En Amérique du Nord, la colonisation européenne a provoqué des changements majeurs dans les paysages forestiers. Les activités humaines ont entraîné des modifications profondes dans la composition, la structure et le fonctionnement des paysages. Plusieurs études ont montré que l'augmentation de la fréquence et de la taille des perturbations ont rajeuni les forêts et les ont fragmentées en des peuplements plus variés et plus petits que ceux de l'époque préindustrielle (White et Mladenoff 1994, Jackson et al. 2000, Black et Abrams 2001). Des perturbations de petites tailles et de faible intensité comme des chablis ou les épidémies d'insectes (Lorimer 1977, Boulanger et Arsenault 2004) ont été remplacées par des perturbations de plus grande taille et de sévérité plus forte à l'échelle des sites comme les coupes et les feux anthropiques (Boucher et al. 2006).

Dans la forêt tempérée nordique de l'Est de l'Amérique du Nord, les forêts préindustrielles étaient souvent dominées par des espèces longévives et tolérantes à l'ombre, notamment des conifères comme le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill), les épinettes blanches et rouges (*Picea glauca* (Moench) Voss; *P. rubens*, Sarg), et le thuya (*Thuja occidentalis*, L). Les espèces décidues comme l'érable à sucre (*Acer saccharum*, Marsh), ou les bouleaux jaune et blanc (*Betula papyrifera*, Marsh; *B. alleghanensis*, Britt) étaient également présentes, mais selon une fréquence moins importante que les conifères (Lorimer 1977, Cogbill et al. 2002, Dupuis et al. 2011). En comparaison, les forêts actuelles comportent une proportion beaucoup plus importante d'essences décidues (White et Mladenoff 1994, Foster et al. 1998, Jackson et al. 2000, Black et Abrams 2001, Dupuis et al. 2011). Cet enfeuillage s'est caractérisé par une augmentation importante des espèces opportunistes qui profitent des ouvertures de la canopée forestière, tel l'érable rouge (*Acer rubrum*, L) et l'érable à sucre, ou des espèces intolérantes qui sont favorisées par les perturbations sévères, comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*, Michx) ou le bouleau blanc (Siccama 1971, Schulte et Mladenoff 2007, Dupuis et al. 2011). À l'inverse, parmi les conifères, le thuya semble être une des espèces les plus vulnérables aux perturbations humaines puisqu'il a subi de fortes diminutions de fréquence et de dominance en Ontario (Jackson et al. 2000), dans le Maine (Lorimer 1977) et au Québec (Dupuis et al. 2011).

Dans le cadre d'un aménagement durable des forêts, des connaissances approfondies sur les changements survenus au cours du XX<sup>e</sup> siècle sont nécessaires, notamment dans les régions qui ont été fortement exploitées et transformées, comme dans l'Est du Québec (Boucher et al. 2006). Les changements dans la dominance ou l'abondance des taxons, ainsi que dans la structure spatiale des grands types de couverts forestiers (p. ex. résineux, mélangés, feuillus) à l'échelle des paysages sont relativement bien documentés et mettent en évidence une transition rapide de vieilles forêts inéquiennes à dominance coniférienne vers des forêts plus jeunes comprenant une plus grande proportion de feuillus (Boucher et al. 2006, 2009a, White et Mladenoff 1994, Jackson et al. 2000, Black et Abrams 2001). Cependant, très peu d'informations sont disponibles sur l'impact de l'enfeuillement sur la réorganisation de la composition des peuplements. On ne sait pas trop comment les positions de prévalence relative des taxons, les uns par rapport aux autres, ont été réorganisées et comment cette réorganisation a été structurée à travers les paysages. L'objectif principal de cette étude est de décrire l'impact de l'enfeuillement par les érables et les peupliers sur la prévalence des principaux taxons et leur ordre relatif d'abondance dans la région du Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada) dans le nord de la forêt tempérée nordique. Le second objectif est de mesurer les effets de cette réorganisation de la composition sur les patrons spatiaux de fréquence relative des taxons à l'échelle des paysages.

Afin de documenter les changements entre les époques et de comprendre la réorganisation de la composition des forêts, nous utilisons les données issues des archives de l'arpentage primitif réalisé au XIX<sup>e</sup> siècle. Ces archives contiennent des descriptions très précises de la végétation sous la forme de listes de taxons spatialement explicites et ordonnées selon l'importance des taxons dans les peuplements (Dupuis et al. 2011, Chapitre 1 de cette thèse). Dans le chapitre 1, nous avons démontré que la fréquence relative des taxons calculée à partir des archives d'arpentage fournit un portrait fidèle et peu biaisé de la composition forestière et de son patron spatial.

## 2.2 Région d'étude

L'aire d'étude s'étend sur 8910 km<sup>2</sup> sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, au Québec dans la région du Bas-Saint-Laurent (Fig. 2.1). Cette région appartient à la formation géologique des Appalaches et est composée principalement de roches sédimentaires (Robitaille et Saucier 1998). Des terrasses littorales constituées de dépôts marins et de till bordent le fleuve Saint-Laurent, alors qu'à l'intérieur des terres, le plateau appalachien a une altitude moyenne de 500 m avec localement des sommets à 600 m d'altitude. Ce plateau est plus ou moins accidenté, avec des vallées de profondeur variable. Les dépôts dominants sont formés d'altérites. La région est soumise à un climat continental tempéré, avec une température moyenne annuelle de 3,1°C (-12,3°C en Janvier et 17,5 en Juillet) et des précipitations annuelles moyennes de 929 mm, dont 37% sous forme de neige. La saison de croissance comprend de 140 à 170 jours, et correspond à 1600 à 2400 degrés-jours au-dessus de 0°C (Robitaille et Saucier 1998, Environnement Canada 2013).

Ce territoire se situe dans la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972). Il constitue une zone de transition entre la zone tempérée nordique et la zone boréale de l'est de l'Amérique du Nord. Selon le système québécois de classification écologique du territoire, les forêts appartiennent au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est, et pour sa partie la plus orientale, à la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Robitaille et Saucier 1998, MRNF 2004). Le sapin baumier, le bouleau jaune, le bouleau blanc, le peuplier-faux-tremble et l'épinette blanche sont abondants sur sites mésiques, alors que l'érable à sucre, l'érable rouge et le bouleau jaune sont présents sur les sites bien drainés et bien exposés, notamment les hauts versants et les sommets de collines situés en deçà de 400 m d'altitude. L'épinette noire (*Picea mariana*, (Mill) BSP) et le thuya occidental se retrouvent préférentiellement sur les sites présentant un sol organique.

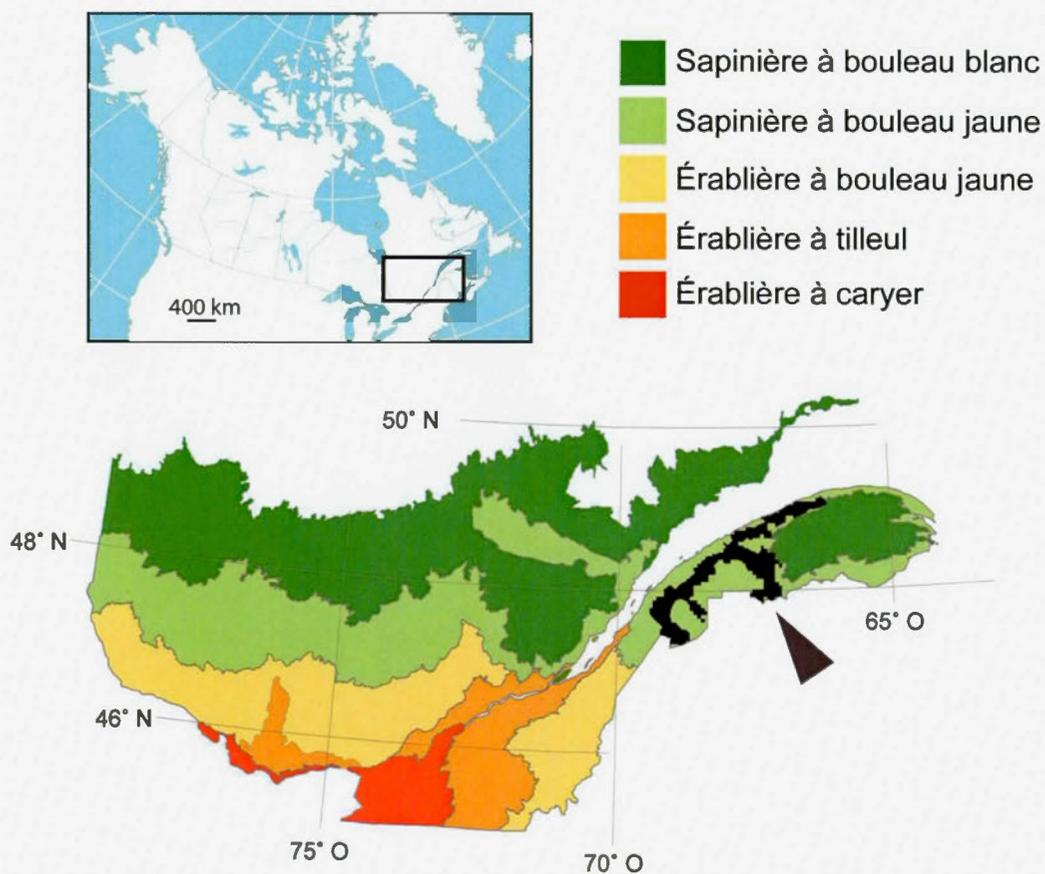


Figure 2.1: Localisation de la zone d'étude dans l'Est du Québec, selon les domaines bioclimatiques du Québec méridional.

### 2.3 Historique de l'aire d'étude

L'occupation européenne dans la région du Bas-Saint-Laurent a débuté au XVII<sup>e</sup> siècle par l'arrivée des premiers colons européens sur les rives du fleuve Saint-Laurent. Cependant, ce n'est qu'au début du XIX<sup>e</sup> siècle que l'industrie forestière s'est développée, amorçant ainsi la véritable colonisation de la région. Dès 1820, la compagnie Price Brothers exploitait les essences forestières comme l'épinette et le pin rouge (*Pinus resinosa* (Aiton)). Le développement important de l'agriculture accompagnant celui de l'exploitation forestière a entraîné une accélération de l'accroissement de la population autour de 1830 et une progression lente de l'occupation à partir des terrasses littorales vers le plateau appalachien à l'intérieur des terres. La vallée de la rivière Matapédia, dans l'est de la région d'étude (Fig. 2.1) s'est développée plus tardivement autour des années 1890, notamment par l'implantation des moulins des compagnies forestières sur toute la longueur de la rivière et de ses tributaires (Roy 1992, Fortin et al. 1993). L'industrie forestière se concentrait essentiellement sur le bois de sciage et était restreinte à quelques centaines de mètres autour des cours d'eau jusqu'au début du XX<sup>e</sup> siècle. Elle s'est ensuite progressivement étendue vers l'intérieur des terres notamment par la mécanisation au cours des années 1940. Les activités de défrichement effréné des grands industriels (Boucher et al. 2009c, Fortin et al. 1993), en combinaison avec les déboisements et les feux de colonisation (Chapitre 3 de cette thèse) ont conduit à la fermeture de toutes les grandes usines de la région entre les années 1920 et 1980 (Fortin et al. 1993).

## 2.4 Matériel et méthodes

### 2.4.1 Reconstitution de la végétation préindustrielle

La végétation préindustrielle a été reconstituée à partir des archives de l'arpentage primitif qui avait pour but de diviser le territoire en vue de sa colonisation, principalement au XIX<sup>e</sup> siècle. Au Québec, la division des terres publiques a été réalisée sous la forme de cantons d'environ 16 km × 16 km (10 miles × 10 miles), subdivisés en rangs parallèles de 1,6 km de profondeur (80 chaînes) et en lots de 261 m (13 chaînes) de largeur. Au total, la région d'étude comprend 91 cantons couverts par 153 rapports d'arpentage réalisé par 58 arpenteurs entre 1821 et 1900.

Les rapports des arpenteurs comprenaient des descriptions de la végétation, des sols, de la topographie, des perturbations, ainsi qu'une mesure précise de la distance séparant chaque observation. Les observations de végétation se présentaient sous la forme de listes d'énumération de taxons, ordonnés en fonction leur abondance relative (Chapitre 1 de cette thèse). Nous avons classé les observations sous forme d'observation ponctuelle ou linéaire qui ont été ensuite intégrées dans une base de données selon la méthode de Dupuis et al. (2011). Chaque observation a été géoréférencée sur des cartes cadastrales récentes (1:20000). Pour les analyses, nous n'avons considéré que les observations faites avant le XX<sup>e</sup> siècle et que les taxons avec une fréquence d'occurrence de plus de 5%, soit quatre taxons conifériens (le sapin, l'épinette, le thuya et le pin) et quatre taxons feuillus (les bouleaux blanc et jaune, l'érable et le peuplier).

### 2.4.2 La végétation actuelle

Pour évaluer les changements entre la végétation préindustrielle et la végétation actuelle, nous avons utilisé les trois derniers inventaires décennaux réalisés dans les années 1980, 1990 et 2000 par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRN). Les trois inventaires ont été combinés en une seule base de données couvrant la période 1980-2010. Ces inventaires ont été réalisés sous la forme de placette-échantillon de 0,4 ha selon un échantillonnage stratifié-aléatoire (MRNF 2007). Seules les placettes situées à moins de 1,6

km d'une observation d'arpentage ont été considérées, car cette distance correspond à l'espacement entre les transects parcourus par les arpenteurs sur les lignes de division des rangs à l'intérieur des cantons. Chaque arbre présent dans chaque placette a été reporté en fonction de l'espèce et du diamètre (selon des classes de 2 cm de DHP), ce qui nous a permis de calculer la surface terrière totale ( $m^2 ha^{-1}$ ) pour chaque espèce dans chaque placette.

Au total sur l'ensemble de la zone d'étude, 22555 listes de taxons des archives d'arpentage ont été comparées à 14895 placettes du MRN. Pour rendre comparable les deux jeux de données, nous avons procédé à quelques ajustements. Puisque certains taxons étaient nommés dans les archives d'arpentage soit à l'espèce, soit au genre, dans les deux jeux de données nous avons regroupé au niveau des genres les taxons suivants: épinette (épinette blanche, épinette rouge, épinette noire) érable (érable à sucre, érable rouge), peuplier (peuplier-faux-tremble, peuplier baumier). De plus, pour chaque placette de chaque inventaire du MRN les valeurs de surface terrières ont été transformées en rangs d'abondance pour composer une liste de taxon ordonnés par ordre décroissant de surface terrière qui soit comparable aux listes de taxons des arpenteurs (Chapitre 1 de cette thèse).

#### 2.4.3 Analyse des données

Afin de décrire la végétation de chaque époque pour l'ensemble de la zone d'étude, nous avons utilisé  $F_i$ , une mesure de fréquence absolue calculée selon l'équation suivante :

$$F_i = (n_i/M_i) \times 100 \text{ ( eq.1)}$$

où  $n_i$  est le nombre d'observation où le taxon  $i$  est présent et  $M_i$  est le nombre total d'observations. Les positions de fréquence relative des huit taxons retenus ont été déterminés à partir de leur fréquence absolue. Le taxon présentant la fréquence absolue la plus élevée obtient ainsi une fréquence relative de 1, la valeur 8 étant attribuée au taxon présentant la fréquence absolue la plus faible.

Pour analyser les patrons spatiaux d'abondance relative et leur réorganisation entre les époques, le territoire de la zone d'étude a été recouvert d'une grille de 412 cellules de 5 km ×

5 km. Les cellules comprenant moins de cinq observations pour l'une ou l'autre époque ont été exclues des analyses. Les cellules comprennent en moyenne 50 observations d'arpentage et 33 placettes du MRN. Dans le but de comparer les répartitions spatiales des espèces entre les époques, nous avons créé des cartes de répartition pour les huit taxons en se basant sur la fréquence relative. Ainsi, dans chacune des cellules pour chaque époque, nous avons déterminé la position de fréquence relative des huit taxons retenus (de 1 à 8) à partir de leur fréquence absolue.

Nous avons comparé entre les époques les patrons spatiaux de fréquence relative des taxons à travers le paysage. Le programme FRAGSTATS 4.0 (McGarigal et al. 2012) a ainsi été utilisé pour calculer des métriques qui décrivent le patron d'agencement des cellules en considérant la fréquence relative des taxons dans chaque cellule. Pour pouvoir calculer les métriques, nous avons dû convertir les cartes de format vecteur en format raster, en utilisant des pixels de  $5\text{km} \times 5\text{km}$ . Pour la suite des analyses, le terme "polygone" signifie le regroupement de pixels adjacents avec le même ordre de prévalence relative pour un taxon donné.

Deux métriques différents ont été utilisés et calculés pour les arpentages et pour les placettes MRN. Premièrement, le pourcentage du paysage occupé par chaque position de prévalence (PLAND) a été calculé pour chaque taxon. Puis, nous avons calculé l'indice de contagion (CONTAG) qui permet de définir l'arrangement spatial à l'échelle du paysage (Li et Reynolds 1995). Cet indice est basé sur l'adjacence des cellules et non sur celle des polygones, et correspond à la probabilité que deux cellules adjacentes choisies aléatoirement appartiennent au même type. Des valeurs élevées correspondent à un paysage avec des grands polygones continus alors que des valeurs faibles indiquent un paysage avec des petits polygones dispersés (McGarigal et Marks 1995).

## 2.5 Résultats

### 2.5.1 Fréquence relative des taxons à l'échelle de l'aire d'étude

Pour l'ensemble de la zone d'étude, les conifères tels que les épinettes, le sapin, et le thuya étaient les taxons les plus fréquents dans le paysage préindustriel, occupant les positions de fréquence relative les plus élevées, c'est-à-dire respectivement les positions 1, 2 et 4. Par contre, les pins étaient rares, occupant la dernière position parmi les huit taxons considérés (Tab. 2.1). Dans l'ensemble, les taxons feuillus étaient moins fréquents que les conifères. Le bouleau à papier était le plus important feuillu, occupant la troisième position de fréquence relative. Le bouleau jaune, les érables et les peupliers occupaient respectivement les positions 5, 6 et 7 (Tab. 2.1).

L'enfeuillage depuis l'époque préindustrielle a été caractérisé par une augmentation de fréquence absolue de plus de 45% pour les érables et de près de 25 % pour les peupliers à travers l'ensemble de la région d'étude. Les érables occupent maintenant la deuxième position de fréquence relative, soit une augmentation de quatre positions depuis l'époque préindustrielle. De même, les peupliers ont augmenté leur fréquence relative de deux positions (de 7 à 5; 5,2% à 30,6%). Le bouleau blanc accompagne cet enfeuillage avec une augmentation de fréquence absolue de 4,3%, ce qui correspond toutefois à une légère réduction de prévalence relative d'une position (de 3 à 4). Le bouleau jaune est le seul taxon feuillu ayant enregistré une baisse de fréquence absolue et de fréquence relative, même si ces changements ne sont pas très importants (32,9% à 27,2%; positions 5 à 6; Tab. 2.1). L'augmentation de fréquence des feuillus a été contrebalancée par une diminution de celle des conifères. Le thuya affiche la diminution la plus importante dans le territoire, avec une perte de 16% de fréquence absolue et de 3 positions de fréquence relative (36,3% à 19,5 %; positions 4 à 7). Les épinettes ont également subi une diminution de 10% de fréquence absolue et une diminution d'une position de fréquence relative (67,7% à 57,7 %; positions 2 à 3). Le sapin est le seul taxon coniférien dont les fréquences absolue et relative semblent relativement stable entre les deux époques (74,6% à 78%; position 1 à 1).

Tableau 2.1 Fréquence absolue et fréquence relative des taxons pour les deux époques (1820-1900 et 1980-2010) et leur différence (Inventaires MRN moins Arpentage). Fa: Fréquence absolue; Fr: fréquence relative

| Taxa          | Arpentage<br>(1820-1900) |    | Inventaires MRN<br>(1980-2010) |    | Différence |    |
|---------------|--------------------------|----|--------------------------------|----|------------|----|
|               | Fa                       | Fr | Fa                             | Fr | Fa         | Fr |
| Sapin         | 74,6                     | 1  | 78,0                           | 1  | 3,4        | 0  |
| Épinette      | 67,7                     | 2  | 57,7                           | 3  | -10,0      | -1 |
| Thuya         | 36,3                     | 4  | 19,5                           | 7  | -16,7      | -3 |
| Pins          | 1,0                      | 8  | 1,4                            | 8  | 0,4        | 0  |
| Bouleau blanc | 50,5                     | 3  | 54,8                           | 4  | 4,3        | -1 |
| Bouleau jaune | 32,9                     | 5  | 27,2                           | 6  | -5,8       | -1 |
| Peupliers     | 5,2                      | 7  | 30,6                           | 5  | 25,3       | +2 |
| Érables       | 15,7                     | 6  | 61,7                           | 2  | 46,0       | +4 |
| Autres        | 0,5                      |    | 34                             |    | -33,5      |    |

### 2.5.2 Conséquences de l'enfeuillage sur les patrons spatiaux de répartition des espèces

L'enfeuillage s'est traduit par une augmentation généralisée et une homogénéisation de la fréquence relative des taxons feuillus à travers l'ensemble de la région d'étude. Les érables et les peupliers sont les deux taxons qui ont subi le plus de transformations au niveau spatial. Dans le cas de l'érable, bien que le patron spatial préindustriel sous forme de plaques ait été conservé dans la végétation actuelle (Tab. 2.2), ce taxon est devenu le plus fréquent dans plusieurs cellules, à partir de faibles fréquences préindustrielles (Fig. 2.2). Dans le paysage actuel, les plus gros polygones d'érables sont formés par la première position de fréquence relative alors que dans la végétation préindustrielle, ils correspondaient à des positions plus faibles (Fig. 2.2, Fig. 2.3). Alors que le peuplier était caractérisé dans le paysage préindustriel par de petits polygones isolés (Tab. 2.2), il affiche maintenant de plus gros polygones dans des positions de fréquence plus élevées (Fig. 2.2 et Fig. 2.3). Bien que le patron spatial du bouleau blanc soit resté sous forme disséminés (Tab. 2.2), il est maintenant concentré dans des positions plus élevées de fréquence relative (Fig. 2.2). Le patron de répartition du bouleau jaune, caractérisé par une structure disséminée dans le paysage n'a pas été modifiée, malgré une diminution généralisée de fréquence relative vers les positions de fréquence 7 et 8 (Fig. 2.2).

L'enfeuillage a causé une réduction de la taille des polygones de fréquence des conifères. Le patron spatial des épinettes est passé de gros polygones de fréquence relative élevée (position 1) à des polygones de prévalence plus faible (Fig.2.2) et plus dispersés dans l'ensemble du territoire (Tab. 2.2). À l'époque préindustrielle, le thuya était disséminé en petits polygones (Tab. 2.2) de toutes les positions de fréquence. Les polygones de positions élevées étaient concentrés dans le sud et l'ouest de la région d'étude (Fig. 2.3). En comparaison, le thuya présente maintenant moins souvent des positions de fréquence élevées (Fig.2.2), ainsi qu'une structure en polygones plus gros pour des positions de fréquence plus faibles (Tab. 2.2 et Fig. 2.2). Le sapin est le seul conifère qui ne montre pas de différence notable du patron de positions de fréquence entre les époques. Pour les deux époques, le sapin montre un patron de gros polygones (Tab. 2.2) de positions de prévalence élevées (Fig. 2.2). On note une légère tendance des polygones de fréquence relative du sapin à être plus

Tableau 2.2. Indice de Contagion (CONTAG) mesuré pour chacun des taxons et chaque époques.

| Taxon         | Indice CONTAG         |                        |
|---------------|-----------------------|------------------------|
|               | Arpentage (1820-1900) | Inventaires MRN (1980- |
| Sapin         | 21,1                  | 25,25                  |
| Épinettes     | 20,26                 | 13,31                  |
| Thuya         | 13,77                 | 28,44                  |
| Pins          | 50,83                 | 56,36                  |
| Bouleau blanc | 16,48                 | 11,67                  |
| Bouleau jaune | 18,1                  | 18,15                  |
| Érables       | 23,8                  | 24,05                  |
| Peupliers     | 56,44                 | 19,65                  |

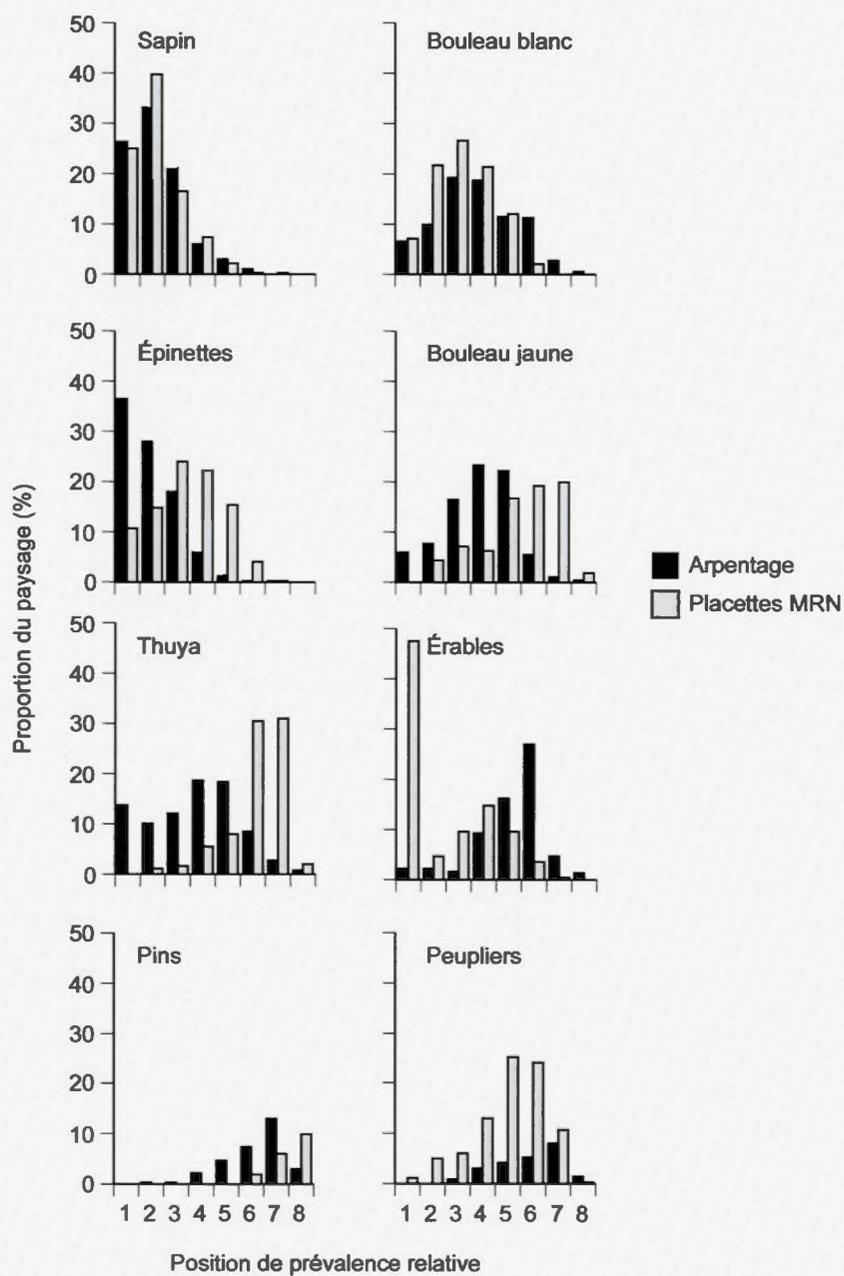


Figure 2.2: Proportion du paysage occupée par chaque position de prévalence relative pour chaque taxon (indice PLAND) et chaque époque.

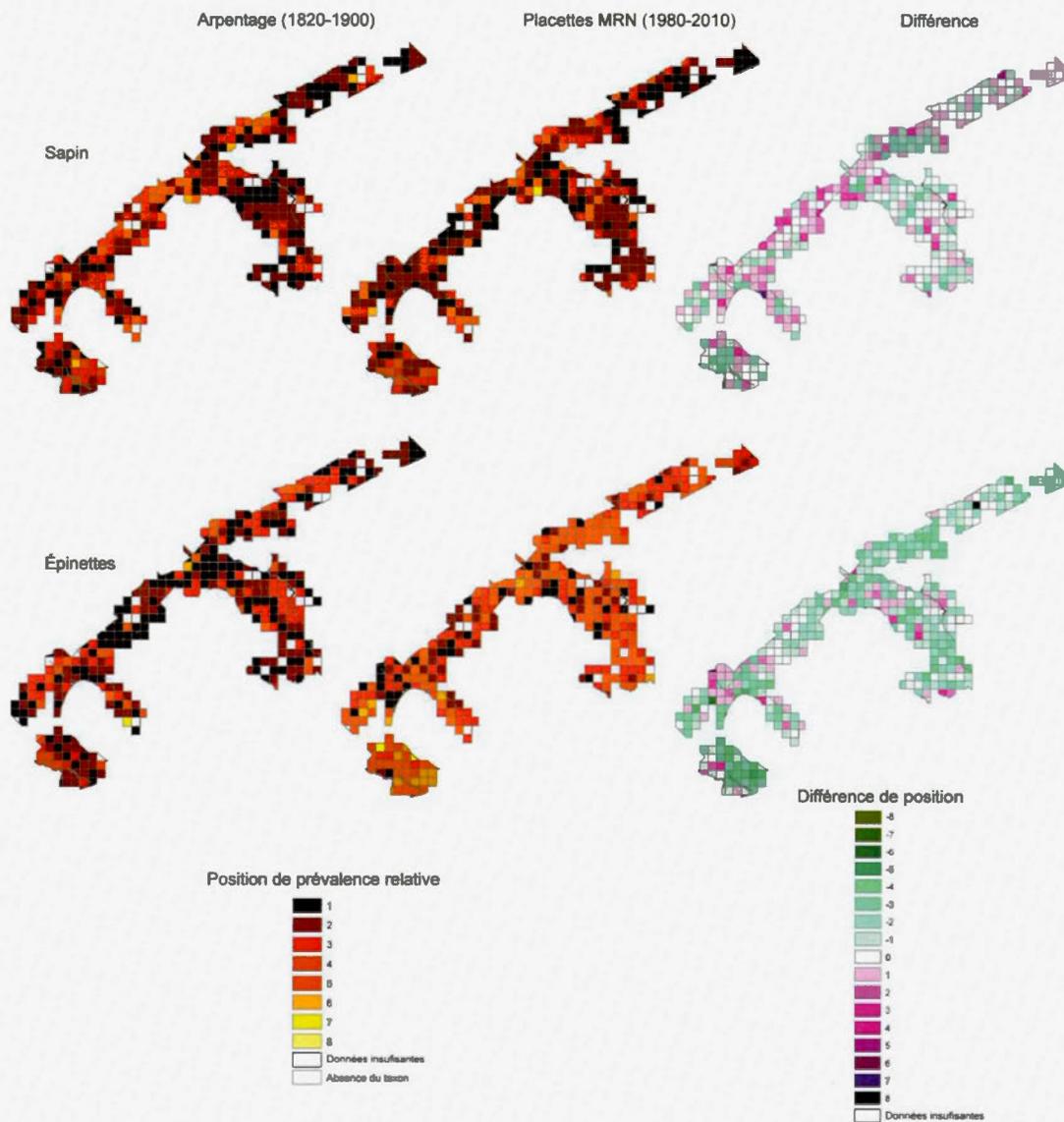


Figure 2.3: Position de fréquence relative des huit taxons dans chaque cellule de 5 km  $\times$  5 km pour les époques préindustrielle et actuelle. La carte de différence a été construite par soustraction des positions de prévalence entre les deux époques (époque actuelle moins époque préindustrielle).

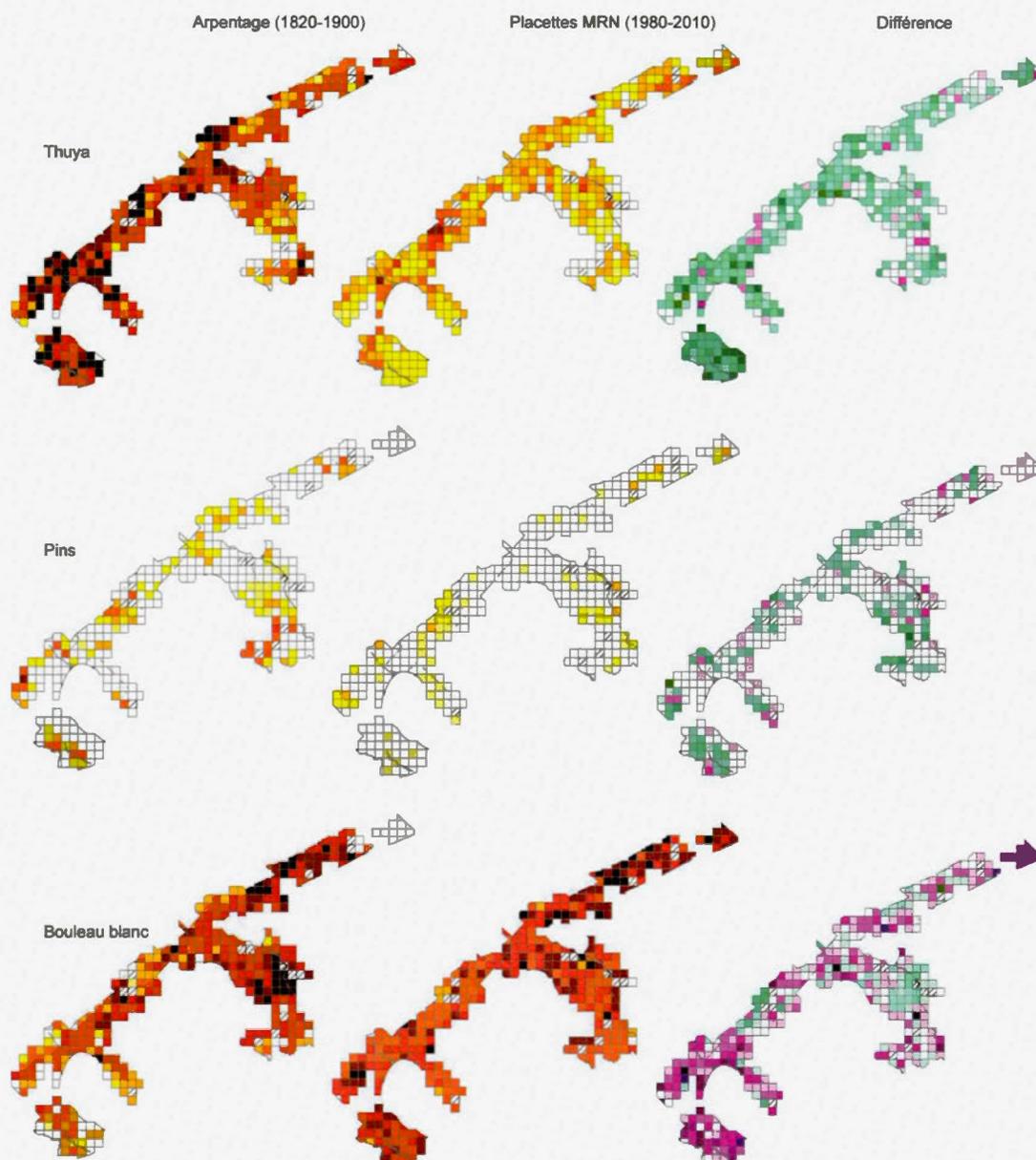


Figure 2.3 (suite).

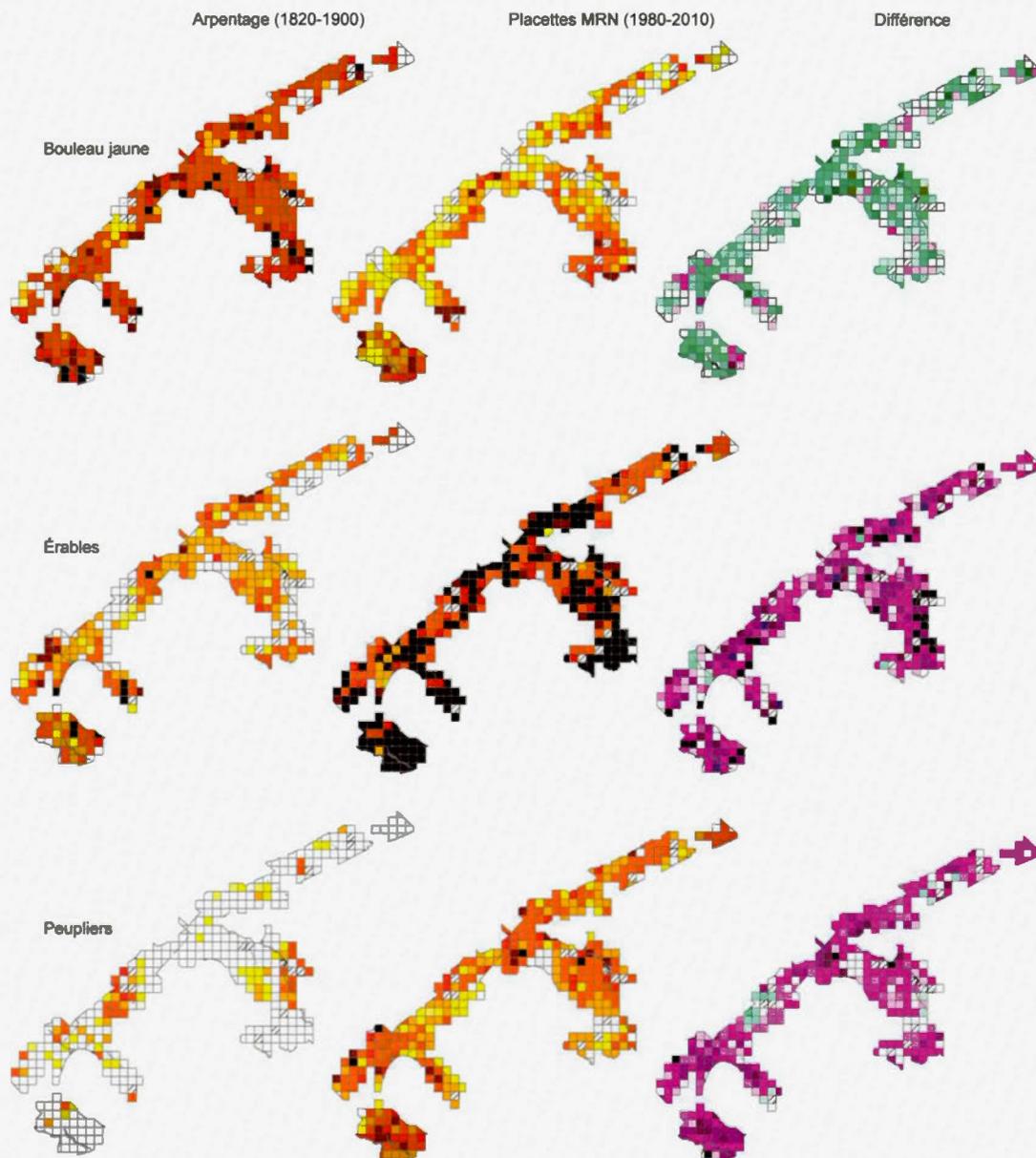


Figure 2.3 (suite).

agrégés dans la végétation actuelle que dans la végétation préindustrielle (Tab. 2.2 et Fig. 2.3).

## 2.6. Discussion

Les résultats de notre étude coïncident avec la majorité des études semblables réalisées dans la forêt tempérée nordique de l'est de l'Amérique du Nord (Carleton et Maclellan 1994, Whitney 1996, Jackson et al. 2000, Friedman et Reich 2005, Dupuis et al. 2011), soit un enfeuillage important, par les érables et les peupliers qui a considérablement transformé la composition des paysages depuis l'époque préindustrielle. Cependant, à notre connaissance, notre étude est la première à présenter une analyse cartographique des impacts de l'enfeuillage sur la réorganisation des positions de fréquence relative des taxons. Dans le chapitre 1, nous avons démontré par validation avec un jeu de données indépendant, que les positions de fréquence relative et leurs patrons spatiaux peuvent être précisément reconstitués à partir des archives d'arpentage. Notre étude révèle donc comment la fréquence de chacun des huit principaux taxons de la région d'étude a été modifiée relativement à la fréquence des autres taxons.

### 2.6.1 Impacts de l'enfeuillage sur les patrons de répartition des taxons

La réorganisation importante de la fréquence relative des taxons s'explique principalement par le changement du régime de perturbation des forêts avec la colonisation et le développement de l'industrie forestière. Puisque les espèces répondent individuellement aux perturbations en raison des différences dans leurs traits d'histoire de vie, lesquels influencent leur capacité à s'établir, à croître et à se reproduire, leurs patrons d'abondance sont dépendants des perturbations, comme les coupes, les feux (Carleton et Maclellan 1994) et les épidémies d'insectes (Bouchard et al. 2006). L'érable est le taxon qui a le plus augmenté dans l'ensemble de l'aire d'étude, devenant ainsi presque aussi fréquent que le sapin. Dans cette étude, le taxon "érable" correspond à la fois à l'érable à sucre et à l'érable rouge. L'augmentation de ce taxon de quatre position de fréquence relative suggère des changements très importants de la dynamique forestière à grande échelle spatiale. Cette augmentation généralisée semble confirmer les résultats de plusieurs études qui expliquent que les parterres de coupes constituent des milieux très favorables à l'établissement de l'érable à sucre et de l'érable rouge (Abrams 2003, Nolet et al. 2008). En effet, leur capacité de germination élevée

et leur capacité à se développer rapidement après perturbation comme les coupes ou les terres en culture abandonnées font des érables des espèces très compétitrices. Ces caractéristiques associées à l'augmentation de la fréquence de formation des trouées l'accroissement important des érables dans des sites où ils étaient déjà présents, et leur recrutement dans la canopée de nouveaux sites à partir de semenciers (Canham 1988, Boucher et al. 2006). De plus, le recrutement des plantules d'érable a probablement été accentuée par la récolte sélective des conifères depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle diminuant leur fréquence et leur production de graines. De plus, l'érable à sucre a probablement été favorisé dans les paysages par sa grande importance économique (Whitney et Upmeyer 2004). L'augmentation drastique de la fréquence de l'érable dans cette étude semble favorisé par des causes anthropiques au dépend des causes climatiques puisque cet envahissement des forêts s'est réalisé en moins de 100 ans. Cependant, la réactivité rapide de l'érable aux perturbations anthropiques pourrait accélérer sa réponse aux changements climatiques et augmenter encore sa fréquence dans la forêt tempérée nordique de l'Amérique du Nord (Raverscroft et al. 2010), notamment dans le Bas Saint-Laurent où il atteint actuellement sa limite nordique de répartition.

Le peuplier a également subi une augmentation marquée de fréquence absolue (30%) depuis le XIX<sup>e</sup> siècle. Le taxon "peuplier" correspond surtout au peuplier faux-tremble puisque dans les peuplements de peupliers, il était le plus nommé dans les archives d'arpentage (Annexe 1 de Dupuis et al. 2011) et dans les placettes gouvernementales récentes, il est plus abondant que le peuplier baumier (Tab. 3.1). Le tremble en particulier, ainsi que les autres peupliers de notre région d'étude (*P. balsamifera*, *P. grandidentata*), sont des espèces pionnières, intolérantes à l'ombre dont la présence est favorisée par les perturbations sévères, comme les feux (Weir et Johnson 1998, Bergeron 2000, Bergeron et al. 2001) et les coupes (Carleton et Maclellan 1994). La faible fréquence de ces espèces à l'époque préindustrielle reflète d'ailleurs le cycle de feu très lent, d'environ 1100 ans, que l'on soupçonne pour la forêt tempérée nordique avant la colonisation (Lorimer 1977). Le tremble est notamment connu pour être un espèce particulièrement favorisée par les feux avec une régénération rapide et massive par drageonnement (Bergeron 2000, Turner et al. 2003). La multiplication végétative par drageons représentent un moyen efficace de résilience aux feux puisque les parties végétatives de la plante situées sous le sol peuvent être abimées, mais les parties racinaires

enfouies en profondeur sont isolées d'une élévation trop importante de la température par les couches supérieures du sol (Whelan 1995). La forte augmentation d'occurrence de feux dans la région à l'apogée de la colonisation, notamment par les feux d'abattis qui étaient utilisés pour le nettoyage des terres après défrichement semble être un des facteurs expliquant cette augmentation du tremble (Chapitre 3).

Les coupes sont également un facteur qui pourraient expliquer l'augmentation de prévalence du tremble depuis l'époque préindustrielle dans la région d'étude. En créant des ouvertures de la canopée, les coupes favoriseraient le tremble notamment par des altérations au niveau des sols (Carleton et Maclellan 1994). Les caractéristiques qui font du peuplier faux-tremble une espèce compétitive dans les milieux ouverts impliquent en retour que son maintien à long terme requiert des perturbations récurrentes (Turner et al. 1994a, Turner et al. 2003, Kulakowski et al. 2004, Kulakowski et al. 2006). En effet, sa courte longévité (70 ans) et son intolérance à l'ombre conduisent à son remplacement progressif par d'autres espèces, notamment le sapin ou le bouleau blanc (Kneeshaw et Bergeron 1998, Bergeron 2000) dans des milieux peu perturbés. On peut se demander si l'enfeuillage par le tremble va continuer au même rythme au XX<sup>e</sup> siècle avec la diminution marquée de l'importance des feux anthropiques depuis la fin des années 1940 (Chapitre 3).

Le bouleau blanc est la troisième espèce à avoir contribué à l'enfeuillage de la région d'étude, mais selon une intensité beaucoup plus faible que le tremble et l'érable. Le bouleau a enregistré une augmentation généralisée de fréquence absolue sur l'ensemble du territoire, et une augmentation de la taille de ses polygones de fréquence relative, mais une diminution d'une position de prévalence relative pour l'ensemble du territoire. Même si les perturbations sévères comme les feux et les coupes favorisent l'établissement du bouleau blanc, en créant des conditions favorables à sa régénération (Foster et al. 1998, Bergeron et al. 2001), le bouleau est possiblement moins compétitif que l'érable et le tremble dans les sites sévèrement perturbés. La régénération du bouleau blanc après feu est moins dense que celle du peuplier faux-tremble, car il se régénère principalement par graines et par rejets de souches plutôt que par drageonnement (Burns et Honkala 1990, Kneeshaw et Bergeron 1998, Bergeron 2000). En comparaison de l'érable à sucre, le bouleau blanc est beaucoup moins

tolérant à l'ombre et ne forme pas de banques de plantules, ce qui pourrait le défavoriser dans les sites où l'érable est pré-établi.

Plusieurs études ont rapporté une diminution d'abondance du bouleau jaune depuis l'époque préindustrielle dans la forêt tempérée nordique (Dupuis et al. 2011). La diminution du bouleau jaune dans l'ensemble du paysage peut également s'expliquer par l'accroissement de la fréquence des coupes forestières. Les coupes conduisent à la fois au retrait des tiges, mais aussi à leur dépérissement par les blessures au niveau des racines ou du tronc (Burns et Honkala 1990). Il se régénère mal après-feu, car contrairement au tremble et au bouleau blanc, il ne produit pas de drageons ou de rejets de souches. Le bouleau jaune est particulièrement sensible à la compétition qui limite son établissement et sa croissance (Gasser et al. 2010).

L'augmentation de la fréquence des taxons feuillus a conduit à une fragmentation de la répartition des conifères dans le paysage. Cette fragmentation se caractérise par une dispersion des polygones résiduels, particulièrement pour l'épinette et le thuya. Ce phénomène peut s'expliquer par la pression de coupes particulièrement importante dans cette région au XIX<sup>e</sup> et surtout au XX<sup>e</sup> siècle pour le bois d'œuvre et le bois de pâte et papier (Fortin et al. 1993). Les épinettes, dont l'épinette blanche, ont été l'objet d'une récolte particulièrement importante depuis le début de l'exploitation forestière (Weir et Johnson 1998, Boucher et al. 2009b, 2009c), ce qui expliquerait leurs diminutions généralisées. Le recrutement de épinettes est très faible après des perturbations au niveau de la canopée (Bergeron 2000) en raison de la petite taille des graines par rapport à celles du sapin, ce qui réduirait son établissement (Zasada et al. 1992), et en raison de la régénération de l'épinette blanche est lente (Weir et Johnson 1998). De plus, l'épinette semble être plus sensibles aux conditions du sol, de lumière et de drainage que les autres espèces intolérantes à l'ombre comme le sapin (Zasada et al. 1992). Les secteurs où l'épinette blanche est encore relativement fréquente correspondent probablement à des secteurs moins perturbés, permettant à des peuplements sapin-épinette de se maintenir (Ruel et Pineau 2002).

Le thuya présente aussi une structure fragmentée de sa répartition dans le paysage, qui s'explique en grande partie par l'exploitation sélective dont il a fait l'objet par l'industrie

forestière de la région au cours du XX<sup>e</sup> siècle (Fortin et al. 1993). Dans les paysages actuels, il se concentre (positions de fréquence élevées) dans certains secteurs où les conditions doivent être plus favorables à sa régénération probablement comme des secteurs non coupés et non brûlés et probablement dans des milieux humides. La résistance du thuya aux épidémies d'insectes et aux maladies font des feux ou des coupes les perturbations auxquelles le thuya serait le plus sensible (Blais 1983, Heitzman et al. 1997). La vulnérabilité du thuya aux perturbations s'explique par ses caractéristiques d'établissement comme la dispersion de ses graines sur de courtes distances (60 m), sa croissance lente et son établissement préférentiel sur des sites riches en bois mort et en mousse qui conserve l'humidité (Scott et Murphy 1987, Simard et al. 1998). Ces caractéristiques en font une espèce moins compétitive que les espèces à croissance rapide de début de succession comme les érables, le peuplier-faux-tremble ou encore le bouleau blanc (Bergeron et Charron 1994).

Le sapin est le taxon qui présente le moins de changements entre les époques, ce qui suggère une bonne résilience aux agents de perturbation qui ont dynamisés le paysage au cours du dernier siècle. Bien que le sapin ait enregistré depuis l'époque préindustrielle une hausse de 12 % de sa prévalence absolue, le faisant passer de la seconde à la première position de prévalence relative, ce changement reflète probablement le fait que les arpenteurs avaient tendance à sous-estimer la fréquence d'occurrence du sapin, comme le suggère la validation du Chapitre 1. La stabilité de la situation du sapin est surprenante, considérant qu'il a été fortement exploité depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle (Guay 1942, Boucher et al. 2009b). Le sapin semble particulièrement adapté au régime de perturbations anthropiques. Le sapin est connu pour s'établir sur toutes sortes de substrats. Il possède des nombreuses graines contrairement à l'épinette blanche et au thuya (Zasada et al. 1992), ce qui pourrait expliquer son maintien. Le sapin se régénère généralement dans les petites trouées (Friedman et Reich 1995) et présente également une réponse particulièrement bonne à l'ouverture de la canopée qui peuvent être créés par des perturbations comme les coupes ou la suppression des feux (Blais 1983). L'enfeuillement par le peuplier faux-tremble pourrait aussi favoriser l'établissement et le maintien du sapin baumier (Bergeron et Charron 1994). En effet, la

longévité du peuplier faux-tremble étant assez courte (environ 70 ans), des trouées sont créées par mort des arbres, laisse place à la régénération du sapin (Bergeron 2000).

### 2.6.2 Implications pour l'aménagement

Dans la région d'étude, l'enfeuillement par augmentation de la fréquence de l'érable et du peuplier influence fortement les relations entre espèces, avec des réductions importantes des taxons les plus fréquents dans les forêts préindustrielles. Dans le cadre des nouvelles stratégies d'aménagement durable, ces impacts doivent être pris en considération.

Dans un premier temps, l'augmentation généralisé et homogène de l'érable sur l'ensemble du territoire indique que ce taxon doit faire l'objet d'un suivi plus important dans les nouvelles stratégies d'aménagement. En effet, les pratiques anthropiques passées semblent avoir favoriser fortement le recrutement des érables, notamment dans les coupes partielles (Canham 1988, Nolet et al. 2008). En vue des changements climatiques qui créeront des conditions plus favorables encore au développement de l'érable (Ravenscroft et al. 2010), il pourrait accroître encore plus sa fréquence et réduire encore la fréquence des autres taxons dans le paysage.

Tout comme Boucher et al. (2009), nous suggérons que les stratégies d'aménagement doivent se tourner vers la restauration des conifères, en favorisant une structure verticale irrégulière des peuplements, notamment l'épinette blanche et le thuya. Nous avons démontré dans cette étude que le thuya a été le taxon le plus sensible aux perturbations au cours du XX<sup>e</sup> siècle et qu'il a subi le plus de changements parmi les conifères notamment en termes de répartition. Les cartes de fréquence d'occurrence des taxons, et leur évolution dans le temps permettent d'identifier les secteurs où les plus importants changements sont survenus, ce qui aidera les gestionnaires à choisir les sites qui devraient être restaurés en premier.

## CHAPITRE III

IMPACTS DES FEUX D'ABATTIS DU XX<sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA STRUCTURE DU  
PAYSAGE ET LA COMPOSITION DE LA FORÊT DANS L'EST DU QUÉBEC  
(CANADA)

## Résumé

Le début du XIX<sup>e</sup> siècle a été marqué l'intensification des activités humaines, entre autres par la colonisation européenne en Amérique, la révolution industrielle et l'augmentation de la population mondiale. Ces activités ont conduit à une augmentation des pressions exercées sur les écosystèmes forestiers. Dans l'est de l'Amérique du Nord, la colonisation européenne a conduit aux défrichements des terres pour l'installation des colons et pour l'agriculture au moyen des feux d'abattis ce qui a profondément modifié le régime des feux, par une augmentation de leur occurrence. L'objectif de ce chapitre est d'évaluer les impacts de ce changement de régime de feux sur la structure du paysage et sur la répartition de la végétation. Nous avons utilisé une carte d'archive datant de 1938, décrivant l'utilisation du territoire à cette époque. Cette carte décrit précisément la structure du paysage en 1938, avec les zones colonisées, les forêts et les feux. Nos résultats démontrent que les feux anthropiques génèrent une structure spatiale particulière dans les paysages. Les mesures de connectivité démontre que 90% des feux étaient présents à moins de 2 km des zones colonisées. Par cette connectivité entre les feux et les zones colonisées, nous avons défini que les feux présents en 1938 étaient d'origine anthropiques. Nous avons également mis en évidence que les impacts de ces feux se propagent dans les forêts actuelles à travers la répartition des espèces dans le paysage. Nos résultats démontrent que la présence importante, et la répartition du peuplier faux-tremble sont directement liées aux activités humaines liées à la colonisation.

Mots-clés: feux d'abattis, feux anthropiques, forêt tempérée d'Amérique du Nord, *Populus tremuloides*, structure spatiale des paysages, utilisation du territoire,

### 3.1 Introduction

Depuis le début de l'Holocène, le régime des feux à l'échelle globale a principalement été influencé par le climat, comme le montre la comparaison des tendances climatiques à l'abondance des charbons sédimentés dans les lacs (Marlon et al. 2008, Power et al. 2008). Cependant, les causes anthropiques ont exercé une influence grandissante sur l'occurrence des feux, de sorte que plusieurs régimes de feux, ainsi que les écosystèmes qui en dépendent, ont été profondément transformés, particulièrement depuis la révolution industrielle et l'accélération de l'accroissement de la population humaine au début du XIX<sup>e</sup> siècle (Marlon et al. 2008, Nowacki et Abrams 2008, Niklasson et al. 2010).

Deux phases d'anthropisation des régimes de feux ont été observées dans plusieurs régions de la planète: un accroissement rapide et important de l'occurrence des feux anthropiques avec la colonisation de nouveaux territoires, suivi d'une chute prononcée de leur occurrence, souvent sous les niveaux précoloniaux. Ce patron a été documenté entre autres pour les forêts conifériennes et tempérées d'Amérique du Nord (Weir et Johnson 1998, Lefort et al. 2004, Grenier et al. 2005, Bergeron et al. 2006, Hessel et al. 2011), d'Eurasie (Lehtonen et Huttunen 1997, Niklasson et Granström 2000, Niklasson et Drakenberg 2001, Groven et Niklasson 2005, Wallenius et al. 2005), et de Patagonie (Veblen et al. 1999). Par exemple, lors de la colonisation européenne des zones tempérées et boréales de l'Amérique du Nord, la conversion massive des forêts en terres agricoles a entraîné une augmentation marquée de la fréquence des feux dans les forêts environnantes (Weir et Johnson 1998, Weir et al. 2000, Hessel et al. 2011). Les principales causes d'incendies au cours de cette période ont été les déboisements par le feu, les feux d'abattis, les locomotives à vapeur, de même que l'exploitation industrielle des forêts (Blanchet 2003, Pyne 2007). Par la suite, l'occurrence des feux a chuté de manière très importante à cause du ralentissement ou de l'arrêt de la conversion des forêts en territoires agricoles, des efforts de suppression plus importants et mieux organisés et d'une fragmentation accrue des combustibles à travers les paysages anthropisés (Weir et Johnson 1998, Weir et al. 2000, Lefort et al. 2003). Le changement climatique correspondant à la fin du Petit Âge glaciaire (autour de 1850) pourrait aussi

expliquer la baisse récente de fréquence des feux, notamment dans le sud de la forêt boréale d'Amérique du Nord (Bergeron et al. 2004).

Malgré tout, dans les paysages anthropisés, il est difficile de savoir si les feux des deux derniers siècles ont résulté de la présence humaine, du climat ou des interactions entre ces deux facteurs (Bergeron et al. 2004, Niklasson et al. 2010, Bowman et al. 2011, Dupuis et al. 2011). Les résultats de certaines études suggèrent que les paysages soumis à des feux anthropiques ont des propriétés particulières qui peuvent être reconnues *a posteriori*. Par exemple, dans la forêt boréale nord-américaine et scandinave, les phases de colonisation ont été caractérisées par des feux plus fréquents à proximité qu'à distance des secteurs occupés par les populations humaines (Weir et al. 2000, Lefort et al. 2004, Grenier et al. 2005, Wallenius et al. 2005). Cependant, comme il existe peu de données spatialement explicites de l'occurrence des feux anthropiques, on ne sait pas très bien comment ils se sont ajoutés aux feux naturels pour influencer la structure des paysages lors des phases de colonisation.

Si les épisodes de colonisation ont été accompagnés de feux anthropiques, alors on peut avancer que les feux anthropiques étaient spatialement connectés aux secteurs colonisés. Les feux anthropiques devaient constituer un phénomène de bordure au front de colonisation, comme c'est le cas aujourd'hui en Amazonie (Cochrane et Laurance 2002). Ce phénomène est potentiellement important parce que la structure spatiale induite par les feux de colonisation a dû se propager dans le temps, par le biais des écosystèmes pyrophiles rétablis après-feu et qui devraient maintenant se concentrer dans les secteurs autrefois brûlés à la périphérie des secteurs colonisés (Weir et Johnson 1998). Les feux de colonisation ont probablement influencé la composition actuelle des paysages dans plusieurs secteurs des forêts tempérées et boréales d'Amérique du Nord (Clark et Royall 1995, Nowacki et Abrams 2008, Munoz et Gajewski 2010), de l'Europe de l'Est (Niklasson et al. 2010), en Scandinavie (Niklasson et Drakenberg 2001) et en Russie (Wallenius et al. 2005).

Nous avons découvert une carte d'archive qui permet une description spatialement explicite de la connexion entre les zones cultivées et brûlées à l'apogée d'un épisode de colonisation au début du XX<sup>e</sup> siècle dans le sud de la forêt boréale de l'est du Canada. En 1938, des survols aériens ont été réalisés de manière à cartographier les secteurs colonisés,

les forêts et les feux récents dans un territoire de la région du Bas-Saint-Laurent au Québec. Dans cette étude, nous utilisons la carte de 1938 pour décrire de manière spatialement explicite l'impact des feux anthropiques sur la structure du paysage à l'apogée de la colonisation. De plus, nous testons l'hypothèse que cette structure de paysage s'est propagée à travers le temps en déterminant la répartition actuelle des peuplements de peuplier faux-tremble et de bouleau à papier, les deux principales espèces dominant les premiers stades de succession après-feu dans cette région (Bergeron et al. 2001) et dont l'abondance a beaucoup augmenté depuis le début de la colonisation à travers toute la forêt boréale nord-américaine (Weir et Johnson 1998, Freidman et Reich 2005, Dupuis et al. 2011, Chapitre 2 de cette thèse).

### 3.2 Région d'étude

La région d'étude couvre 13767 km<sup>2</sup> entre le fleuve Saint-Laurent au nord et la province du Nouveau Brunswick et l'État du Maine (USA) au sud (Fig. 3.1). Elle appartient à la formation géologique des Appalaches composée principalement de roches sédimentaires formant des basses collines d'une altitude allant jusqu'à 1000 m (Robitaille et Saucier 1998). Des dépôts d'altérites coiffent les versants supérieurs des collines alors que des tills occupent les principales vallées et les bas versants (Robitaille et Saucier, 1998). La zone littorale a été envahie par la mer de Goldwaith, laissant des dépôts marins postglaciaires. Le centre de l'aire d'étude forme une large vallée qui correspond au bassin hydrographique de la rivière Matapédia, qui coule du nord vers le sud (Fig. 3.1).

Le climat est de type continental tempéré, avec une température moyenne annuelle de 3,1°C (-12,3 °C en janvier et 17,5 °C en juillet) et des précipitations annuelles moyennes de 929 mm, dont 37% sous forme de neige. La saison de croissance couvre de 140 à 170 jours, et correspond à 1600 à 2400 degrés-jours au-dessus de 0°C (Robitaille et Saucier 1998, Environnement Canada 2013). Cette région se situe à la transition entre la zone tempérée nordique et la zone boréale. Selon le système québécois de classification écologique du territoire, les forêts appartiennent au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est, et pour la partie plus à l'est, à la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Robitaille et Saucier 1998a, MRNP 2004). Le sapin baumier (*Abies balsamea*, (L.) Mill), le bouleau jaune (*Betula alleghanensis*, Britt), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*, Marsh), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*, Michx) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) sont abondants sur sites mésiques, alors que l'érable à sucre (*Acer saccharum*, Marsh), l'érable rouge (*A. rubrum*, L) et le bouleau jaune sont présents sur les sommets de collines en dessous de 500 m. L'épinette noire (*Picea mariana*, Mill) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis*, L) se retrouvent préférentiellement sur les sols organiques. Des reconstitutions de la composition de la forêt préindustrielle à partir des archives de l'arpentage primitifs et d'inventaires forestiers du début du XXe siècle indiquent que l'anthropisation du territoire a entraîné une augmentation généralisée de l'abondance du peuplier faux-tremble, de l'érable à sucre et du bouleau blanc au dépends du thuya et des

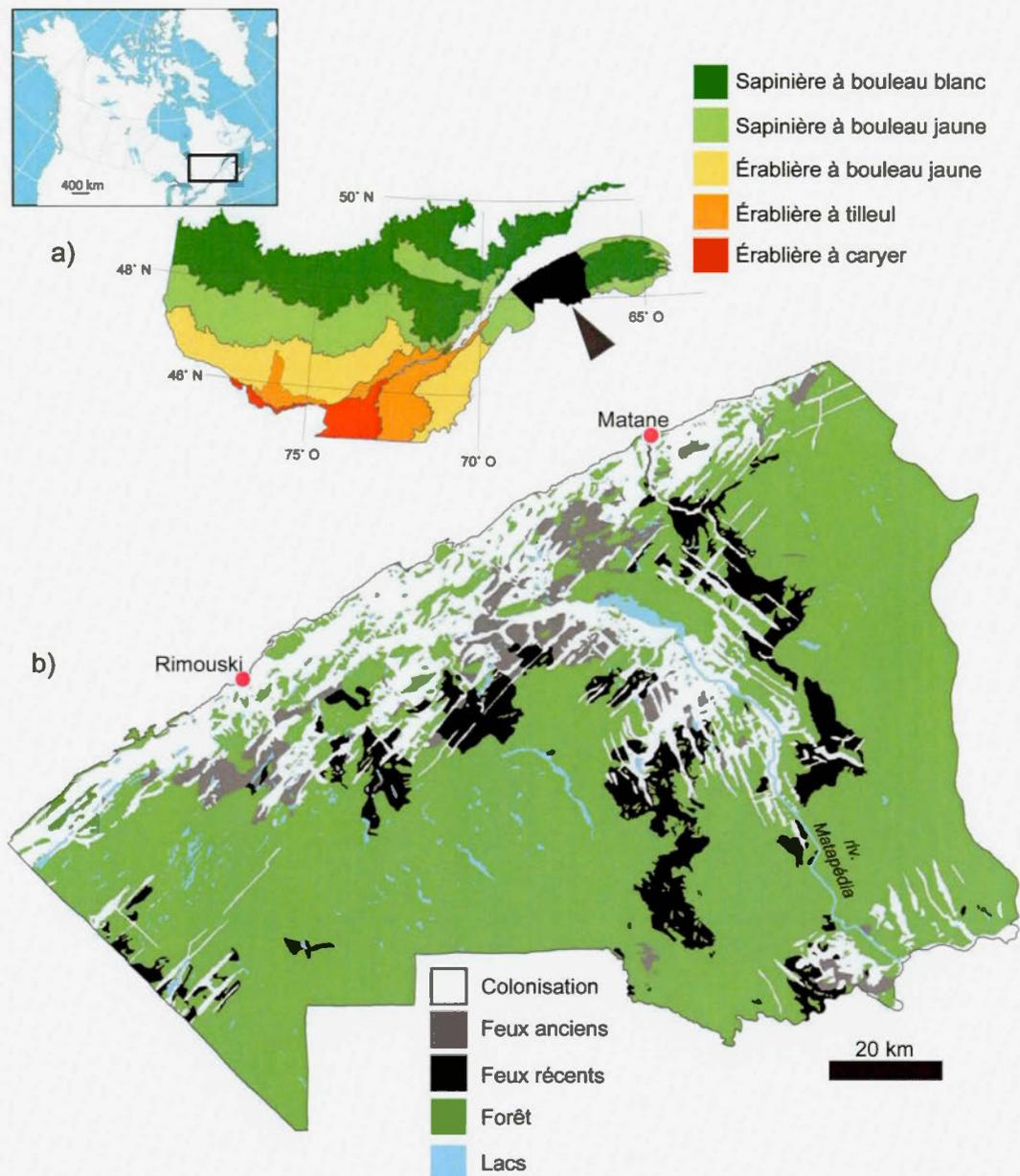


Figure 3.1: Localisation de la région d'étude dans le Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Québec. a) Situation de la région d'étude par rapport aux domaines bioclimatiques du Québec. b) Carte d'archive de 1938 (Bibliothèque et Archives nationales du Québec; ANQ-E16-P5\_1938).

épinettes (Boucher et al 2006, 2009, Dupuis et al. 2011, Chapitre 2). On pense que les feux naturels étaient peu fréquents avant la colonisation, avec une période de rotation estimée à 1100 années (Lorimer 1977).

### 3.3 Historique de l'aire d'étude

Même si les premiers colons européens se sont établis dans la région d'étude à la fin du XVII<sup>e</sup> siècle, la population ne s'est accrue véritablement qu'après 1830, en parallèle avec le développement de l'industrie forestière. Avant 1860, les colons ont occupé essentiellement des seigneuries établies avant 1760 en bordure du fleuve sous le Régime français. La construction de routes, de chemins de fer, la progression de l'industrie forestière et les pressions démographiques des territoires plus densément peuplés à l'ouest ont ensuite entraîné une progression de l'agriculture vers l'intérieur des terres, puis dans la vallée de la rivière Matapédia après 1880 (Roy 1992, Fortin et al. 1993). De nombreuses campagnes de colonisation ont eu lieu après 1895 et surtout dans les années 1930, conduisant à des vagues de défrichage et de mise en culture des terres. L'extension de l'agriculture et la population de l'arrière-pays (incluant la vallée de la Matapédia) ont atteint un maximum vers 1940, avant l'abandon de plusieurs terres agricoles et l'exode de la population vers les zones urbanisées en bordure du littoral (Fortin et al. 1993). Au XIX<sup>e</sup> siècle, l'industrie forestière pratiquait principalement des coupes sélectives des plus gros arbres à proximité des cours d'eau utilisés pour la drave (Boucher et al. 2009). Avec l'essor de l'industrie des pâtes et papier au début du XX<sup>e</sup> siècle, des coupes totales se sont étendues vers l'intérieur des terres, avec une forte occupation des plateaux vers 1930, accentuées au cours des années 1940 par la mécanisation (Fortin et al. 1993).

### 3.4 Matériel et Méthodes

#### 3.4.1 La carte du paysage en 1938

La carte de 1938 a été produite lors d'une série de survols aériens réalisés en juin et juillet dans le cadre d'un inventaire des ressources naturelles de la région du Bas-Saint-Laurent (Hébert 1938). En plus des lacs, le document original comprend quatre classes de paysage, soit : « vieille forêt », « jeune forêt », « agriculture » et « brûlé ». D'après le rapport accompagnant la carte, ces classes correspondent respectivement à des forêts de 60 ans et plus, des forêts de 10 à 35 ans, des zones agricoles, et à des brûlis de moins de 10 ans (Hébert 1938). Une série de 85 photos aériennes obliques prises en même temps que la confection de la carte, ainsi que les archives de l'arpentage précolonial antérieur à 1938 (Dupuis et al. 2011, Chapitre 2), nous ont permis de déterminer l'origine de 80% des polygones de « jeune forêt ». Comme on a pu établir que ces polygones correspondent systématiquement à des feux anciens, nous avons reclassés tous les polygones de "jeune forêt" en "feu ancien" et avons renommé la classe « brûlé » en « feu récent ». Pour certaines analyses, nous avons combiné les classes « feu récents » et « feu anciens » en « feux total ». De la même manière, nous avons établi que la classe « agriculture » comprenait en plus de l'agriculture, les villes, les villages et autres structures urbaines et l'avons renommée « colonisation ». Lors de la confection originale de la carte, la classe « colonisation » qui comprend des polygones très étroits, allongés et ramifiés suivant le plan cadastral, a été dessinée au-dessus des polygones de feux, les fragmentant en plusieurs polygones plus petits. Ainsi, la superficie des polygones de feux est certainement sous-estimée et leur nombre grandement surestimé. Aucune procédure n'a permis une reconstitution satisfaisante des polygones de feux originaux.

#### 3.4.2 Structure du paysage

Nous avons numérisé la carte en considérant des pixels de 70 m × 70 m (Fig. 3.1b), puis avons géoréférencé et vectorisé les polygones des différentes classes de paysage à l'aide du logiciel ARCGIS 10 (ESRI 2011). Nous avons d'abord caractérisé la structure du paysage en mesurant, pour chaque classe de paysage, l'aire totale, le nombre de polygones, la proportion de l'aire totale de la classe occupée par le plus grand polygone et la proportion du paysage total occupée par le plus grand polygone. Étant donné que l'altitude est un facteur

important qui a influencé la propagation du front de colonisation à partir des terrasses littorales (Fortin et al. 1993), nous avons aussi calculé l'abondance relative des classes de paysage à l'intérieur de classes d'altitude de 100 m, entre 0 m et 700 m d'altitude. Les bandes d'altitude ont été générées à partir de cartes hypsosémétriques numériques fournies par le Ministère des Ressources naturelles du Québec (échelle 1:20000 avec des isolignes de 10 m; MRNQ 2000).

La connexion entre les polygones de feux et de colonisation a été décrite en créant des bandes de territoire de 100 m de large jusqu'à 30 km de distance autour des polygones de colonisation. Nous avons ensuite examiné comment les aires totales de feux et de forêt se distribuent en fonction de la distance à la classe « colonisation » et avons mesuré la plus courte distance séparant chaque polygone de feu du plus proche polygone de colonisation. Nous avons ensuite établi comment les polygones de feux et leur surface cumulée se répartissaient dans le paysage en fonction de la plus petite distance séparant chaque feu de la colonisation.

Comme indice du lien spatial entre les classes de paysage, nous avons aussi mesuré  $P_{ij}$ , la proportion du périmètre des polygones de chacune des classes  $i$  (colonisation, feux anciens et récents, forêt) qui est partagée avec chacune des autres classes  $j$ :

$$P_{ij} = [(p_{ij} / p_i) \times 100] \text{ (eq. 1)}$$

où  $p_{ij}$  est le périmètre commun dans l'ensemble de la carte entre les polygones de classes  $i$  et  $j$  et  $p_i$  est le périmètre total de la classe  $i$ .

Les distributions de fréquences des classes de paysage en fonction des bandes de distance et d'altitude ont été comparées entre elles par un test de Kolmogorov-Smirnov pour des données regroupées (Zar 1999).

### 3.4.3 Relation entre les feux et la végétation actuelle

Pour vérifier si le patron de colonisation et le patron de feux à l'apogée de l'époque coloniale se sont propagés dans le temps en favorisant la présence du bouleau blanc et du tremble, la carte d'utilisation du territoire en 1938 a été superposée à la cartographie écoforestière du troisième inventaire décennal réalisé dans les années 1990 par le Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). Cette cartographie des peuplements récents repose sur la photo-interprétation de photographies aériennes (1:15 000), sur la base de la dominance et de la codominance des taxons dans le couvert forestier. On a regroupé ensemble tous les peuplements dominés par les peupliers d'une part et par les bouleaux d'autre part, car les données cartographiques ne permettent pas de distinguer entre elles les espèces de peupliers, ni les espèces de bouleaux. Cependant, l'analyse des placettes échantillons établies par le Ministère dans ces peuplements, indiquent qu'ils sont respectivement fortement dominés par le peuplier faux-tremble et le bouleau à papier (Tab. 3.1).

Tableau 3.1: Composition des peuplements écoforestiers dominés par des taxons de peupliers et de bouleaux dans le troisième inventaire décennal du MRN, selon les placettes temporaires associées.

|                              | Groupement « Peuplier »                  |                             | Groupement « Bouleau »                   |                             |
|------------------------------|--|-----------------------------|--|-----------------------------|
|                              | Surface terrière<br>(m <sup>2</sup> /ha) | Densité de tiges<br>(nb/ha) | Surface terrière<br>(m <sup>2</sup> /ha) | Densité de tiges<br>(nb/ha) |
| <i>Populus tremuloides</i>   | 34,91                                    | 31,7                        | 5,42                                     | 2,3                         |
| <i>Populus balsamea</i>      | 5,68                                     | 5,9                         | 0,02                                     | 0,2                         |
| <i>Betula papyrifera</i>     | 11,41                                    | 15,9                        | 33,20                                    | 23,7                        |
| <i>Betula alleghansensis</i> | 1,09                                     | 1,2                         | 20,69                                    | 6,5                         |

Comme l'extension maximale du territoire agricole a été atteint vers 1940 (Fortin et Lechasseur 1998), nous avons d'abord vérifié si l'abondance actuelle des peuplements de tremble et de bouleau reflète la position du front de colonisation en 1938. Ce dernier a été positionné sur la carte de 1938 au contact entre d'une part le plus gros polygone forestier non fragmenté par les activités anthropiques et d'autre part la réunion des polygones de

colonisation et des polygones de feux directement connectés à la colonisation. Des bandes de distance (de 100 m à 5 km) allant de 500 m à 20 km ont été délimité de part et d'autre du front de colonisation pour calculer la proportion de chaque classe de distance qui était occupée par les peuplements de tremble et de bouleau.

Pour vérifier de manière plus spécifique si les feux ont influencé la répartition actuelle des peuplements de tremble, ces derniers ont été superposés aux polygones de feux cartographiés en 1938. Comme des feux plus récents ont aussi pu influencer la distribution du tremble, nous avons ajouté à cette analyse les polygones de feux contenus dans la base de données de la Société de Protection des Forêts contre les Feux (SOPFEU). Cette base de données comporte des feux survenus au cours de la période 1940-2010, mais son exhaustivité de même que la précision des contours des polygones diminuent en remontant dans le temps. Pour considérer les feux plus anciens que ceux cartographiés en 1938, nous avons relevé les mentions de feux contenus dans les archives de l'arpentage primitif entre les années 1820 et 1930. Ces données ont été spatialisées en considérant la fréquence des mentions de feux (pourcentage des observations de feu par rapport à toutes les observations des arpenteurs) dans des cellules de 2 km × 2 km à travers l'ensemble du territoire arpenté. Les seigneuries occupant la zone littorale n'ont pas été considérées dans cette analyse car la conversion des forêts en agriculture y est trop ancienne pour que les incendies forestiers puissent être reconstitués spatialement. De même, les peuplements dominés par le bouleau n'ont pas été considérés dans cette analyse car ils sont en très grande majorité situés dans la zone encore forestière au-delà du front de colonisation de 1938 (voir les résultats).

### 3.5 Résultats

#### 3.5.1 Structure du paysage

Le paysage de 1938 reflétait la progression d'un front de colonisation vers l'intérieur des terres, et dans la vallée de la rivière Matapédia (Fig. 3.1). Les forêts dominaient nettement avec 67% de la surface totale du paysage, alors que la colonisation et les feux n'en occupaient respectivement que 19% et 13% (Tab. 3.2). La colonisation occupait préférentiellement la zone littorale, les forêts étaient majoritairement présentes à l'intérieur des terres alors que les feux se retrouvaient à l'interface entre ces deux classes (Fig. 3.1). À cette époque, les forêts étaient encore fortement connectées, le plus gros polygone forestier occupant 59% de la superficie totale du paysage et 87% de l'aire totale des forêts.

La zonation des classes de paysage s'exprimait également en fonction de l'altitude (Fig. 3.2). La colonisation occupait les plus basses altitudes, avec une abondance relative d'environ 70% jusqu'à 100 m d'altitude et une abondance relative de moins de 10% au-dessus de 400 m. Au contraire, l'abondance relative de la forêt passait d'environ 30% en dessous de 100 m jusqu'à près de 100% au-dessus de 600 m d'altitude. Les feux occupaient une position intermédiaire avec une abondance relative maximale d'environ 20% entre 200 à 300 m d'altitude. Les feux disparaissaient complètement en même temps que la colonisation au-dessus de 600 m d'altitude.

Tableau 3.2 Description de la structure du paysage étudié en 1938.

| Classe       | Proportion du paysage total (%) | Périmètre (km) | Aire (km <sup>2</sup> ) | Nombre de polygones | Proportion du plus gros polygone |                    |
|--------------|---------------------------------|----------------|-------------------------|---------------------|----------------------------------|--------------------|
|              |                                 |                |                         |                     | % de l'aire de la classe         | % du paysage total |
| Forêt        | 67                              | 6230           | 9189                    | 423                 | 87                               | 59                 |
| Colonisation | 19                              | 4987           | 2605                    | 143                 | 74                               | 14                 |
| Feux totaux  | 13                              | 3127           | 1729                    | 199                 | 15                               | 2                  |
| Feux anciens | 4                               | 1222           | 590                     | 109                 | 22                               | 2                  |
| Feux récents | 9                               | 2047           | 1153                    | 89                  | 21                               | 1                  |
| Lac          | 2                               | 1372           | 228                     | 489                 | 16                               | 0                  |
| <b>Total</b> | <b>100</b>                      | <b>15716</b>   | <b>13751</b>            |                     |                                  |                    |

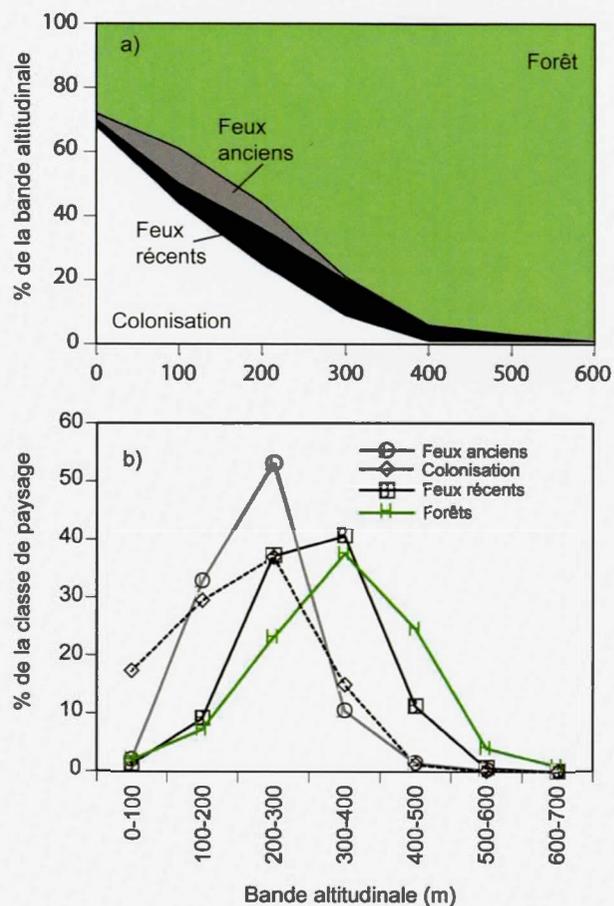


Figure 3.2: Influence de l'altitude sur la répartition des classes de paysage. a) Proportion de chaque bande d'altitude occupée par chaque classe de paysage. b) Proportion de la superficie totale de chaque classe de paysage occupant chaque bande d'altitude.

La position des feux à l'interface entre les zones colonisées et la forêt est également mise en évidence par les proportions de périmètre commun entre les classes de paysage (Tab. 3.3). Les feux avaient presque autant de périmètre en commun avec la colonisation (42%) qu'avec les forêts (50%). Les feux anciens avaient un plus fort périmètre commun avec la colonisation (59%) que les feux récents (31%), alors que les feux récents avaient un plus grand périmètre en commun avec la forêt (61%) qu'avec la colonisation (31%). Cette situation reflète le fait que les feux anciens sont décalés à plus basse altitude et à moins grande distance du fleuve Saint-Laurent par rapport aux feux récents.

Tableau 3.3 Périmètre en commun (indice  $P_{ij}$ ) entre les classes de paysage de la région d'étude en 1938.

| Classe $i$   | Classe $j$   |        |         |         |       |     |      |                     |
|--------------|--------------|--------|---------|---------|-------|-----|------|---------------------|
|              | Colonisation | Feux   |         |         | Forêt | Lac | Côte | Limites<br>externes |
|              |              | Totaux | Anciens | Récents |       |     |      |                     |
| Colonisation | -            | 27     | 14      | 13      | 65    | 4   | 3    | 1                   |
| Feux Totaux  | 42           | -      | -       | -       | 50    | 5   | 0    | 3                   |
| Feux anciens | 59           | -      | -       | -       | 28    | 8   | 0    | 0                   |
| Feux récents | 31           | -      | -       | -       | 61    | 3   | 0    | 1                   |
| Forêt        | 52           | 25     | 5       | 20      | -     | 16  | 1    | 6                   |

En 1938, les feux étaient fortement connectés à la colonisation (Fig. 3.1). Plus de 70 % de toutes les surfaces brûlées (feux récents et anciens) étaient situées à moins de 2 km de la colonisation (Fig. 3.3a). En comparaison, seulement 42% de l'aire des forêts était à moins de 4 km de la colonisation. De plus, plus de 80 % de tous les polygones de feux était situés (plus courte distance) à moins de 2 km de la colonisation (Fig. 3.3b) et plus de 95% de toutes les surfaces brûlées était incluses dans un polygone dont la plus courte distance à la colonisation était de moins de 2 km (Fig. 3.3c). Malgré que les feux anciens et récents présentaient une distribution de fréquence de forme très similaire en fonction de la distance à la colonisation (Test de Kolmogorov-Smirnov ;  $D=0.66$  ;  $p>0.008$ ), les feux récents étaient décalés vers l'intérieur des terres par rapport aux feux anciens (Fig. 3.3b).

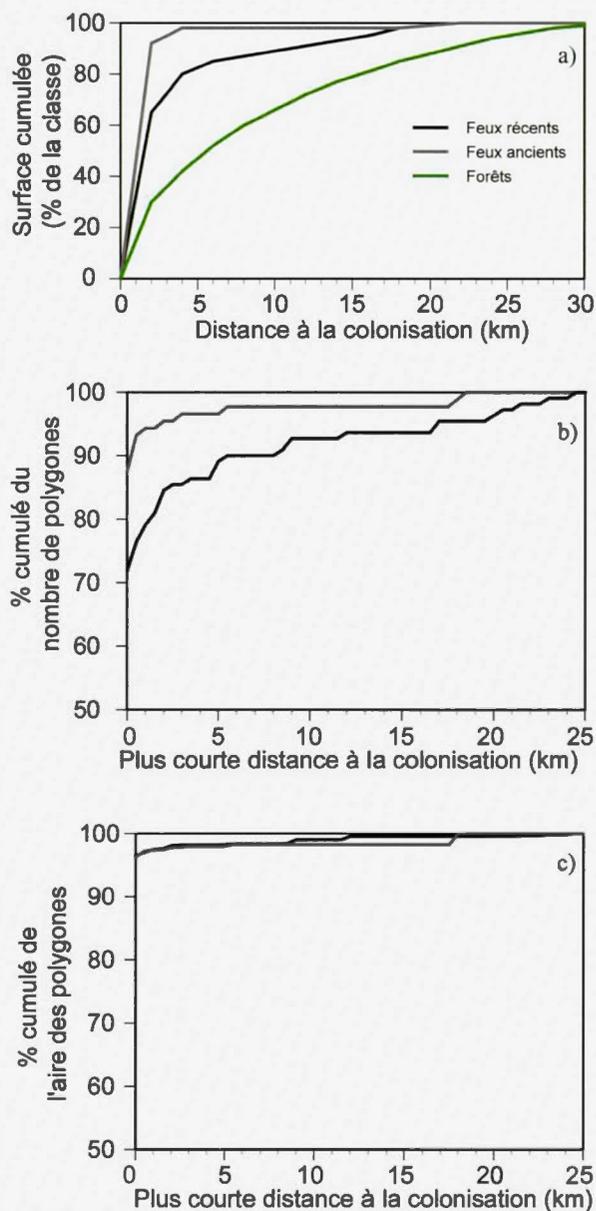


Figure 3.3: Abondance des feux et de la forêt en fonction de la distance à la colonisation. a) Superficie cumulée des feux et de la forêt selon des bandes successives de territoire entourant la colonisation, b) proportion cumulée du nombre de polygones de feux selon la plus courte distance entre les polygones et la colonisation, c) proportion cumulée de la surface des polygones de feux selon la plus courte distance entre les polygones et la colonisation.

### 3.5.2 Lien entre les feux et la végétation actuelle

La répartition actuelle du tremble dans le paysage est directement lié à la présence des feux (Fig.3.4, Tab.3.4). Plus de 40% des peuplements de peuplier sont présents dans les secteurs brûlés depuis le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle. On peut également noter que les secteurs actuels correspondant aux feux présents sur la carte de 1938 correspondant au pic de colonisation sont responsables de la majorité de la présence du tremble dans le paysage (Tab.3.4).

Tableau 3.4 : Répartition du peuplier faux-tremble dans les différentes classes de paysage. Les feux utilisés ici correspondent à ceux présents dans la figure 3.4 soit les feux avant 1900 issus des archives d'arpentage, ceux présents sur la carte de 1938 et ceux issus des données de la SOPFEU (1940-2007).

| Classe du paysage | Présence du peuplier (% des classes de paysage) |
|-------------------|---|
| Feux              |   |
| Total             | 44,4  |
| Avant 1900        | 8,8   |
| Carte 1938        | 30,6  |
| 1940-2000         | 5,0   |
| Colonisation      | 25,6  |
| Forêt             | 30,0  |

Le bouleau et le tremble ont des patrons de répartition très différents (Fig. 3.5). La position du front de colonisation en 1938 délimite les zones d'abondance actuelle des peuplements de tremble et de bouleau. La transition entre les zones d'abondance des deux types de peuplement correspond précisément à la position du front de colonisation en 1938 (Fig. 3.6). Les peuplements de tremble sont beaucoup plus abondants à l'intérieur qu'à l'extérieur du front de colonisation alors que les peuplements de bouleau présentent la situation inverse (Fig. 3.5 et Fig. 3.6).

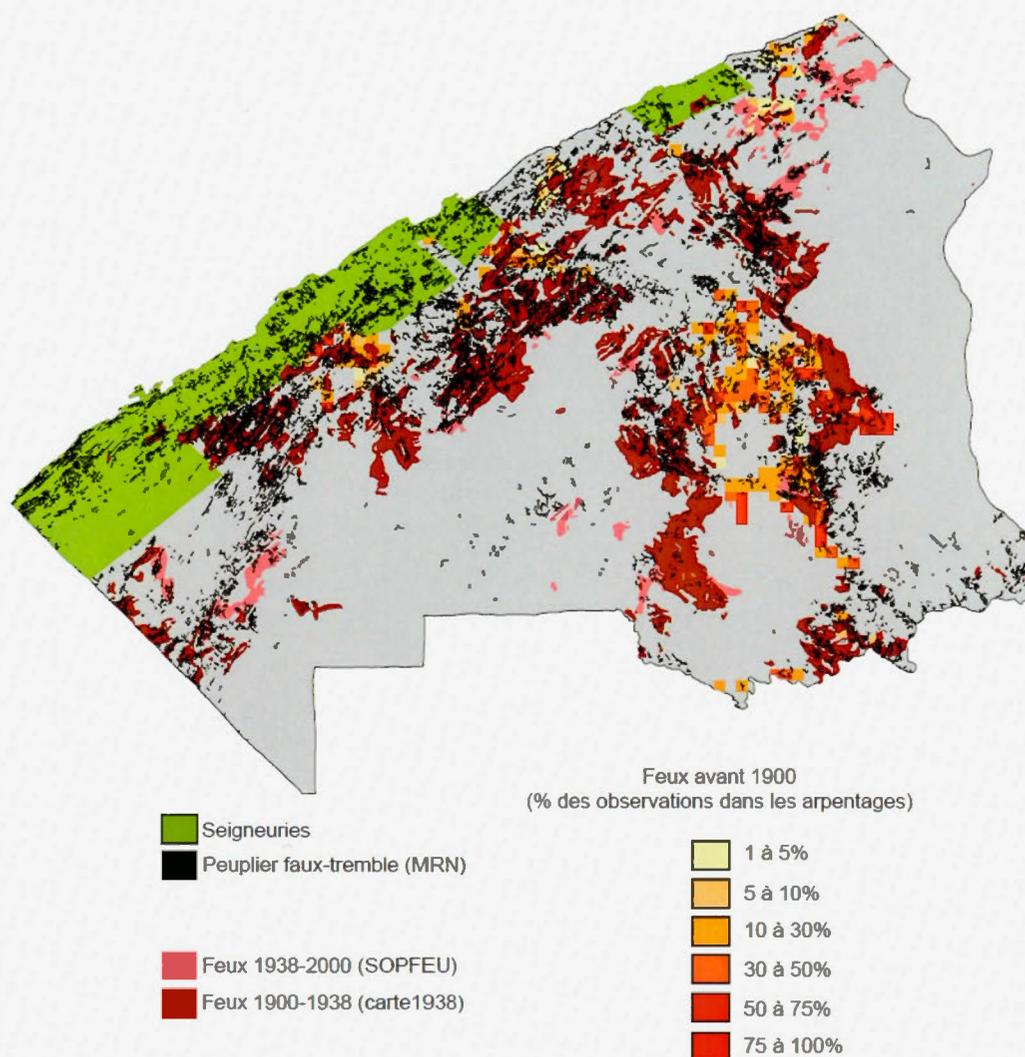


Figure 3.4 : Lien entre l'occurrence des feux et la présence du tremble depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle dans la région du Bas-Saint-Laurent (Québec). Les différentes couches de feux représentent des époques différentes d'occurrence des feux.

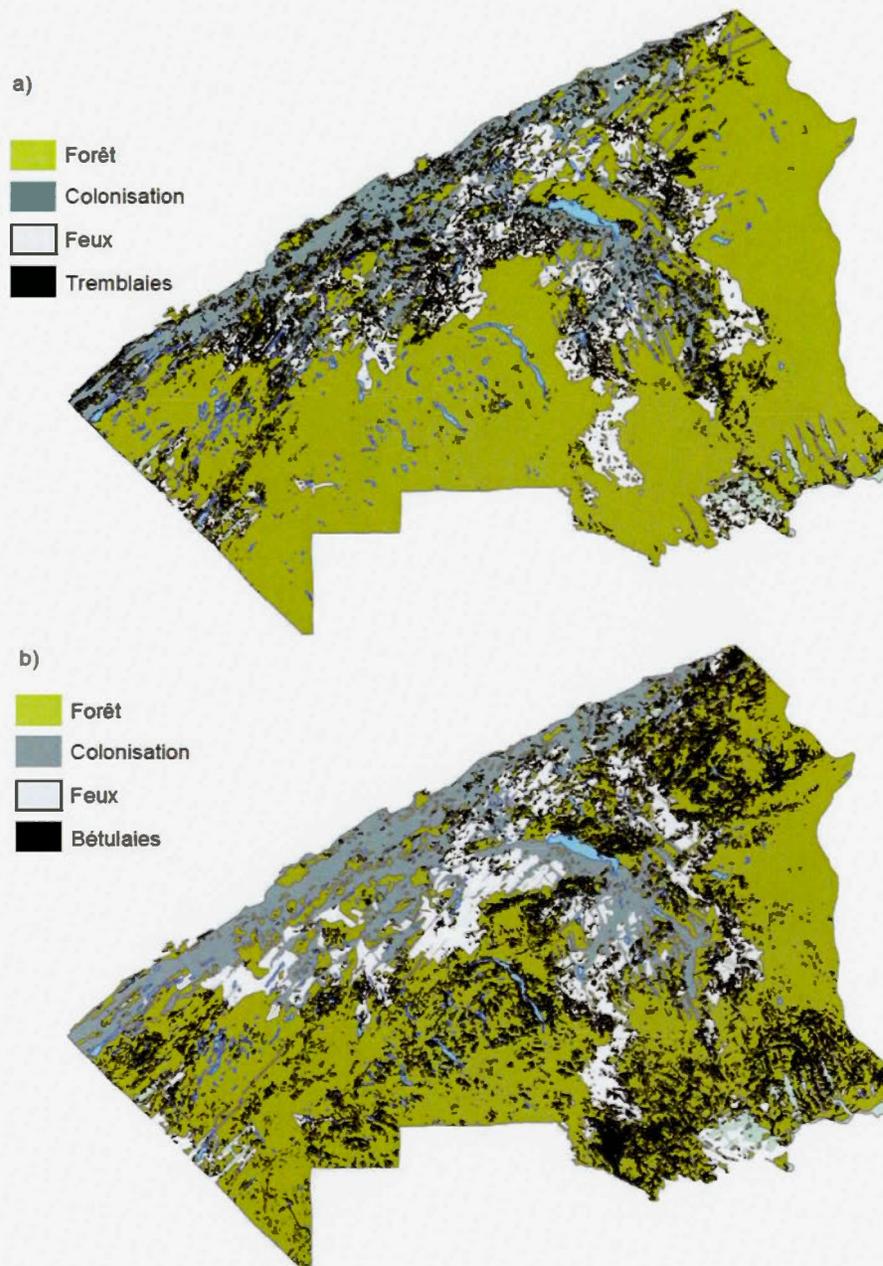


Figure 3.5 : Répartition des peuplements de tremble (a) et de bouleau (b) (cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles) en lien avec la structure du paysage en 1938.

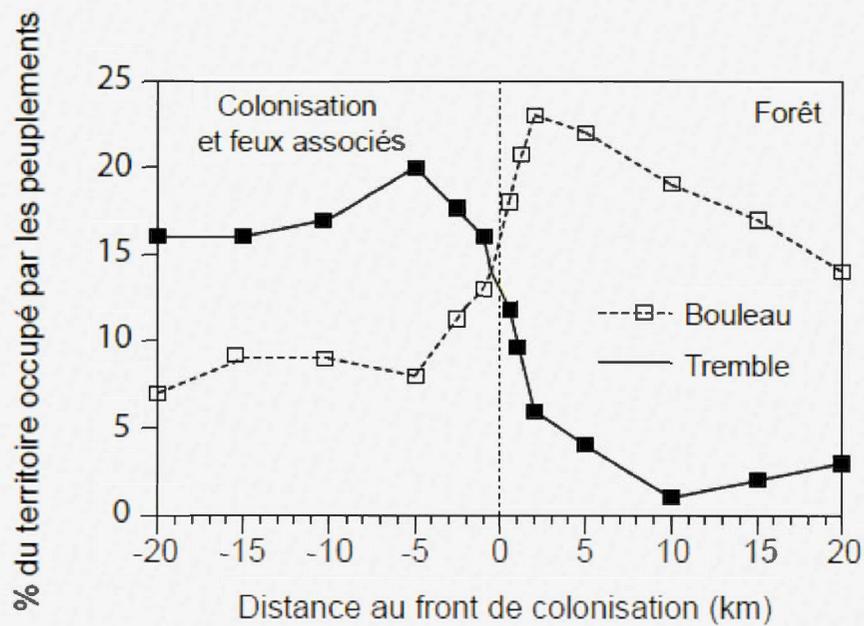


Figure 3.6 : Répartition des tremblaies et des bétulaies en fonction de la distance au front de colonisation de 1938.

### 3.6 Discussion

#### 3.6.1 Connexion entre les feux et les polygones de colonisation

Plusieurs études ont documenté un accroissement généralisé de la fréquence des feux avec l'expansion des activités humaines après la colonisation européenne de l'Amérique du Nord, notamment lors de l'expansion de l'agriculture dans la zone tempérée et dans le sud de la zone boréale (Pyne 2007). Ce phénomène a aussi été observé lors de l'expansion de l'agriculture à la marge de la zone boréale dans le centre du Canada (Weir et Johnson 1998) et en Scandinavie (Niklasson et Granström 2000). Cet accroissement de la fréquence des feux a principalement été révélé par des mentions de feux anthropiques dans des documents historiques, comme les archives de l'arpentage primitif (Lorimer 1977, 2001, Schulte et Mladenoff 2005, Dupuis et al. 2011) et à partir d'observations de terrain comme des cicatrices de feux (Drobyshev et al. 2008, Hessl et al. 2011), ou des polygones de feux sur des cartes et des photos aériennes (Weir et Johnson 1998). Comme ces sources d'information permettent rarement de situer précisément et systématiquement les périmètres de feux par rapport aux secteurs colonisés sur de grands territoires, elles ne permettent pas de décrire la relation de cause à effet entre la présence anthropique et l'occurrence des feux. Au contraire, la carte d'archive utilisée dans cette étude décrit précisément la position relative des feux par rapport aux autres classes de paysages en 1938 à l'apogée de l'expansion de l'agriculture dans un grand territoire de l'Est du Canada. Comme la carte montre une forte connexion spatiale entre la colonisation et les feux, elle permet de voir comment la colonisation du début du XX<sup>e</sup> siècle a influencé l'occurrence des feux, les taux de brûlage et la structure du paysage à cette époque et comment cette influence s'est propagée dans les paysages actuels.

La connexion entre les feux et la colonisation en 1938 s'explique principalement par l'utilisation du feu par les colons pour brûler les abattis (déchets de coupes) en vue de préparer les terres pour l'agriculture (Blanchet 2003, Fig. 3.7). Au cours du XIX<sup>e</sup> siècle et durant la première moitié du XX<sup>e</sup> siècle, les premiers colons défrichaient les forêts en vue de leur installation et de la mise en culture des terres. Ces défrichements étaient souvent suivis de feux d'abatis pour éliminer les résidus de coupes forestières. La présence de panaches de

fumée sur les photos obliques prises lors des survols en 1938 (Fig. 3.7) est un indice de l'utilisation répandue du feu pour brûler les abattis à cette époque dans la région. D'ailleurs, le rapport accompagnant la cartographie indique qu'une fumée persistante a nui à la prise des photos lors des survols (Hébert 1938). Des feux d'abattis mal contrôlés s'échappaient et se propageaient régulièrement dans les forêts environnantes (Blanchet 2003, Weir et Johnson 1998). Le rapport d'inventaire gouvernemental, dans le cadre duquel le travail de cartographie en 1938 a été réalisé, insiste fortement sur le fait que les colons utilisaient le feu de manière peu responsable et qu'ils étaient à l'origine de plusieurs incendies forestiers (Guay 1942). D'ailleurs, pour l'ensemble des zones habitées du Québec au cours de la période 1906-1941, seulement 5,5% des feux rapportés étaient associés à des impacts de foudre alors que 66,5% étaient d'origine humaine (Québec, Service de protection contre les incendies 1906-1941). Les incisions profondes des terres colonisées à l'intérieur de la forêt suivant le plan cadastral au front de colonisation (Fig.3.1) ont probablement accru la surface de contact entre les forêts et les zones colonisées et augmenté la probabilité de propagation de feux anthropiques vers les forêts résiduelles. La construction d'un chemin de fer à travers la vallée de la rivière Matapédia entre 1871 et 1876 est un facteur additionnel d'occurrence des feux anthropiques à la fin du XIX<sup>e</sup> et au début du XX<sup>e</sup> siècle (Québec, Service de protection contre les incendies 1906-1942, Blanchet 2003). Les locomotives à charbon laissaient échapper des étincelles qui déclenchaient des feux le long du chemin de fer par embrasement des combustibles présents. Cette source d'allumage serait toutefois devenue négligeable après 1914 par la mise en place d'inspection des pare-étincelles des locomotives, et la réduction de la disponibilité des combustibles forestiers autour des chemins de fer (Blanchet 2003).



Figure 3.7: Photos d'archive illustrant le phénomène des feux d'abattis lors de la colonisation de l'arrière-pays de Rimouski. a) Photo aérienne oblique prise au moment de la cartographie de la zone d'étude en 1938 (Bibliothèque et Archives nationale du Québec, E21, P112). On note l'établissement de quelques fermes le long de deux lignes de rangs (avant et arrière-plans de la photo). Les lots situés entre les deux lignes de rangs ont été entièrement brûlés peu de temps avant la photographie. Un feu d'abattis est visible à droite en arrière-plan. b) Feu d'abattis à Saint-Marcellin en 1944 (photo de Paul Carpentier; Bibliothèque et Archives nationale du Québec, E6,S7,SS1,P21326).

L'arrangement spatial du paysage en 1938 reflète aussi la progression de la colonisation selon le gradient altitudinal à partir du littoral. Les feux étaient principalement situés à des altitudes intermédiaires entre les zones colonisées en position littorale et en basses altitudes dans la vallée de la Matapédia et les forêts dans les plus hautes altitudes de l'arrière-pays. Ce patron s'explique par l'expansion progressive de la colonisation vers la vallée de la Matapédia à partir des seigneuries établies au XVIII<sup>e</sup> siècle en position littorale, de même que par le plus grand potentiel agricole des sols de la zone littorale et de la vallée de la Matapédia en comparaison des hautes terres. Comme les feux anciens indiquent probablement la position du front de colonisation aux environs de 1900 à 1925, leur position à plus basse altitude et à plus faible distance du littoral en comparaison des feux récents indique une progression rapide du front de colonisation vers l'intérieur des terres entre 1900 et 1938. À l'inverse, l'absence de feux récents ou anciens dans les seigneuries littorales reflète l'occupation beaucoup plus ancienne de ce territoire et la progression plus lente de la colonisation avant le début du XX<sup>e</sup> siècle (Fortin et al. 1993).

### 3.6.2 La colonisation comme agent d'allumage

Dans la zone de transition entre la forêt boréale et la forêt mixte du nord-est de l'Amérique du Nord, le régime des perturbations précoloniales était probablement dominé par des perturbations secondaires de type épidémie d'insectes ou chablis avec un long cycle de feux estimé à plus de 1100 ans (Lorimer 1977), ce qui se reflétait dans la forte dominance des stades successionnels avancés comprenant des espèces tolérantes à l'ombre comme le sapin, les épinettes et le thuya et par une faible dominance des espèces qui profitent des feux comme le tremble et les pins (Dupuis et al. 2011, Boucher et al. 2009).

Nos résultats suggèrent que cette faible occurrence d'incendies résultait surtout de conditions peu propices à l'allumage des feux. En effet, l'occurrence de plusieurs grands feux directement connectés à l'agriculture, combiné à l'absence de feux à distance de la colonisation sont des indices importants que les feux n'étaient pas limités par le type de combustible ou par les conditions météorologiques, mais plutôt par une faible fréquence des événements d'allumage. L'accroissement des allumages anthropiques à la marge de la colonisation a résulté en des taux de brûlage extrêmement élevés à l'apogée de la colonisation. Dans l'inventaire forestier régional de 1938, il a été estimé que les feux

brûlaient annuellement 5% du territoire. Bien que cet estimé concerne une courte période de temps, il s'apparente aux valeurs les plus élevées jamais rapportées pour la forêt boréale (Weir et Johnson 1998, Héon 2009). Cependant, cela n'exclut pas une interaction entre les allumages anthropiques et les conditions météorologiques, car on sait que la première moitié du XX<sup>e</sup> siècle a été particulièrement propice aux grands incendies à travers toute la forêt boréale d'Amérique du Nord (Bergeron et al. 2004). Les conditions météorologiques ont probablement influencé la propagation des feux dans notre territoire, mais la présence humaine a certainement été le principal facteur d'allumage au début du XX<sup>e</sup> siècle.

Plusieurs études cherchant à caractériser les taux de brûlage dans la forêt tempérée et dans le sud de la zone boréale ont souligné la difficulté de séparer les contributions relatives des feux anthropiques et naturels (Bergeron et al. 2004). Notre étude indique que la structure spatiale des paysages au moment de la colonisation peut être utilisée pour évaluer l'importance des feux anthropiques. Une disproportion de feux connectés aux polygones de colonisation par rapport à une distribution aléatoire des feux est un indice de l'importance des feux anthropiques dans les paysages.

### 3.6.3 Impacts des feux sur la structure et la composition des paysages actuels

Nos résultats démontrent que la forte occurrence de feux anthropiques au début du XX<sup>e</sup> siècle s'est répercutée sur la composition des peuplements forestiers dans le paysage actuel, mais selon des tendances qui diffèrent entre le bouleau à papier et le tremble. Comme ces deux espèces sont connues pour bien se rétablir et même pour enregistrer des hausses d'abondance après les perturbations (Zasada et al. 1992, Bergeron et Charron 1994), on aurait pu s'attendre à ce qu'elles réagissent de manière similaire suite aux feux de colonisation du début du XX<sup>e</sup> siècle. Or, les peupleraies et les bétulaies présentent de nos jours un patron d'abondance inversé de part et d'autre du front de colonisation de 1938 (Fig.3.6).

Ces patrons contrastés d'abondance actuelle reflètent des réponses différentes à partir des patrons respectifs d'abondance des deux espèces au XIX<sup>e</sup> siècle. Les reconstitutions de la composition de la forêt au XIX<sup>e</sup> siècle basées sur les archives de l'arpentage primitif indiquent que le peuplier faux-tremble était rare alors que le bouleau à papier était

régulièrement présent à travers toute la zone d'étude (Dupuis et al. 2011, Chapitre 2 de cette thèse). Ces résultats sont appuyés par des cartes forestières du début du XX<sup>e</sup> siècle concernant certaines portions de notre région d'étude (Boucher et al. 2009), de même que par les archives d'arpentage de la région voisine du Maine (Lorimer 1977). La comparaison de ces données avec les inventaires les plus récents indiquent que le bouleau à papier et surtout le tremble sont plus fréquents et dominants de nos jours qu'au XIX<sup>e</sup> siècle (Dupuis et al. 2011, Chapitre 2 de cette thèse), une tendance également rapportée pour tout le sud de la forêt boréale (Bergeron 2000) et le nord de la forêt tempérée (Foster et al. 1998) en Amérique du Nord. Comme les peuplements dominés par le tremble sont maintenant très abondants en deçà du front de colonisation et presque complètement absents au delà, on en déduit qu'ils ont augmentés en fréquence en deçà du front sans pouvoir s'établir de manière importante au delà. Au contraire, puisque les peuplements de bouleaux sont maintenant principalement confinés au delà du front de colonisation, on en déduit que leur fréquence a diminué en deçà du front mais qu'elle a augmentée au delà.

Ces réponses contrastées des deux espèces reflètent probablement une plus grande compétitivité du tremble en comparaison du bouleau sur les sites incendiés (en deçà du front de colonisation). Le peuplier faux-tremble est bien connu pour profiter de l'occurrence des feux à travers toute son aire de répartition (Bergeron 2000, Bergeron et al. 2001, Kulakowski et al. 2004). La régénération du tremble par drageonnement lui permet de s'établir massivement et agressivement suite à des incendies (Burns et Honkala 1900). L'augmentation de la température des sols induite par les feux qui influence fortement la remobilisation des nutriments dans les sols (Heinselman 1981), et le retrait de la litière créent aussi des conditions favorables au développement des drageons (Weir et Johnson 1998). Ces nouveaux milieux aux conditions favorables avantagent l'établissement rapide et massif du peuplier faux-tremble après feu, expliquant l'exclusion du bouleau et des autres taxons. L'expansion rapide du tremble en deçà du front de colonisation suggère que même s'il n'était pas dominant, des individus devaient être régulièrement présents à travers le paysage précolonial pour permettre l'établissement de nouveaux peuplements par ensemencement. Le peuplier faux-tremble produit beaucoup de graines qui se disséminent par le vent sur de grandes distances et qui germent bien sur plusieurs substrats incendiés.

Considérant que le bouleau blanc est une espèce intolérante à l'ombre, que son abondance a augmentée à l'échelle régionale depuis le XIX<sup>e</sup> siècle (Dupuis et al. 2011, chapitre 2 de cette thèse) et que les peuplements dominés par le bouleau blanc sont maintenant concentrés au-delà du front de colonisation, on peut en déduire qu'il a été favorisé par les coupes forestières et les épidémies de TBE, c'est-à-dire les deux principaux agents de perturbation des forêts au-delà du front de colonisation. Les mécanismes responsables de ce changement ne sont pas très clairs. Cependant, on sait que les coupes à travers le retrait des tiges des arbres matures conduisent à une ouverture du milieu, à une meilleure pénétration de la lumière et à une élévation de la température du sol. Ces conditions développent des lits de germination qui pourraient être favorable à la régénération du bouleau blanc, lequel produit de nombreuses graines dispersées par le vent et sur de grandes distances (Burns et Honkala 1990). Le bouleau bénéficie également des trouées formées par les épidémies d'insectes. En plus d'ouvrir le milieu et de créer des opportunités d'établissement pour le bouleau, ces petites trouées ne sont pas assez importantes pour permettre l'établissement massif du tremble (Kneeshaw et Bergeron 1998; Bergeron 2000). Dans la région d'étude, les épidémies de TBE ont été très sévères au cours du dernier siècle (Boulanger et al. 2004), favorisant le bouleau dans ces secteurs.

## CONCLUSION GÉNÉRALE DE LA THÈSE

Les archives d'arpentage sont très utilisées en Amérique du Nord pour reconstituer la composition des forêts préindustrielles (Whitney 1996). Dans cette thèse, nous avons validé pour la première fois l'utilisation des archives de type "descriptions de ligne" en vue de reconstituer la composition des forêts préindustrielles. L'utilisation d'une source de données complètement indépendante des archives d'arpentage pour la validation constitue une originalité de cette étude, et confère beaucoup de robustesse aux résultats. D'après les résultats de la validation, la majorité des taxons présents dans les peuplements étaient nommés par les arpenteurs et ordonnés selon leur abondance respective. Les taxons étaient ordonnés par les arpenteurs selon leur importance visuelle, en considérant autant la densité que la taille des arbres. Afin de s'affranchir de la variabilité inhérente aux données due à la subjectivité des arpenteurs, on a démontré que la prévalence relative est une mesure peu biaisée qui fournit un portrait fidèle de la composition des forêts dans les paysages préindustriels. Cependant, il semble que la prévalence du sapin soit sous-estimée dans les descriptions de lignes, probablement en raison du faible intérêt économique pour cette espèce au XIX<sup>e</sup> siècle, combiné à une faible abondance de grosses tiges. Cette thèse démontre également que les reconstitutions de la composition forestière basées sur les descriptions de lignes peuvent être comparées avec les inventaires modernes basés sur le dénombrement des tiges dans des placettes. Les résultats de la thèse auront donc des retombées importantes et soulèveront beaucoup d'intérêt en raison du grand potentiel qu'offre les descriptions de lignes pour reconstituer la composition des forêts préindustrielles dans plusieurs grandes régions de la forêt tempérée de l'Est du Canada.

Une forte majorité des études portant sur l'évolution des forêts depuis l'époque préindustrielle fait état d'une augmentation de la présence des taxons feuillus dans toute la forêt tempérée de l'Amérique du Nord (Siccama 1971, White et Mladenoff 1994, Jackson et

al. 2000, Black et Abrams 2001, Etheridge et al. 2005). À notre connaissance, cette étude est la première à présenter une analyse cartographique des impacts de l'enfeuillement sur la réorganisation des patrons de répartition basée sur les positions de prévalence des taxons, et la première à utiliser des mesures de fréquence relative. Cette thèse compare la réponse des taxons les uns par rapport aux autres et analyse la structure spatiale de ces changements dans le paysage. Dans la région du Bas-Saint-Laurent où la forêt préindustrielle était caractérisée par une matrice coniférienne dominée par le sapin et l'épinette accompagnés du thuya et du bouleau blanc, l'enfeuillement s'est principalement caractérisé par une augmentation de la fréquence de l'érable et du peuplier. L'érable qui se situe à sa limite nordique de répartition dans la région d'étude est même devenu le deuxième taxon le plus fréquent dans le paysage, après le sapin. L'érable et le peuplier présentent une augmentation généralisée de fréquence sur l'ensemble du territoire, à la fois dans les secteurs où ils étaient déjà présents et dans de nouveaux secteurs.

L'enfeuillement de la région d'étude s'est aussi traduit par une fragmentation des patrons de prévalence des taxons qui ont subi les plus fortes diminutions de fréquence, à savoir le thuya, l'épinette et le bouleau jaune. La colonisation et l'exploitation forestière sont principalement responsables de ces changements. L'épinette et le thuya ont été particulièrement exploités au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, et le sapin durant le XX<sup>e</sup> siècle (Boucher et al 2009). Par le retrait des tiges des principaux taxons conifériens, les coupes ont mis en place de nouveaux milieux plus favorables au développement d'espèces opportunistes très compétitives comme les érables, le peuplier ou le bouleau blanc. Cette pression de coupe associée à une régénération lente et peu compétitive du thuya et des épinettes expliquent la diminution des conifères. Parmi les taxons étudiés, le sapin est le seul à ne pas avoir subi de variations importantes de prévalence, et semble être le plus résilient aux perturbations anthropiques survenues depuis le XIX<sup>e</sup> siècle.

Cette thèse constitue également une avancée importante en ayant permis la description de la structure spatiale des feux anthropiques à l'apogée d'un épisode de colonisation dans la forêt tempérée d'Amérique du Nord. Plusieurs études ont souligné la fréquence élevée des feux anthropiques en association avec le déboisement des terres pour la colonisation sans

pouvoir préciser leur influence à l'échelle du paysage car la distinction entre l'origine naturelle ou anthropique des feux a souvent été problématique. Par l'utilisation d'une carte de la structure du paysage en 1938 dans la région du Bas-Saint-Laurent, cette thèse a permis d'établir que les feux du début du XX<sup>e</sup> siècle sont principalement d'origine anthropique car ils étaient fortement connectés aux zones anthropisées. Notre étude indique donc que la structure spatiale des paysages au moment de la colonisation peut être utilisée pour évaluer l'importance des feux anthropiques. Une disproportion de feux connectés aux polygones de colonisation par rapport à une distribution aléatoire des feux est un indice de l'importance des feux anthropiques dans les paysages. L'impact de ces feux sur la structure du paysage est encore présent dans la végétation actuelle à travers la répartition des espèces. Cette thèse a démontré que les patrons de répartition contrastés du tremble et du bouleau reflètent la position du front de colonisation en 1938, à l'apogée de la colonisation. La présence du peuplier dans le paysage actuel est directement associée à l'occurrence des feux de colonisation, alors que celle du bouleau blanc reflète l'absence de feux, combinés à la présence de coupes et des épidémies de tordeuse du bourgeon de l'épinette. Le dernier chapitre de la thèse démontre que l'enfeuillage par le tremble est le résultat direct des feux anthropiques survenus au début du XX<sup>e</sup> siècle.

Ce travail démontre que les activités humaines depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle ont conduit à des modifications profondes des écosystèmes à la fois dans la composition des forêts et dans le patron spatial de fréquence des taxons. La fragmentation du paysage associée à l'homogénéisation des peuplements tant en terme de composition (chapitre 2) que de structure (Boucher et al. 2006) auront un impact important sur la vulnérabilité des écosystèmes face aux changements climatiques (Millar et Brubaker 2006; Millar et al. 2007). Dans ce contexte de changements climatiques globaux, et pour un développement durable et viable des forêts, les stratégies d'aménagement forestier doivent être repenser pour améliorer la résistance et la résilience des écosystèmes pour qu'ils puissent s'adapter aux changements prévus, à court terme et à long terme (Millar et al. 2007). Par exemple, un retour vers des conditions de forêts de composition et de structure plus diversifiées, comme celles qui prévalaient au XIX<sup>e</sup> siècle pourraient favoriser la résistance et la résilience des paysages face à des perturbations comme les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette.. De plus, en

réduisant la fragmentation des paysages, les aménagements pourraient favoriser la connectivité entre les habitats, et ainsi favoriser la migration des espèces, et la conservation de la biodiversité (Noss 2001).

Les objectifs d'aménagement durable des forêts, devront considérer les changements climatiques anticipés (IPCC 2007). Par exemple, l'accroissement important de la fréquence de l'érable est une tendance généralisée à l'échelle de l'Amérique du Nord (Raverscroft et al. 2011). Des études de simulation suggèrent que cette tendance sera accélérée par le rechauffement du climat, même si des approches sylvicoles de restauration sont mises en place (Raverscroft et al. 2011). Ces prévisions permettent donc de formuler l'hypothèse que l'augmentation de l'érable n'est pas terminée à l'échelle de la région d'étude, ce qui pourrait continuer de réduire la diversité des peuplements, réduisant leur résilience aux autres perturbations. Malgré les avancées réalisées dans cette thèse, certaines questions restent en suspens sur ce point. On ne connaît pas très bien les processus qui ont permis une augmentation aussi rapide et étendue de l'abondance des érables, ni le rôle qu'ont pu jouer les changements climatiques dans ces changements. L'acquisition de ces nouvelles connaissances doit être priorisée afin de pouvoir aménager les forêts selon les principes du développement durable.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abrams, M. D. 2003. Where has all the white oak gone? *Bioscience* **53**:927-939.
- Abrams, M. D., D. A. Orwi, et T. E. Demeo. 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.
- Ali, A. A., O. Blarquez, M. P. Girardin, C. Hély, F. Tinquaut, A. El Guellab, V. Valsecchi, A. Terrier, L. Bremond, A. Genries, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2012. Control of the multimillennial wildfire size in boreal North America by spring climatic conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **109**:20966-20970.
- Archambault, L., J. Morissette, et M. Bernier-Cardou. 1997. Succession forestiere apres feu dans la sapiniere a bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Quebec. *The Forestry chronicle* **73**:702-710.
- Archambault, L., J. Morissette, et M. Bernier-Cardou. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management* **102**:61-74.
- Aubé, M. 2008. The pre-European settlement forest composition of Miramichi River watershed, New Brunswick, as reconstructed using witness trees from original land survey. *Canadian Journal of Forest Research* **38**:1159-1183.
- Bachelet, D., R. P. Neilson, J. M. Lenihan, et R. J. Drapek. 2001. Climate change effects on vegetation distribution and carbon budget in the United States. *Ecosystems* **4**:164-185.
- Batek, M. J., A. J. Rebertus, W. A. Schroeder, T. L. Haithcoat, E. Compas, et R. P. Guyette. 1999. Reconstruction of early nineteenth-century vegetation and fire regimes in the Missouri Ozarks. *Journal of Biogeography* **26**:397-412.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* **81**:1500-1516.
- Bergeron, Y. et D. Charron. 1994. Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): A dendrochronological approach. *Ecoscience* **1**:173-184.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. 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* **36**:2737-2744.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan, et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* **85**:1916-1932.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: Consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:384-391.

- Bibliothèque et Archives nationales du Québec. 1940. Photo d'abatis à Saint-Marcelin, (E6,S7,SS1,P21326)
- Black, B. A. et M. D. Abrams. 2001. Analysis of temporal variation and species-site relationships of witness tree data in southeastern Pennsylvania. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:419-429.
- Blais, J. R. 1983. Trends in the frequency, extent and severity of budworm outbreaks in Eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **13** (4):539-547.
- Blanchet, P. 2003. Feux de forêt : l'histoire d'une guerre. Editeur. Trait d'union, Montréal. 184 p
- Bormann, F. H. et G. E. Likens. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem, New York, Heidelberg, Berlin.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw, et Y. Bergeron. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forest. *Ecology* **87**:2319-2329.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw, et C. Messier. 2007. Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **37**:763-772.
- Boucher, Y., D. Arseneault, et L. Sirois. 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., D. Arseneault, et L. Sirois. 2009a. 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., D. Arseneault, L. Sirois, et L. Blais. 2009b. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**:171-184.
- Boulanger, Y. et D. Arseneault. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:1035-1043.
- 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* **42**:1264-1276.
- Bourdo, E. A. 1956. A review of the General Land Office Survey and of its use in quantitative studies of former forests. *Ecology* **37**:754-768.
- Bowman, D. M. J. S., J. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, M. A. Cochrane, C. M. D'Antonio, R. Defries, F. H. Johnston, J. E. Keeley, M. A. Krawchuk, C. A. Kull, M. Mack, M. A. Moritz, S. Pyne, C. I. Roos, A. C. Scott, N. S. Sodhi, et T. W. Swetnam. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* **38**:2223-2236.
- Brisson, J. et A. Bouchard. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Québec, Canada. *Ecoscience* **10**:236-246.
- Buies, A. 1895. La vallée de la Matapédia. Editeur. Léger Brousseau, Québec. 52 p
- Burns, R. M. et B. H. Honkala. 1990. Silvics of North America : 1. Conifers : 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654. United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC.

- Canham, C. D. 1988. An index for understory light levels in and around canopy gaps. *Ecology* **69**:1634-1638.
- Carleton, T. J. et P. Maclellan. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian Boreal forest. *Ecoscience* **1**:141-152.
- Clark, J. S. et P. D. Royall. 1995. Transformation of a northern hardwood forest by aboriginal (Iroquois) fire: Charcoal evidence from Crawford Lake, Ontario, Canada. *Holocene* **5**:1-9.
- Clarke, J. et G. F. Finnegan. 1984. Colonial survey records and the vegetation of Essex County, Ontario. *Journal of Historical Geography* **10**:119-138.
- CEC, 1997. Les régions écologiques de l'Amérique du Nord. Vers une perspective commune. Commission de coopération environnementale. Montréal
- Cochrane, M. A. et W. F. Laurance. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* **18**:311-325.
- Cogbill, C. V., J. Burk, et G. Motzkin. 2002. The forests of presettlement New England, USA: Spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys. *Journal of Biogeography* **29**:1279-1304.
- 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. Québec. [On line] : <http://www.commission-foret.qc.ca/rapportfinal.htm>. (Consulté en juin 2013)
- Crutzen, P. J. 2002. The effects of industrial and agricultural practices on atmospheric chemistry and climate during the Anthropocene. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* **37**:423-424.
- Crutzen, P. J. et W. Steffen. 2003. How long have we been in the Anthropocene era? An Editorial Comment. *Climatic Change* **61**:251-257.
- Dupuis, S., D. Arseneault, et L. Sirois. 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. et E. A. Howell. 2001. *The Historical Ecology Handbook: a Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Island Press, Washington. USA.
- Ellis, E. C., K. K. Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, et N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* **19**:589-606.
- Environnement Canada. 2013. Normales climatiques au Canada 1971-2000. Services météorologiques du Canada. Disponible via [http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate\\_normals/index\\_e.html](http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_e.html). (Consulté en juin 2013)
- ESRI 2011. ArcGis 10. User's manual. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Etheridge, D. A., D. A. MacLean, R. G. Wagner, et J. S. Wilson. 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.

- Everett, R. L., R. Schellhaas, D. Keenum, D. Spurbeck, et P. Ohlson. 2000. Fire history in the ponderosa pine/Douglas-fir forests on the east slope of the Washington Cascades. *Forest Ecology and Management* **129**:207-225.
- Fortin, J.-C., A. Lechasseur, H. Morin, F. Harvey, J. Lemay, et Y. Tremblay. 1993. Histoire du Bas-Saint-Laurent. Institut Québécois de recherche sur la culture. Collection les régions du Québec.
- Foster, D. R., B. Hall, S. Barry, S. Clayden, et T. Parshall. 2002. Cultural, environmental and historical controls of vegetation patterns and the modern conservation setting on the island of Martha's Vineyard, USA. *Journal of Biogeography* **29**:1381-1400.
- Foster, D. R., G. Motzkin, et B. Slater. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: Regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* **1**:96-119.
- Frelich, L. E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes : Studies form temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press.
- Friedman, S. K. et P. B. Reich. 2005. Regional legacies of logging: Departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota. *Ecological Applications* **15**:726-744.
- Fuller, J. L., D. R. Foster, J. S. McLachlan, et N. Drake. 1998. Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in central New England. *Ecosystems* **1**:76-95.
- Gasser, D., C. Messier, M. Beaudet, et M. J. Lechowicz. 2010. Sugar maple and yellow birch regeneration in response to canopy opening, liming and vegetation control in a temperate deciduous forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* **259**:2006-2014.
- Gentilcore, L. et K. Donkin. 1973. Land surveys of Southern Ontario. An introduction index to the field notebooks of the Ontario land surveyors. York University. Toronto, Canada.
- Grenier, D. J., Y. Bergeron, D. Kneeshaw, et S. Gauthier. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:656-666.
- Grondin, P., Y. Bergeron, et S. Gauthier. 2001. L'aménagement forestier écosytémique au Québec : concepts et applications.. Ministère des ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière.
- Groven, R. et M. Niklasson. 2005. Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2719-2726.
- Guay, J. E. 1942. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce, et Ministère des Terres et Forêt, de la Chasse et de la Pêche du Québec. Québec. 282 pages.
- Guyette, R. P., R. M. Muzika, et D. C. Dey. 2002. Dynamics of an anthropogenic fire regime. *Ecosystems* **5**:472-486.
- Guyette, R. P. et M. A. Spetich. 2003. Fire history of oak-pine forests in the Lower Boston Mountains, Arkansas, USA. *Forest Ecology and Management* **180**:463-474.

- Hall, B., G. Motzkin, D. R. Foster, M. Syfert, et J. Burk. 2002. Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA. *Journal of Biogeography* **29**:1319-1335.
- He, H. S. and D. J. Mladenoff. 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology* **80**:81-99.
- Hébert, A. D. 1938. Rapport concernant les opérations aériennes de Val Brillant - Comté de Matapédia. Bibliothèque et Archives nationales du Québec.
- Heinselman, M. L. 1973. Fire in the virgin forests of the boundary waters canoe area, Minnesota. *Quaternary Research* **3**:329-382.
- Heinselman, M. L. 1981. Fire and succession in the conifer forest of northern North America. Pages 375-405. Dans *Forest succession: concepts and application*. Éditeurs. D. C. West., H. H. Shugart., et D. B. Botkin.
- Heitzman, E., K. S. Pregitzer, et R. O. Miller. 1997. Origin and early development of northern white-cedar stands in northern Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* **27**:1953-1961.
- Hellberg, E., M. Niklasson, et A. Granström. 2004. Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:332-338.
- Hély, C., M. Flannigan, Y. Bergeron, et D. McRae. 2001. Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:430-441.
- Héon, J. 2009. Chevauchement des feux dans la taïga du Québec. Mémoire de maîtrise Université du Québec à Rimouski.
- Hessl, A. E., T. Saladyga, T. Schuler, P. Clark, et J. Wixom. 2011. Fire history from three species on a central Appalachian ridgetop. *Canadian Journal of Forest Research* **41**:2031-2039.
- Houle, G. et S. Payette. 1990. Seed dynamics of *Betula alleghaniensis* in a deciduous forest of north-eastern North America. *Journal of Ecology* **78**:677-690.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: the physical science basis. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (eds). Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jackson, S. M., F. Pinto, J. R. Malcolm, et E. R. Wilson. 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.
- Jardon, Y., H. Morin, et P. Dutilleul. 2003. Periodicity and synchronism of spruce budworm outbreaks in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. **33**:1947-1961.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics : Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press.
- Kneeshaw, D. D. et Y. Bergeron. 1999. Spatial and temporal patterns of seedling and sapling recruitment within canopy gaps caused by spruce budworm. *Ecoscience* **6**:214-222.
- Kulakowski, D., T. T. Veblen, et S. Drinkwater. 2004. The persistence of quaking aspen (*Populus tremuloides*) in the Grand Mesa area, Colorado. *Ecological Applications* **14**:1603-1614.
- Kulakowski, D., T. T. Veblen, et B. P. Kurzel. 2006. Influences of infrequent fire, elevation and pre-fire vegetation on the persistence of quaking aspen (*Populus tremuloides*

- Michx.) in the Flat Tops area, Colorado, USA. *Journal of Biogeography* **33**:1397-1413.
- Landres, P. B., P. Morgan, et F. J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* **9**:1179-1188.
- Lefort, P., A. Leduc, S. Gauthier, and Y. Bergeron. 2004. Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Québec. *Écoscience* **11**:433-445.
- Lehtonen, H. et P. Huttunen. 1997. History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD - The possible effects of slash-and-burn cultivation. *Holocene* **7**:223-228.
- Li, H. et J. F. Reynolds. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* **73**:280-284.
- Liu, F., D. J. Mladenoff, N. S. Keuler, et L. S. Moore. 2011. BROADSCALE variability in tree data of the historical Public Land Survey and its consequences for ecological studies. *Ecological Monographs* **81**:259-275.
- Lorimer, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of Northeastern Maine. *Ecology* **58**:139-148.
- Lorimer, C. G. 1980. The use of land survey records in estimating presettlement fire frequency. Pages 57-62. *Proceeding of the fire history work shop. General Technical Report. RM-81. Rocky Mountain forest and range experiment station. U. S. Département of Agriculture. Forest service, Tucson Arizona.*
- Lorimer, C. G. 2001. Historical and ecological roles of disturbance in eastern North American forests: 9,000 years of change. *Wildlife Society Bulletin* **29**:425-439.
- Maclean, G. A. et G. L. Martin. 1984. Merchantable timber volume estimation using cross-sectional photogrammetric and densitometric methods. *Canadian Journal of Forest Research* **14**:803-810.
- Malanson, G. P. et D. M. Cairns. 1997. Effects of dispersal, population delays, and forest fragmentation on tree migration rates. *Plant Ecology* **131**:67-79.
- Manies, K. L. et D. J. Mladenoff. 2000. Testing methods to produce landscape-scale presettlement vegetation maps from the U.S. public land survey records. *Landscape Ecology* **15**:741-754.
- Marlon, J. R., P. J. Bartlein, C. Carcaillet, D. G. Gavin, S. P. Harrison, P. E. Higuera, F. Joos, M. J. Power, et I. C. Prentice. 2008. Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia. *Nature Geoscience* **1**:697-702.
- Marsh, G.P. 1864. *Man and nature : or physical geography as modified by human.* Editeur. C.Scribner
- McGarigal, K. et B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure., Pacific Northwest Research Station, U.S. Department of Agriculture Forest Service, Oregon, USA.
- McGarigal, K., SA Cushman, et E Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible sur le site internet suivant:  
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

- MEA. 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Island Press, Washington, DC.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson, and S. L. Stephens. 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* **17**:2145-2151.
- Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ). 2000a. Système d'information écoforestier 3<sup>ième</sup> inventaire décennal (SIEF). Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, 16 pages.
- Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ). 2000b. Carte topographique numérique du Québec 1/20 000. Photocartothèque québécoise. Québec, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MNRF). 2007. Normes d'inventaire forestier, placettes-échantillons temporaires. Direction des inventaires forestiers, Forêt, Québec.
- Ministère des ressources naturelles. 2004. Portrait forestier de la région du Bas-Saint-Laurent. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent.
- Morin, H. 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **24**:730-741.
- Morin, H. et D. Laprise. 1990. Recent history of spruce budworm outbreaks, north of Lac Saint-Jean, Quebec: a dendrochronological analysis. *Canadian Journal of Forest Research*. **20**:1-8.
- Munoz, S. E. et K. Gajewski. 2010. Distinguishing prehistoric human influence on late-Holocene forests in southern Ontario, Canada. *Holocene* **20**:967-981.
- Neilson, R. P. 1993. Transient ecotone response to climatic change: some conceptual and modelling approaches. *Ecological Applications* **3**:385-395.
- Niklasson, M. et B. Drakenberg. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: Implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation* **101**:63-71.
- Niklasson, M. et A. Granström. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* **81**:1484-1499.
- Niklasson, M., E. Zin, T. Zielonka, M. Feijen, A. F. Korczyk, M. Churski, T. Samojlik, B. JeDrzejewska, J. M. Gutowski, et B. Brzeziecki. 2010. A 350-year tree-ring fire record from Bialowieza Primeval Forest, Poland: Implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* **98**:1319-1329.
- Nolet, P., S. Delagrange, D. Bouffard, F. Doyon, et E. Forget. 2008. The successional status of sugar maple (*Acer saccharum*), revisited. *Annals of Forest Science* **65**.
- Nowacki, G. J. et M. D. Abrams. 2008. The demise of fire and "mesophication" of forests in the eastern United States. *BioScience* **58**:123-138.
- 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* **35**:750-761.
- Pastor, J. et W. M. Post. 1988. Response of northern forests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nature* **334**:55-58.
- Pinto, F., S. Romaniuk, et M. Ferguson. 2008. Changes to preindustrial forest tree composition in central and northeastern Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **38**:1842-1854.

- Power, M. J., J. et al. 2008. Changes in fire regimes since the last glacial maximum: An assessment based on a global synthesis and analysis of charcoal data. *Climate Dynamics* **30**:887-907.
- Prévost, M. et D. Pothier. 2003. Partial cuts in a trembling aspen - Conifer stand: Effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* **33**:1-15.
- Pyne, S. J. 2007. *Awful splendour : A fire history of Canada*. University of British Columbia Press.
- Québec, Service de protection contre les incendies. 1909-1941. Rapport annuel du ministre des Terres et Forêts du Québec. Documents de la Session. Archives de l'Université du Québec à Rimouski.
- Ravenscroft, C., R. M. Scheller, D. J. Mladenoff, et M. A. White. 2010. Forest restoration in a mixed-ownership landscape under climate change. *Ecological Applications* **20**:327-346.
- Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles. Les publications du Québec.
- R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Romme, W. H., M. G. Turner, L. L. Wallace, et J. S. Walker. 1995. Aspen, elk, and fire in Northern Yellowstone National Park. *Ecology* **76**:2097-2106.
- Rowe, J. S. 1972. *Forest regions of Canada*. J.S. Fisheries and Environment Canada. Canadian Forest Service, Headquarters. Ottawa, 172p.
- Roy, L. 1992. La colonisation dans la vallée de la Matapédia de 1850-1900: le rôle du clergé et des compagnies forestières. *Revue d'histoire du Bas-Saint-Laurent* **XVI**:3-7.
- Ruel, J. C. et M. Pineau. 2002. Windthrow as an important process for white spruce regeneration. *Forestry Chronicle* **78**:732-738.
- Saxe, H., M. G. R. Cannell, Ø. Johnsen, M. G. Ryan, et G. Vourlitis. 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist* **149**:369-400.
- Scheller, R. M. et D. J. Mladenoff. 2005. A spatially interactive simulation of climate change, harvesting, wind, and tree species migration and projected changes to forest composition and biomass in northern Wisconsin, USA. *Global Change Biology* **11**:307-321.
- Scheller, R. M. et D. J. Mladenoff. 2008. Simulated effects of climate change, fragmentation, and inter-specific competition on tree species migration in northern Wisconsin, USA. *Climate Research* **36**:191-202.
- Schulte, L. A. et D. J. Mladenoff. 2001. The original US public land survey records: Their use and limitations in reconstructing presettlement vegetation. *Journal of Forestry* **99**:5-10.
- Schulte, L. A. et D. J. Mladenoff. 2005. Severe wind and fire regimes in northern forests: Historical variability at the regional scale. *Ecology* **86**:431-445.
- Schulte, L. A., D. J. Mladenoff, T. R. Crow, L. C. Merrick, et D. T. Cleland. 2007. Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests due to land use. *Landscape Ecology* **22**:1089-1103.

- Schulte, L. A., D. J. Mladenoff, et E. V. Nordheim. 2002. Quantitative classification of historic northern Wisconsin (U.S.A.) landscape : mapping forests at regional scales. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:1616-1638.
- Scott, M. L. et P. G. Murphy. 1987. Regeneration patterns of northern white cedar, an old-growth forest dominant. *American Midland Naturalist* **117**:10-16.
- Scull, P. et J. L. Richardson. 2007. A method to use ranked timber observations to perform forest composition reconstructions from land survey data. *American Midland Naturalist* **158**:446-460.
- Siccama, T. G. 1971. Presettlement and present forest vegetation in northern Vermont with special reference to Chittenden County. *American Midland Nat* **85**:172.
- Simard, H. et A. Bouchard. 1996. The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec: A record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research* **26**:1670-1676.
- Simard, M. J., Y. Bergeron, et L. Sirois. 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* **9**:575-582.
- Sorel, C. 2004. Impacts des perturbations anthropiques du XX<sup>e</sup> siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec). Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski.
- Steffen, W., M. O. Andreae, B. Bolin, P. M. Cox, P. J. Crutzen, U. Cubasch, H. Held, N. Nakicenovic, R. J. Scholes, L. Talae-McManus, et B. L. Turner II. 2004. Abrupt changes: The Achilles' heels of the earth system. *Environment* **46**:8-20.
- Steffen, W., Å. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockström, M. Scheffer, H. J. Schellnhuber, et U. Svedin. 2011. The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio* **40**:739-761.
- Swetnam, T. W., C. D. Allen, et J. L. Betancourt. 1999. Applied historical ecology: Using the past to manage for the future. *Ecological Applications* **9**:1189-1206.
- Tinker, D. B. et W. H. D. Romme, D.G. 2003. Historic range of variability in landscape structure in subalpine forests of the Greater Yellowstone area, USA. *Landscape Ecology* **18**:427-439.
- Turner, M. G., W. W. Hargrove, R. H. Gardner, et W. H. Romme. 1994a. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* **5**:731-742.
- Turner, M. G., W. H. Romme, et R. H. Gardner. 1994b. Landscape disturbance models and the long-term dynamics of natural areas. *Natural Areas Journal* **14**:3-11.
- Turner, M. G., W. H. Romme, R. A. Reed, et G. A. Tuskan. 2003. Post-fire aspen seedling recruitment across the Yellowstone (USA) landscape. *Landscape Ecology* **18**:127-140.
- Veblen, T. T., T. Kitzberger, R. Villalba, et J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* **69**:47-67.
- Vitousek, P. M. 1985. Community turnover and ecosystem nutrient dynamics. Pages 325-333 dans S. T. A. Pickett and P. S. White, Éditeurs. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, et J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**:494-499.

- Wallenius, T. H., S. Lilja, et T. Kuuluvainen. 2007. Fire history and tree species composition in managed *Picea abies* stands in southern Finland: Implications for restoration. *Forest Ecology and Management* **250**:89-95.
- Wallenius, T. H., A. Pitkänen, T. Kuuluvainen, J. Pennanen, et H. Karttunen. 2005. Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:1540-1552.
- Weir, J. M. H. et E. A. Johnson. 1998. Effects of escaped settlement fires and logging on forest composition in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **28**:459-467.
- Weir, J. M. H., E. A. Johnson, et K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. *Ecological Applications* **10**:1162-1177.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press.
- White, M. A. et D. J. Mladenoff. 1994. Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present. *Landscape Ecology* **9**:191-205.
- White, P. S. et A. J. Jentsch. 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystems dynamics. *Progress in Botany* **62**:399-450.
- White, P. S. et S. T. A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics : an introduction. Pages 3-13 dans S. T. A. Pickett and P. S. White, Éditeurs. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Whitney, G. G. 1996. *From Coastal Wilderness to Fruited Plain: a History of Environmental Change in Temperate North America from 1500 to the Present*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Whitney, G. G. et J. P. DeCant. 2003. Physical and historical determinants of the pre- and post-settlement forests of northwestern Pennsylvania. *Canadian Journal of Forest Research* **33**:1683-1697.
- Whitney, G. G. et M. M. Upmeyer. 2004. Sweet trees, sour circumstances: The long search for sustainability in the North American maple products industry. *Forest Ecology and Management* **200**:313-333.
- Williams, M. A. et W. L. Baker. 2011. Testing the accuracy of new methods for reconstructing historical structure of forest landscapes using GLO survey data. *Ecological Monographs* **81**:63-88.
- Zalasiewicz, J. A. N., M. Williams, W. Steffen, et P. Crutzen. 2010. The new world of the anthropocene. *Environmental Science and Technology* **44**:2228-2231.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis* 4th. Édition Prentice Hall, Upper Saddle River. NJ. 662p.
- Zasada, J., T. L. Sharik, et M. Nygren. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. *in* R. L. H.H. Shugart, et G.B. Bonan, éditeurs. *A systems analysis of the boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Zhang, Q., K. S. Pregitzer, et D. D. Reed. 1999. Catastrophic disturbance in the presettlement forests of the Upper Peninsula of Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* **29**:106-114.