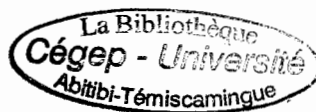


UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

SUCCESSION ARBORÉE DANS LA FORÊT BORÉALE DE L'OUEST DU QUÉBEC

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

PAR
ELISE VINCENT



JANVIER 2005



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

Mise en garde

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

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

Remerciements

Je tiens tout particulièrement à remercier Yves Bergeron, mon directeur de recherche, pour m'avoir donné l'opportunité de venir travailler au sein de son laboratoire. Ces deux années au Canada m'ont permis de découvrir de nouveaux aspects de l'écologie forestière qui viennent compléter et enrichir mon bagage français. J'ai beaucoup appris de mes erreurs et de mes petits succès. Merci pour votre patience et votre temps. Merci également de m'avoir permis d'aller encore plus loin lors de mon séjour en Colombie Britannique.

Merci à Jean Noël, Georges Pelletier, Michel Chabot et Pierre Grondin qui nous ont permis d'avoir accès aux bases SIFORT.

Sans l'appui d'Alain Leduc pour le traitement des données, je n'aurais pas réussi à sortir du monde abstrait de SIFORT et à rendre vivants des arbres électroniques. Merci pour vos conseils avisés et pour m'avoir posé les questions pertinentes qui font avancer.

Merci à Sylvie Gauthier pour son temps et pour ses commentaires pertinents. Merci également à Pierre Grondin pour son aide tout au long de ce projet.

Sans le soutien et l'aide des étudiants et employés de la Chaire en Aménagement Forestier Durable de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, ce projet n'aurait pas pu aboutir. Merci à Thuy Nguyen et Annie Belleau pour m'avoir aiguillée tout au long de mes diverses tentatives pour faire parler SIFORT. Merci à Sonia Légaré, Nicole Fenton et Hervé Bescond pour avoir su me relancer sur de nouvelles pistes quand j'en avais besoin. Merci à Marie-Hélène Longpré pour son soutien technique et administratif tout au long de mon séjour à l'UQAT. Yvon Grenier a su répondre avec patience et pertinence à mes questions parfois naïves.

Merci pour tous les sourires et les encouragements que j'ai reçus de mes amis, que ce soit à l'occasion d'un bon repas, d'une randonnée, d'une partie d'ultimate Frisbee ou de soccer, d'une sortie en canoë ou d'une discussion « siforesque ». Merci à Delphin, Robert, Nicole, Pierre, Marion, Thuy, Eugénia, Dan, Marie-Claude, Hervé, Annie et Raphaël, Anne-Marie et sa famille, Claude et Amy, d'avoir été pour moi des amis. Grâce à vous, j'ai passé deux années inoubliables en Abitibi.

Sans le soutien de Christophe Panaïotis lors de mon projet de Maîtrise en France, je n'aurais jamais eu l'audace et la confiance nécessaires pour me lancer dans l'aventure québécoise. Merci de m'avoir aiguillée et enthousiasmée pour l'écologie forestière. Le point de départ de cette aventure a été la forêt du Fango et ses honorables chênes verts. Que de chemin parcouru depuis !

Enfin je tiens à remercier toute ma famille pour son soutien longue distance. Merci de m'avoir laissée réaliser ce projet de l'autre côté de l'Atlantique. Merci d'avoir cru en moi et de me l'avoir montré. Et merci à Carole et Madame et Monsieur Aujard, mes instituteurs pour les fautes d'orthographe.

Table des matières

| | |
|--|------|
| Liste des figures | vii |
| Liste des tableaux | viii |
| Résumé | ix |
| introduction générale | 1 |
| | |
| CANOPY SUCCESSION IN THE <i>ABIES BALSAMEA</i> - <i>BETULA PAPYRIFERA</i> AND IN THE <i>PICEA MARIANA</i> -FEATHERMOSS BOREAL FOREST OF NORTHWESTERN QUÉBEC Elise Vincent, Yves Bergeron, Alain Leduc et Sylvie Gauthier | 4 |
| Abstract | 5 |
| 1. INTRODUCTION | 5 |
| 2. MATERIALS AND METHODS | 7 |
| 2.1. Study area | 7 |
| 2.2. Methods | 7 |
| 2.2.1. SIFORT database | 7 |
| 2.2.2. Surface deposit and drainage classes | 8 |
| 2.2.3. Age classes | 9 |
| 2.2.4. Assessment of arboreal succession | 9 |
| 2.2.5. Pace of succession in relation to site fertility | 11 |
| 2.2.6. Differences in successional pathways between ecoregions | 12 |
| 3. RESULTS | 13 |
| 3.1. Change in seral stages composing a successional pathways | 13 |

| | | |
|--------|---|----|
| 3.2. | Succession study | 13 |
| 3.3. | Influence of site fertility on successional pathways | 14 |
| 3.4. | Comparing successional rate and pathways between ecoregions | 16 |
| 3.4.1. | Successional rate | 16 |
| 3.4.2. | Successional pathways and ecoregion | 16 |
| 4. | DISCUSSION | 17 |
| 4.1. | Succession | 17 |
| 4.2. | Persistence time in the canopy | 18 |
| 4.3. | Succession and site fertility | 19 |
| 4.4. | Differences between ecoregions | 19 |
| 5. | CONCLUSION | 21 |
| 6. | BIBLIOGRAPHY | 22 |
| | Appendix 1 | 40 |
| | Appendix 2 | 41 |

Fiche technique :

UTILISATION DES BASES DE DONNÉES SIFORT POUR L'ÉTUDE DE LA SUCCESSION
 ARBORÉE EN PESSIÈRE À MOUSSE ET EN SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE L'OUEST
 DU QUÉBEC, RÉGION DE L'ABITIBI

Elise Vincent, Yves Bergeron, Alain Leduc et Sylvie Gauthier 42

INTRODUCTION 42

| | |
|---|----|
| TERRITOIRE D'ETUDE | 43 |
| METHODES | 44 |
| RESULTATS | 44 |
| Evolution des peuplements :succession arborée | 44 |
| Effet des conditions de site | 46 |
| Différences entre les régions écologiques | 47 |
| LIMITE | 48 |
| CONCLUSIONS | 49 |
| REFERENCES ET TRAVAUX COMPLEMENTAIRES | 49 |
| | |
| CONCLUSION GENERALE | 51 |
| Références | 52 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 2.1: Localisation of the ecoregions | 27 |
| Figure 3.1: Relatives changes (%) of polygons distribution between SIFORT 2 (1985) and SIFORT 3 (1994) | 32 |
| Figure 3.2: Soil fertility class distribution for the ecoregions (n = 60459 polygons used to develop the transition matrices); ; PoorG: poor site with good drainage; PoorP: poor site with poor drainage | 33 |
| Figure 3.3: Percentage of cover of pioneer species stands in a simulated landscape (Pb: <i>Pinus banksiana</i> , Bp: <i>Betula papyrifera</i> , Pt: <i>Populus tremuloides</i>) in relation to time using transition matrices for a) the entire territory and for the different fertility classes: b) fertile sites, c) poor sites with good drainage and d) poor sites with poor drainage. | 35 |
| Figure 3.4: Percentage of cover of pioneer species stands in a simulated landscape (Pb: <i>Pinus banksiana</i> , Bp: <i>Betula papyrifera</i> , Pt: <i>Populus tremuloides</i>) in relation to time using transition matrices for two ecoregions: a) <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula papyrifera</i> , b) <i>Picea mariana</i> -feathermoss. | 37 |
| Figure.1 : Localisation des régions écologiques étudiées | 43 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Table 2.1 : Description of the ecoregions (Grondin <i>et al.</i> , 1998, Bergeron <i>et al.</i> , 1998) | 26 |
| Table 2.2: Tree species abbreviation used in the codification of cover type | 28 |
| Table 2.3: Distribution of the polygons for different types of surface deposit and drainage classes | 29 |
| Table 2.4: Clustering of different stand type following their belonging to a similar early seral stage | 30 |
| Table 2.5: Distribution of tree species communities into subgroups for SIFORT 2 and 3 | 31 |
| Table 3.1: Transition matrix for the entire study area | 34 |
| Table 3.2: Time (years) necessary to observe the disappearance of 50 % and more than 75 % of the cover of the initial pioneer stands in a simulated landscape in relation to site fertility | 36 |
| Table 3.3: Time (years) necessary to observe the disappearance of 50 % and more than 75 % of the cover of the initial pioneer stands in a simulated landscape for two ecoregions on for fertile sites | 38 |
| Table 3.5: Transition rates (%) towards stands affected by a sever insect outbreak and towards late successional stands for two ecoregions (5a: <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula papyrifera</i> ecoregion; 6a: <i>Picea mariana</i> -feathermoss ecoregion) | 39 |
| Tableau 1: Matrice de transition des différents types de peuplements sur l'ensemble des dépôts de surface pour les deux régions écologiques | 45 |
| Tableau 2 : Diminution du recouvrement en essences pionnières dans la mosaïque forestière en fonction du temps (années) et de la qualité des sites | 47 |
| Tableau 3: Taux de transition (%) vers les peuplements de fin de succession et vers des peuplements affectés par une épidémie d'insectes en fonction des régions écologiques (5a : sapinière à bouleau blanc; 6a : pessière à mousse) pour les sites fertiles | 48 |
| Tableau.4: Diminution dans le temps du recouvrement des peuplements d'essences pionnières suivant le chemin successional de l'épinette en fonction des régions écologiques | 48 |

Résumé

La succession arborée a été étudiée à partir d'observations directes pour deux régions écologiques de l'ouest du Québec (région de l'Abitibi) : la pessière à mousse et la sapinière à bouleau blanc. Les données utilisées sont issues des bases SIFORT_{MRNQ-SOPFEU-SOPFIM} (Système d'Information FORestière par Tesselles). Ces bases fournissent pour chaque tesselle (d'une superficie de 14 ha) le type de peuplement, l'âge, et les données abiotiques qui lui sont associés (dépôt de surface, drainage) pour trois inventaires (1969, 1985, 1994). Des matrices de transitions entre le deuxième et le troisième inventaire ont été construites pour déterminer les taux de transition entre les différentes étapes de la succession. Ceci a permis de confirmer qu'il y a bien mise en place des processus de succession arborée en forêt boréale comme démontré à partir des études basées sur des chronoséquences. A partir de trois classes de fertilité, le temps de persistance des peuplements pionniers dans la mosaïque forestière a été calculé ainsi que la vitesse de succession. Les résultats obtenus indiquent que la succession est plus rapide sur les sites fertiles que sur les sites pauvres. La diminution de la proportion des peuplements pionniers au sein de la mosaïque est rapide lors du premier siècle suivant l'initiation des peuplements. Par la suite la diminution est plus lente et les peuplements pionniers persistent dans la mosaïque à un très faible taux. Du point de vue des régions écologiques, des différences au niveau des chemins de successions ont été mises en évidence. En pessière à mousse, les peuplements convergent vers de peuplements purs d'épinettes alors qu'en sapinière à bouleau blanc, il y a convergence vers des peuplements de sapins ou d'épinettes. Des limites à l'utilisation des bases SIFORT pour l'étude de la succession arborée ont été mises en évidence. Ainsi ces bases ne permettent pas de différencier les peuplements pionniers mixtes des peuplements mixtes de milieu de succession de même composition. De plus, les erreurs dues à la photo-interprétation peuvent avoir une influence directe sur les taux de transition calculés. Globalement, les bases SIFORT restent un outil important pour l'étude de la succession à partir d'observations directes.

Mots clés: tesselles , succession, forêt boréales, matrices de transition

Introduction générale

La forêt boréale est un assemblage de communautés végétales de structures, de classes d'âge variées résultant du passage successif de perturbations naturelles (tels les feux et les épidémies d'insectes) ou anthropiques (coupes) d'intensité variable (Heinselman, 1981; West *et al.*, 1981). Les perturbations sont également les facteurs initiateurs de la succession forestière (Frelich et Reich, 1995). Leur intensité et leur nature influencent le type de peuplement retrouvé en fin de succession (Hibbs, 1983) et qui forment la mosaïque forestière. Clements (1916) est l'un des premiers à avoir introduit la notion de succession en écologie. Il a posé comme postulat que suite à une perturbation majeure, une communauté se régénère semblable à elle-même selon un ordre établi de séries de remplacement.

En forêt boréale deux points de vue s'opposent quant à la dynamique forestière suite au passage d'une perturbation. Dix et Swan (1971), Horn (1976), Johnson (1992) et Gagnon et Morin (2001) parlent de renouvellement cyclique des populations d'arbres, lié au passage récurrent de perturbations. Ils n'observent pas de convergence des peuplements vers un stade final en équilibre (ou climax) comme c'est le cas avec les différents modèles de succession. A cette théorie, Gagnon et Morin (2001) ont associé un modèle de régression, c'est à dire qu'après passage d'une perturbation majeure, si le taux de régénération est insuffisant, il y aura régression du peuplement qui peut aboutir, selon les conditions du milieu, à une ouverture du milieu qui sera plus ou moins irréversible. Larsen et MacDonald (1998), Bergeron (2000) et Harper *et al.* (2002) parlent, quant à eux, d'un processus de succession pour la forêt boréale. C'est à dire qu'il y a reconstruction d'un massif forestier par la mise en place de stades successifs de composition variable. Dans ce cas il y a pérennisation des écosystèmes forestiers. Lesieur *et al.* (2002) énoncent qu'il y a un remplacement des essences forestières quand l'intervalle de feu excède la longévité moyenne des essences issues de la succession secondaire.

La succession forestière a été documentée de nombreuses fois en forêt boréale à l'aide de chronoséquences et de chronoséquence (peuplements spatialement distribués issus de perturbations d'âge différent - Heinselman, 1981, Cogbill, 1985, Bergeron et Dubuc, 1985, De Grandpré *et al.*, 1993, Leduc *et al.*, 1995, Gauthier *et al.*, 1996, 2000, Bergeron, 2000), mais rarement à partir d'observations directes du fait de l'échelle temporelle à laquelle se déroule la succession. Seule l'étude de Lesieur *et al.* (2002) utilise des données basées sur des observations directes de l'évolution des peuplements pour une partie de la sapinière à bouleau blanc du sud de la forêt boréale. L'utilisation des bases SIFORT_{MRNQ-SOPFEU-SOPFIM} (Système d'Information FORestière par Tesselles) va permettre de compléter cette étude pour deux régions écologiques de l'ouest du Québec (la sapinière à bouleau blanc et la pessière à mousse : régions 5a et 6a). Ces bases sont construites à partir de photographies aériennes et couvrent l'ensemble du territoire forestier du Québec pour trois décennies (1970, 1980 et 1990). À partir de ces bases, des taux de transition entre les différentes années d'inventaires peuvent être calculés pour mettre en évidence les processus de succession arborée en forêt boréale.

Bonan et Shugart (1989) et Bellefleur et Auclair (1972) ont démontré que les conditions abiotiques sont les meilleurs indicateurs de la variabilité entre les différents peuplements. Par la suite des études sur la succession (Gauthier *et al.*, 2000; 1996; Leduc *et al.*, 1995; Bergeron et Dubuc, 1989; Shugart et Seagel, 1985) ont montré que le cheminement de la succession est différent selon les conditions abiotiques et en particulier selon le dépôt de surface et le drainage. Donnegan and Rebertus (1999) et Myster and Pickett (1994) ont précisé que la succession est plus rapide sur les sites fertiles que sur les sites pauvres. À l'aide de trois classes de fertilités établies selon les données édaphiques (dépôt de surface et drainage) un modèle simple d'évolution des peuplements basé sur les taux de transition va permettre d'étudier l'effet de la fertilité des sites sur la vitesse de succession pour les deux régions écologiques.

Les facteurs locaux sont aussi importants pour la détermination des chemins de succession. Gauthier *et al.* (2000) ont montré des différences entre la pessière à mousse et la sapinière à bouleau blanc de l'Abitibi qui seraient imputables à la différence de régime des feux et au climat entre les deux régions écologiques. Une étude à grande échelle de la pessière à mousse et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest offre l'opportunité d'identifier les différences du point de vue des chemins de succession mais également de la vitesse de succession pour les sites fertiles. Des matrices de transitions calculées pour chacune des deux régions écologiques vont permettre d'étudier les chemins de succession et de calculer la vitesse de succession et le temps de persistance des peuplements pionniers dans la mosaïque.

CANOPY SUCCESSION IN THE *ABIES BALSAMEA*-*BETULA PAPYRIFERA* AND
IN THE *PICEA MARIANA*-FEATHERMOSS BOREAL FOREST OF
NORTHWESTERN QUÉBEC

ELISE VINCENT¹, YVES BERGERON¹, ALAIN LEDUC² AND SYLVIE GAUTHIER³

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec

Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire
Université du Québec à Montréal, CP8888, succursale centre ville
Montréal, QC H3C 3P8

³Ressources Naturelles Canada
Centre de foresterie des Laurentides
1055 rue du P.E.P.S., C.P. 3800
Ste-Foy, Québec

Abstract

The overlaying of the last two SIFORT forest inventories gives a direct observation of forest canopy evolution in two ecoregions of Quebec's boreal forest: the western *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* and the western *Picea mariana*-feathermoss. Transition matrices between SIFORT inventories show changes in forest composition through time. Similar results were found in chronosequence studies on successional pathways. Even though the model we used to evaluate species persistence in the landscape gives results similar to the chronosequence studies, these results are inconsistent with the ones found in simulation model studies. The effect of soil fertility on succession is also analyzed with a transition-based model. Results show that succession is faster on fertile than on poor sites. Analysis by ecoregion confirms forest classification for both regions. In the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region, successional pathways are more diverse and lead to *Abies balsamea* stands while in the *Picea mariana*-feathermoss region, successional pathways lead to pure *Picea mariana* stands.

1. INTRODUCTION

The boreal forest is composed of different stand structures, age classes and plant communities initiated and influenced by successive disturbances of variable intensity, such as fire and insect outbreaks (Heinselman, 1981, West *et al.*, 1981). Temporal and spatial factors (surface deposit, drainage, nutrient cycle, microclimate, local topography) are also important in forest evolution (Johnson, 1992). Disturbances are recognized for initiating forest succession (Frelich et Reich, 1995). Their intensity and nature has an influence on the forest composition of late successional stands (Hibbs, 1983).

Abiotic conditions are important factors influencing succession (Bonan and Shugart, 1989, Bellefleur and Auclair, 1972). According to Bergeron and Dubuc (1989), Gauthier *et al.* (1996), Harper *et al.* (2002), Donnegan and Rebertus (1999) and Myster and Pickett (1994), site fertility has a direct effect on succession. Fertile sites tend to evolve faster towards late successional stages than less fertile ones. In

addition to abiotic factors, regional factors also play an important role in determining successional pathways. Gauthier *et al.* (2000), using a chronosequence approach showed differences in successional pathways between different ecoregions (*Abies balsamea*-*Betula papyrifera* and *Picea mariana*-feathermoss).

There are several successional studies in boreal forest based on chronosequence, which uses indirect observations (Heinselman, 1981, Cogbill, 1985, Bergeron and Dubuc, 1985, De Grandpré *et al.*, 1993, Leduc *et al.*, 1995, Gauthier *et al.*, 1996, 2000, Bergeron, 2000). In these studies, stands located on the same type of site and from different age are sampled to document forest succession rather than sampling the same stand at different periods in time. Lesieur *et al.* (2002), on the other hand, used stand remeasurements as direct observation of forest evolution to study succession for the southeast part of the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion.

SIFORT (Système d'information forestière par tesselle) (Pelletier *et al.* 1996) is a system providing forest inventory data based on aerial photograph. It was created to document the impact of disturbances (fires, insect attack, etc.) over time on the forests of Quebec. This can provide tools for natural disturbance-based management. In this study, the SIFORT database is used i) to evaluate succession in the boreal forest between two forest inventories, ii) to assess the importance of site fertility on pace of successional, and iii) to identify potential differences between successional pathways of two ecoregions (*Abies balsamea*-*Betula papyrifera* and the *Picea mariana*-feathermoss). Transition matrices using different SIFORT inventories gives us transition rates for stands and can show the existence of succession in the boreal forest. These results are compared to the ones from chronosequence studies. The model built with transition matrices for three different site fertility classes allows us to evaluate the influence of abiotic factors on succession and to determine the time of persistence of pioneer stands in the forest mosaic.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

The *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* (5a) and the *Picea mariana*-feathermoss (6a) ecoregions are located in the western section of Quebec's boreal forest between latitude 48°00' and 52°00' N (Figure 2.1) and cover approximately 47 000 km². These two regions are part of the large physiographic unit of northern Quebec and Ontario that was formed by the proglacial Ojibway Lake (Veillette, 1994). The climate for the study area is continental and is characterized by a long cold winter and a warm humid summer. The characteristics of the two regions are shown in Table 2.1.

2.2. Methods

2.2.1. SIFORT database

SIFORT is a mosaic of rectangular polygons, averaging 14 ha each (0.15" x 0.15" Lat-Long), which covers all of Quebec's forested territory. The information is based on photo interpretation and field data compilation, which are used to generate ecoforestry maps. Data available for each polygon are: forest cover type, disturbance origin, density class, height class, surface deposit, drainage, and stand age class (Pelletier *et al.*, 1996). Information issue from the centre of one polygon represents one stand. Three inventories have been carried out so far, the first one in 1969, the second one in 1985 and the most recent one in 1994. The first inventory is much less precise than the other two. It uses only 18 tree species communities where the other two uses 38 and 39 respectively.

Tree species communities used in SIFORT follow the same nomenclature as ecoforestry maps. The classification is based on the relative cover of species. Stands are classified into three broad categories: coniferous, mixed and deciduous. A stand is said to be coniferous when coniferous species represent more than 75 % of the stand cover, mixed when 26 % to 74 % of the stand cover is composed of conifers and deciduous when less than 25 % of the stand cover is composed of conifers

(Ministère de l'Énergie et des Ressources, 1983). Table 2.2 shows the abbreviations used for different species or group of species.

Non-commercial deciduous stands contain species of noncommercial value (over 7 m tall) such as willow and alder. The intolerant deciduous group and the coniferous group are used when the photo-interpretation does not allow precise identification of deciduous or coniferous species.

2.2.2. Surface deposit and drainage classes

SIFORT types of surface deposit and drainage classes uses data from ecoforestry maps and follows the nomenclature of the Ministère des Ressources Naturelles (1994). For both ecological regions, 27 types of surface deposit and 6 drainage classes were identified. For the purpose of our analysis, we summarised this information into 3 fertility classes (Table 2.3), which represent site quality for tree growth. Rationale for this is the relationship between soil productivity class (surface deposit and drainage) and species productivity found by many authors (Cartier *et al.*, 1996, Harvey *et al.*, 1996, Béland and Bergeron, 1996). The three productivity classes are: fertile, poor with good drainage and poor with poor drainage.

The fertile class include glacial and lake deposits. Glacial deposits are formed by different till sizes ranging from clay to gravel. Lake deposits are composed of organic matter, fine sand, stratified silt and clay. When these soil deposits are associated with fast, good, moderate and imperfect drainage (1,2,3 and 4) they form fertile sites favourable to vegetation growth. The poor with good drainage fertility class are made of rocky outcrops with thin soils and coarse grain. Associated with low moisture retention, these surface deposits form poor soils with fast drainage (1 to 4), which are less favourable to forest development. The poor with poor drainage fertility class has organic soils and surface deposits associated with poor drainage (5 and 6). These sites are not favourable to species growth and are usually open canopy stands.

2.2.3. Age classes

Stand age classes provided by ecoforestry maps are determined by photo-interpretation using a combination of stand composition and height. Age classes are based on 20-year classes with a maximum of 120 years (10, 30, 50, 70, 90, and 120 years). When stands originate from fire disturbance (most common case in our data set) and are relatively young (less than 100 years), the age estimation is relatively good (Gauthier et Lefort unpublished). If a stand has two age classes it is considered an uneven-age stand. In such cases, the average of the two age classes was used as the stand age. The combined age class of each stand type is used to determine modal age of species communities.

2.2.4. Assessment of arboreal succession

Transition matrices are used to assess arboreal succession. They are constructed using the 1985 and 1994 SIFORT databases (SIFORT 2 and SIFORT 3) - the 1969 SIFORT database (SIFORT 1) is not used for this analysis because of its lack of precision. They allow the evaluation of stand evolution (i.e. composition change) between two inventories by providing transition rates (difference between stand types abundance in SIFORT 2 and SIFORT 3). Polygons showing recent natural or anthropogenic disturbances (fire, insect outbreak or cutting) and non-forest area have been excluded from the analysis. The reduced database contains natural productive stands that have not been disturbed since 1970. This database contained 60 459 polygons: 26 059 for the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion and 34 400 for the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion. These polygons include 18 % of the initial SIFORT database. Among the excluded polygons, 52 % have been harvested, 19 % have burned and 2.9 % were affected by a severe insect outbreak. The other polygons were rejected because of diverse anthropogenic or natural disturbances (such as windfall, light insect outbreak, agricultural use) and other (non-forested dry or wet lands, open water, etc.).

Early successional stands were grouped in three successional pathways using SIFORT 2. These correspond to stands dominated by the 3 shade intolerant species:

Pinus banksiana, *Betula papyrifera* and *Populus tremuloides*. Succession is initiated either in pure stands or in mixed pioneer species stands (Table 2.4). Pure *Picea* stands initiated after disturbances could not be easily distinguished from those resulting from succession processes, so they were not considered in this study.

The 39 tree species communities in SIFORT 3 (1990) were reduced to 6 subgroups (Table 2.5). The new groups are based on the proportion of shade intolerant and tolerant species. Species communities dominated by shade intolerant or pioneer species (Pb, Pt, Bp and De) are grouped in stage 1, which corresponds to pioneer or initial stands. Stage 2 contains communities with 25 % tolerant coniferous species (P, Ab, LI, C) and 75 % pioneer species; stage 3 has stands with 75 % shade tolerant coniferous species and 25 % pioneer species. Finally, stands composed only of shade tolerant coniferous species are considered as final successional stages. The three dominant species (S, Ab, LI) were not grouped in order to determine the last successional stage for each initial stand. Transition rates were calculated between SIFORT 2 and SIFORT 3 when the initial group had a minimum of 50 polygons. Otherwise, they were not considered representative.

We considered that polygons showing reverse succession (i.e. returning to a previous successional stage) did not evolve because they are considered as impossible. Therefore, they have been considered as stands that have not evolved. These type of regressions are mainly due to errors in photo-interpretation and in overlaying of the two inventories. Species communities containing *Abies balsamea* do not follow this rule because in this case, regression might have been caused by insect outbreak. Indeed, there was significant mortality of conifers due to a severe spruce budworm outbreak in *Abies* dominated stands between the two inventories. This type of regression is important in order to evaluate the *Abies balsamea* population before an outbreak and to determine if there are differences in successional pathways between the two ecological regions.

Inexplicable transitions that were not successional regressions were excluded when calculating transition matrices. We assumed these transitions were errors when the rate of succession was fast (e.g. PbPb changing to P), or when the species did not match (e.g. Bp changing to PtPb).

2.2.5. Pace of succession in relation to site fertility

A simple model of forest evolution based on matrix calculation was used to study succession speed in relation to site fertility. The model uses a simulated landscape composed entirely of pure stands in the initial phase of succession (i.e. dominated by *Betula papyrifera*, *Populus tremuloides* or *Pinus banksiana*). Landscape consisting of mixed species initial stands were not studied here. A linear vector made of four components represents the landscape. Each component corresponds to one successional stage (1).

$$(1) \quad \begin{array}{cccc} \textit{Stage1} & \textit{Stage2} & \textit{Stage3} & \textit{Final} \\ 100 & 0 & 0 & 0 \end{array}$$

This vector multiplied a transition matrix. A new vector was obtained and was again multiplied by the transition matrix. This was repeated until we obtained a vector representing the final landscape (2) i.e. when 95 % was in the final stages and when 1 % or less represents the initial stages.

$$(2) \quad \begin{array}{cccc} \textit{Stage1} & \textit{Stage2} & \textit{Stage3} & \textit{Final} \\ <1 & <1 & <1 & >95 \end{array}$$

Each multiplication of the matrix by a vector corresponds to nine years of stand evolution (time elapsed between SIFORT 2 and SIFORT 3). This time was added to the modal age of pioneer stands as calculated in section 2.2.3. The time obtained corresponds to the persistence of the pioneer species in the forest landscape.

Example with *Pinus banksiana* :

| | | | | | Stage1 | Stage2 | Stage3 | Final |
|-------------|------------|------------|--------------|---------------------|---------------------|--------|--------|-------|
| <i>PbPb</i> | <i>PbP</i> | <i>PPb</i> | <i>Final</i> | <i>PbPb</i> | 62.16 | 23.09 | 8.60 | 6.15 |
| 100 | 0 | 0 | 0 | \times <i>PbP</i> | 0 | 53.34 | 26.89 | 19.77 |
| | | | | <i>PPb</i> | 0 | 0 | 63.23 | 36.77 |
| | | | | <i>PP</i> | 0 | 0 | 0 | 100 |
| | | | | | Stage1 | Stage2 | Stage3 | Final |
| <i>PbPb</i> | <i>PbP</i> | <i>PPb</i> | <i>Final</i> | <i>PbPb</i> | 62.16 | 23.09 | 8.60 | 6.15 |
| = | 62.16 | 23.09 | 8.60 | 6.15 | \times <i>PbE</i> | 0 | 53.34 | 26.89 |
| | | | | <i>EPb</i> | 0 | 0 | 63.23 | 36.77 |
| | | | | <i>PP</i> | 0 | 0 | 0 | 100 |
| | | | | | = | | | |
| <i>PbPb</i> | <i>PbP</i> | <i>PPb</i> | <i>Final</i> | | | | | |
| = | <1 | <1 | <1 | >95 | | | | |

The same method was used to determine if there were differences in the two ecoregions regarding successional speed.

2.2.6. Differences in successional pathways between ecoregions

To determine if there were differences between successional pathways in relation to the ecoregions, SIFORT 1 (1969) and SIFORT 2 (1985) databases were used. Polygons containing *Abies balsamea* polygons are more abundant in SIFORT 1 than in SIFORT 2 and 3 due to the fact the aerial photographs were taken before or at the beginning of the spruce budworm outbreak. Therefore, SIFORT 1 was kept in our analysis and polygons affected by the outbreak were added to data used to construct the transition matrix. The number of polygons affected by the outbreak between the two inventories was determined by the transitions towards severe outbreaks in SIFORT 2.

This new set of data was used to calculate transition matrices for each ecoregion. Only transitions towards stands affected by the outbreak and towards late successional stands are presented.

3. RESULTS

3.1. Change in seral stages composing a successional pathways

Figure 3.1 presents changes in polygon distribution between the last two inventories (SIFORT 1985 and 1994). Negative values correspond to a decrease in area percentage cover of a stand type in SIFORT 3 when compared to SIFORT 2. Positive values correspond to an increase in percentage cover of a stand in SIFORT 3.

Polygon distribution shows differences in the nine years between the last two inventories. The frequency of early successional stands, such as *Betula papyrifera*, *Pinus banksiana*, *Populus tremuloides*-coniferous and coniferous-*Populus tremuloides* decreased while mid and late successional stands increased. The number of *Picea* sp. stands also decreased between the two inventories. This reduction could be due to disturbances that were not identified or due to errors in stand identification.

3.2. Succession study

Table 3.1 shows transition rate between stands for the whole territory. Five to forty five percent of polygons for each stand type were not used for calculating transitions because they presented aberrant transitions (e.g. pure *Pinus banksiana* stands changing to pure *Betula papyrifera* stands).

The global transition rate refers to the number of stands showing a change in their seral stage. The global transition rate for stands ranged from 23 % to 46 %. In other words, within nine years, the majority of stands remained in the same successional stage. *Betula papyrifera* stands present high transition rates (31 to 46 %). *Pinus banksiana* stands have transition rates a little lower than *Betula papyrifera* stands. For these two stand types, the successional trend pathways indicates that *Picea mariana* is gradually taking over the canopy.

Abies balsamea-*Betula papyrifera* stands show a high successional regression probably due to the last spruce budworm outbreak, which caused *Abies* mortality. Transition rates in late successional stage (PP, Ab+ and LI+) indicate that transitions to *Picea mariana* stands are the most frequent. *Larix laricina* stands are not well represented: the transition rates towards *Larix laricina* are less than 1 % except for coniferous-*Betula papyrifera* stands which has a rate of 2.66 %. Similarly, transition rates towards *Abies balsamea* stands are not very high, overall they are less than 1 %. *Abies balsamea* stands are the most likely to succeed to mixed stands (BpAb, PBp, CBp, AbBp) with a maximum at 28.6 % for the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* stands.

Stands containing *Populus tremuloides* have lower global transition rates than *Betula papyrifera* and *Pinus banksiana* groups (between 26 and 30 %). Indeed, the successional pattern of gradual replacement of *Betula papyrifera* and *Pinus banksiana* by *Picea mariana* stands is not as obvious for *Populus tremuloides* stands. The succession to *Picea mariana* stands was found to be more abrupt. This faster succession is a result of increased transition rates in the late successional stage (stage 3: PPt, CPt and AbPt). An explanation for this is that contrary to *Betula papyrifera* and *Pinus banksiana* stands for which *Picea mariana* is usually a companion species after disturbance, for populus tremuloides stands *Picea mariana* are regularly under the canopy making it difficult to detect them on aerial photograph. These results imply that stands containing *Populus tremuloides* have very low frequency and longevity and a nine-year step transition cannot represent them adequately. The direct consequence of this result is that *Picea*-*Populus tremuloides* or *Abies balsamea*-*Populus tremuloides* stands have very low frequency in the landscape.

3.3. Influence of site fertility on successional pathways

Figure 3.2 shows that the distribution of fertility classes are quite similar for the two regions. Fertile sites are the most common with about 65 % of the territory in the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion (6a) and 60 % in the *Abies balsamea*-*Betula*

papyrifera ecoregion (5a). In the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion poor sites with good drainage (poor G) are less frequent than poor sites with poor drainage (poor P, respectively 15 and 25 %). In the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region, poor sites with good drainage are three times more abundant than poor sites with poor drainage (30 % vs. 10 %).

Figure 3.3 a and b shows that for the whole territory (i.e. all fertility classes) as well as for fertile sites, *Betula papyrifera* stands and *Pinus banksiana* stands are the first to disappear from the landscape. Their evolution is similar, however *Populus tremuloides* die out more slowly. For poor stands with good drainage, *Populus tremuloides* stands are replaced faster while *Pinus banksiana* stands stay longer in the landscape (Figure 3.3 c). The differences between stands are more accentuated on this type of soil than on fertile sites. For poor sites with poor drainage, there was not enough *Betula papyrifera* and *Populus tremuloides* polygons to calculate the transition matrices for the evolution model (Figure 3.3 d). Therefore only *Pinus banksiana* stands are illustrated and their persistence time in the landscape is very low, about 90 years.

During the first century after stand initiation, there is a rapid decline in early successional species cover. From there, succession slows down. A few stands dominated by shade intolerant species may persist for a long time in the mosaic (Table 3.2). Table 3.2 indicates that the time necessary for deciduous stands and coniferous stands to disappear from the mosaic is longer for poor sites with good drainage than for fertile sites. For poor sites with poor drainage, results indicate that succession is rapid for *Pinus banksiana* stands.

On fertile sites, *Pinus banksiana* stands appear to take 1 more year than *Betula papyrifera* stands 11 more years than *Populus tremuloides* stands for half of their initial cover to be replaced. For poor sites with good drainage, *Betula papyrifera* stands were the first to disappear from the mosaic, followed by *Populus tremuloides* stands and then *Pinus banksiana*. Differences among species increase in relation to

their persistence time into the mosaic. But pure *Betula papyrifera* stands seem to disappear the fastest and pure *Populus tremuloides* stands the slowest on fertile sites.

3.4. Comparing successional rate and pathways between ecoregions

3.4.1. Successional rate

Analysis of succession speed for ecoregion was done only for fertile sites because the number of polygons was too low for poor sites (with good or poor drainage) to be representative when subdivided by ecoregion. Figure 3.4 shows the differences of forest evolution between ecoregions. In the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region (Figure 3.4 a), *Pinus banksiana* stands are the first to disappear from the landscape whereas in the *Picea mariana*-feathermoss region (Figure 3.4 b) *Betula papyrifera* stands disappear first. For both regions, *Populus tremuloides* stands are the last to be replaced.

The decline of early successional stands in the landscape is faster in the *Picea mariana*-feathermoss region than in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region. Table 3.3 shows that time necessary to observe a decrease of 50 % of the initial cover for each species in *Picea mariana*-feathermoss region is shorter than in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region. Time for a decrease of 50 % of the cover shows a 2-year difference for *Pinus banksiana* stands, 8 years for *Populus tremuloides* stands and 6 years for *Betula papyrifera* stands. Furthermore, *Populus tremuloides* stands persist longer in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region than in the *Picea mariana*-feathermoss region.

3.4.2. Successional pathways and ecoregion

The number of stands affected by insect outbreak was higher in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region (5a) than in the *Picea mariana*-feathermoss region (6a). This is especially true for shade intolerant deciduous-coniferous stands and for *Populus tremuloides*-coniferous stands (Table 3.5).

In the *Picea mariana*-feathermoss region, transitions to late successional stands such as *Abies balsamea* stands were low since most stands are converging towards *Picea mariana*. stands. For the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* region, transitions rates towards *Picea* spp. stand were lower than in the other region particularly for *Betula papyrifera*-coniferous and for *Populus tremuloides*-coniferous stands. Generally, transitions towards *Abies balsamea* stands were slightly higher in this region, particularly for *Betula papyrifera*-coniferous which shows higher transition rate towards *Abies balsamea* stands than towards *Picea mariana* stands.

4. DISCUSSION

4.1. Succession

Transition matrices confirm that canopy succession does occur in the boreal forest. Fast growing shade intolerant deciduous species are replaced by slower growing shade tolerant coniferous species. This supports results obtained in many chronosequence studies (Harper *et al.*, 2002, Gauthier *et al.*, 1996, 2000, Bergeron, 2000, Frelich and Reich, 1995, Bonan and Shugart, 1989, Bergeron and Dubuc, 1989, Larsen and MacDonald, 1998, Heinselman, 1981, Carleton and Maycock, 1978). As showed by Larocque *et al.* (2000), stands converge towards a coniferous composition. This is becoming more common as the fire cycle lengthens in the boreal forest (Lesieur *et al.*, 2002, Bergeron *et al.*, 2001). After colonization of early successional species (*Betula papyrifera*, *Populus tremuloides* and *Pinus banksiana*), late successional species (*Abies balsamea* and *Picea mariana*) gradually appear in the canopy to form pure stands. In the case of *Pinus banksiana* stands, there is a progressive replacement by *Picea mariana*. For the other stands, successional pathways are more diverse. They can converge to mixed *Abies balsamea* or to mixed

Picea mariana stands before becoming pure *Abies balsamea* or *Picea mariana* stands. Stands originating from fire are not all made up of pioneer species. Bergeron *et al.* (2002) indicate that in the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion, stands

initiated after fire often contain *Picea mariana* but also a mix of early and late successional species. We could not determine the proportion of the territory covered by these types of stands with the SIFORT database, therefore we were not able to calculate the transition rates associated with these stands after their formation. The use of transitions for more than one step has some limitations, it assumes that transitions are constant through time (first order Markovian chains) and that all stands will undergo canopy changes. In some cases, stands do not show the predicted transition simply because late successional species are although present in the understory, are not seen on aerial photograph.

4.2. Persistence time in the canopy

Cover type persistence time in the canopy is a function of the moment we decide the species has disappeared from the canopy. For this model, calculation was stopped when the cover of stage 3 stands (i.e. composed of 25 % pioneer species) was lower than 5 %. Gauthier *et al.* (1996), who used chronosequences to calculate persistence time in the canopy, found similar results for *Betula papyrifera* and *Pinus banksiana*. However, we obtained persistence times shorter than in other chronosequence studies (Gauthier *et al.*, 2000, Leduc *et al.*, 1995, Harper *et al.*, 2002). However, species persistence time is longer than in the model developed by Yemshanov and Perera (2002) based on data collected in literature. However, species persistence time in the canopy seems to be overestimated compared with previous chronosequence based studies. These differences may be due to the database we used since SIFORT databases are based on the interpretation aerial photographs. As Harper *et al.* (2002) and Larsen and Macdonald (1998), we found that the main changes in the canopy occur during the first century after stand initiation. Transitions were faster in the first century after disturbances in the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion but pioneer species persisted longer at a low percentage. Fertility classes used in this study lead to the same results as in previous studies.

For *Populus tremuloides*, results indicate that persistence times are longer than in the studies cited above. This may be due to the different dynamics of *Populus tremuloides* in comparison with other pioneer species (*Betula papyrifera* and *Pinus banksiana*). Usually, if there is no possibility for regeneration, senescent trees die out, they disappear quickly and simultaneously from the canopy because of their high susceptibility to windthrow. Therefore, the model we used does not accurately represent the natural dynamics of *Populus tremuloides*. *Betula papyrifera* and *Populus tremuloides*, however, are favoured by secondary disturbances such as insect outbreaks (Bergeron, 2000, Kneeshaw and Bergeron, 1999, Bergeron and Dubuc, 1989). This allows them to persist in the canopy because of their capacity to resprout or to produce root suckers, and to increase their growth. If the abiotic conditions are favourable, these species will quickly reinvade gaps and maintain themselves in the canopy.

4.3. Succession and site fertility

Site fertility class influences the speed of succession. Transition rates are different according to site fertility. Results show that fertile sites (and also poor sites with poor drainage for *Pinus banksiana* stands) need less time to reach the final successional stage. These results are similar to those found by other authors (Donnegan and Rebertus, 1999, Myster and Pickett, 1994, Prach *et al.*, 1993, Gleeson and Tilman, 1990, Shugart and Hett, 1973), which have shown that succession is faster on fertile sites than on poor ones. Harper *et al.* (2002) demonstrated that succession is faster on fertile sites because early successional species grow faster and they reach senescence earlier. On the other hand, on poor sites, tree growth is limited and senescence is reached later resulting in a delay in successional processes (Johnson *et al.*, 2000).

4.4. Differences between ecoregions

The vegetation of the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion is controlled by two main disturbances: fires and spruce budworm (*Christoneura fumiferana*) outbreaks (Bergeron and Dansereau, 1993; Morin *et al.*, 1993). In spite of the increase of *Abies balsamea* in the boreal forest with the decrease in fire frequency

(Lesieur *et al.*, 2002; Bergeron *et al.*, 2001) and to the augmentation of forest exploitation (Morin *et al.*, 1993), the SIFORT database shows that only a small area is currently covered by *Abies*. Morin *et al.* (1993) demonstrated that the last *Christoneura fumiferana* outbreak, which occurred in the study area between 1970 and 1987, caused 60 to 70 % of *Abies balsamea* mortality (Bergeron *et al.*, 1995, Morin, 1994). In addition, Bergeron *et al.* (1995) showed that the tallest trees, the ones forming the canopy, have the highest mortality rate, which makes it harder to identify *Abies balsamea* stands using post 1970-1980 aerial photographs. Both of these factors explain the low rate of *Abies balsamea* in the SIFORT database and how long successional species can persist in this ecoregion.

Despite the absence of *Abies balsamea* stands in the SIFORT 2 database, we observe different successional pathways in the two ecoregions. Harper *et al.* (2002) and Larsen and MacDonald (1998) noted that there is an increase in *Picea mariana* abundance over time in the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion. The successional pathway we found for this ecoregion, which is an evolution towards pure *Picea mariana* stands, illustrates this point. In the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion, transition rates towards pure *Picea mariana* stands are also high, but *Abies balsamea* stands are more common. Knowing that *Abies balsamea* is more vulnerable than *Picea* sp. to *Christoneura fumiferana* outbreaks in both ecoregion, we can assume that stands in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion evolve mainly towards pure *Abies balsamea* stands. Following an outbreak, succession results in the persistence of pioneer species in the canopy (Bergeron, 2000, Kneeshaw and Bergeron, 1999, Bergeron and Leduc, 1998, De Grandpré *et al.*, 1993) and favours the emergence of new successional pathways. Therefore, *Betula papyrifera*, *Populus tremuloides* and *Abies balsamea* are more frequent in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion than in the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion. This higher species diversity is also present at the landscape level in the *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion.

5. CONCLUSION

The study of forest dynamics with the SIFORT databases allowed us to assess succession using direct canopy observations. However, SIFORT data have many limitations and quantitative results should be used with caution. The major problem lies within the accuracy of successive photo-interpretation. For *Abies balsamea* stands, Coulombe and Lowell (1995) estimated that 26 % of interpretations were erroneous for the Montmorency forest (eastern Quebec) and Ouellet *et al.* (1996) report a 5 % error for the Gaspésie area (south-eastern Quebec). For the Abitibi-Temiscamingue area (a part of the study area), Potvin *et al.* (1999) mention a high discordance rate. They suggest that *Betula papyrifera* and *Populus tremuloides* are frequently confused during photo-interpretation. These mistakes are less frequent for the *Picea mariana*-feathermoss ecoregion. Some methodological restrictions (section 2.2.4) limited us to use SIFORT 2 and SIFORT 3 inventories to create this model. Therefore, we only have nine years of observation of forest evolution, which is not long to document forest evolution. However, the study area is large enough (about 8 464 km²) to allow the observation of high transition probabilities. In short, SIFORT data support and validate the general trends observed using chronosequence studies. The approach, although first very promising, has limitations and can obviously not replace retrospective studies or permanent plots as a mean to study forest succession.

6. BIBLIOGRAPHY

Béland, M. and Bergeron, Y. 1996. Height growth of jack pine (*Pinus banksiana*) in relation to site type in boreal forests of Abitibi, Québec. *Can. J. For. Res.*, 26: 2170-2179.

Bellefleur, P. and Auclair, A. N., 1972. Comparative ecology of Quebec boreal forests: a numerical approach to modelling. *Can. J. Bot.*, 50: 2357-2379.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. and Kafka, V., 2004. Fire regime at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec.

Bergeron, J.-F., Grondin, P., and Blouin, J., 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousse de l'ouest. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, 206 p.

Bergeron, Y. and Dubuc, M., 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio*, 79: 51-63.

Bergeron, Y. and Dansereau, P. R., 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *J. Veg. Sc.*, 4: 827-832.

Bergeron, Y., Leduc, A., Morin, H. and Joyal, C., 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, 25: 1375-1384.

Bergeron, Y. and Leduc, A., 1998. Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southern Canadian boreal forest. *J. Veg. Sc.*, 9: 492-500.

Bergeron, Y., 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's southern boreal forest. *Ecology*, 18: 23-31.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. and Lesieur, D., 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.*, 31: 384-391.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D. and Gauthier, S., 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*, 36: 81-95.

Bonan, G. B. and Shugart, H.H., 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 20: 1-23.

- Carleton, T.J. and Maycock, P.F., 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Can. J. Bot.*, 56: 1157-1173.
- Cartier, P., Harvey, B. and Bergeron, Y., 1996. A forest ecosystem guide for the Amos lowlands ecological region, northwestern Quebec: a forest management approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 39: 249-263.
- Cogbill, C.V., 1985. Dynamics of the boreal forest of the Laurentian Highlands, Canada. *Can. J. For. Res.*, 15: 252-261.
- Coulombe, S. and Lowell, K., 1995. Ground-truth verification of relation between forest basal area and certain ecosystem ecophysiological factor using a geographic information system. *Landscape Urban Planning*, 32: 127-136.
- De Grandpré, L., Gagnon, D. and Bergeron, Y., 1993. Changes in the understory of Canadian Southern boreal forest after fire. *J. Veg. Sc.*, 4: 803-810.
- Donnegan, J.A., and Rebertus, A.J., 1999. Rates and mechanisms of subalpine forest succession along an environmental gradient. *Ecology*, 80: 1370-1384.
- Frelich, L.E., and Reich, P.B., 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecol. Mon.*, 63: 325-346.
- Gauthier, S., Leduc, A. and Bergeron, Y., 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Env. Mon. Ass.*, 39: 417-434.
- Gauthier, S., De Grandpré, L., and Bergeron, Y., 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregion of Québec. *J. Veg. Sc.*, 11: 781-790.
- Gleason, S.K. and Tilman, D., 1990. Allocation and the transient dynamics of succession on poor soils. *Ecology*, 71: 1144-1155.
- Grondin, P., Blouin, J., and Racine, P., 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, 220 p.
- Harper, K. A., Bergeron, Y., Gauthier, S. and Drapeau, P., 2002. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec: a landscape scale study. *Silva Fennica*, 36: 246-263.
- Harvey, B.D., Cartier, P., Bergeron, Y. and Nolet, P., 1996. Development of a practical forest ecosystem classification from existing biophysical studies: an approach used in northwestern Quebec. *Environmental Monitoring and Assessment*, 39: 231-247.

Heinselman, M.L., 1981. Fires and succession in the conifer forest of northern north America. In West, D.C., Shugart, H.H. and Botkin, B.B., *Forest succession: concepts and application*, Springer Verlag, New-york, pp. 374-405.

Hibbs, D. E., 1983. Forty years of forest succession in central New England. *Ecology*, 64: 1394-1401.

Johnson, E. A., 1992. *Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, GB.

Kneeshaw, D. D. and Bergeron, Y., 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology*, 79: 783-794.

Larocque, I., Bergeron, Y., Campbell, I.D. and Bradshaw, R.H.W., 2000. Vegetation change through time on island of lake Duparquet, Abitibi, Canada. *Can. J. For. Res.*, 30: 179-190.

Larsen, C.P.S. and Macdonald, G.M., 1998. Fire and vegetation dynamics in a jack pine and black spruce forest reconstructed using fossil pollen and charcoal. *J. Ecol.*, 86:815-828.

Leduc, A., Gauthier, S. and Bergeron, Y., 1995. Pr evision de la composition d'une mosa ique forestière naturelle soumise   un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec. In: Domon, G. and Falardeau, J., *Landscape Ecology in Land Use Planning: Methods and Practice*, Univ. Laval, Ste-Foy, Polyscience Publ. Inc., Qc, p. 197-203.

Lesieur, D., Gauthier, S. and Bergeron, Y., 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.*, 32: 1996-2009.

Ministère de l'énergie et des Ressources, 1983. Normes d'inventaire forestier. Direction de l'aménagement des forêts, 152 p.

Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 1994. Le Point d'Observation écologique. 116 p.

Morin, H., 1994. Dynamics of balsam fir forest in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec. *Can. J. For. Res.*, 24: 730-741.

Morin, H., Laprise, D. and Bergeron, Y., 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec. *Can. J. For. Res.*, 23: 1497-1506.

Myster, R.W. and Pickett, S.T.A., 1994. A comparison of rate of succession over 18 year in 10 contrasting old-field. *Ecology*, 75: 387-392.

- Ouellet, J.P., Ferron, J. and Sirois, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Québec. *Can. J. Zoo.*, 74: 1922-1933.
- Pelletier, G., Dumont, Y., Bédard, M. and Bergeron, J., 1996. SIFORT. *Arpenteur Géomètre*, 23 (3): 8-9.
- Potvin, F., Bélanger, L. and Lowell, K., 1999. Validité de la carte forestière pour décrire les habitats fauniques à l'échelle locale: une étude de cas en Abitibi-Témiscamingue. *For. Chron.*, 75 : 851-859.
- Prach, K., Pysek, P. and Smilauer, P., 1993. On the rate of succession. *Oikos*, 66: 343-346.
- Shugart, H.H. and Hett, J.M., 1973. Succession: similarities of species turnover rates. *Science*, 180: 1379-1381.
- Veillette, J.J., 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quaternary Science Review*, 13: 945-971.
- West, D.C., Shugart, H.H. and Botkin, B.B., 1981. *Forest succession concepts and application*. Springer Verlag New York, pp. 374-405.
- Yemshanov, D. and Perera, A., 2002. A spatially explicit stochastic model to simulate boreal forest cover transitions: general structure and properties. *Ecol. Mod.*, 150: 189-209.

Table 2.1 : Description of the ecoregions (Grondin *et al.*, 1998, Bergeron *et al.*, 1998)

| Characteristics | Western <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula papyrifera</i> (5a) | Western <i>Picea mariana</i> - feathermoss (6a) |
|------------------------------|--|---|
| North limit | <i>Picea mariana</i> -feathermoss ecoregion | Taiga |
| South limit | <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula</i> <i>alleghaniensis</i> ecoregion | <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula</i> <i>papyrifera</i> ecoregion |
| Latitude | 48°00 to 49°00 | 49°00 to 52°00 |
| Area | 23 422 km ² | 23 641 km ² |
| Relief | Plain and hillside | Plain |
| Mean altitude | 300 – 400 m | 250 m |
| Main deposits | Clay and alluvium | Clay |
| Mean annual temperature | 1°C | 0°C in the south –2,5°C in the north |
| Mean annual precipitation | 800 to 900 mm | 800 to 1000 mm in the south 700 to 800 mm in the north |
| Growing season | 155 days | 155 days in the south 130 days in the north |
| Forest cover | Mixed to coniferous | Coniferous to mixed |
| Species | <i>Betula papyrifera</i> Marsh. <i>Populus tremuloides</i> Michx <i>Abies balsamea</i> (L.) Mill. <i>Pinus banksiana</i> Lamb. <i>Picea Mariana</i> (Mill.) BSP. | <i>Picea mariana</i> (Mill.) BSP. <i>Pinus banksiana</i> Lamb. <i>Abies balsamea</i> (L.) Mill. <i>Populus tremuloides</i> Michx |
| Main disturbances | Fires Insects attack Logging | Fire Logging |

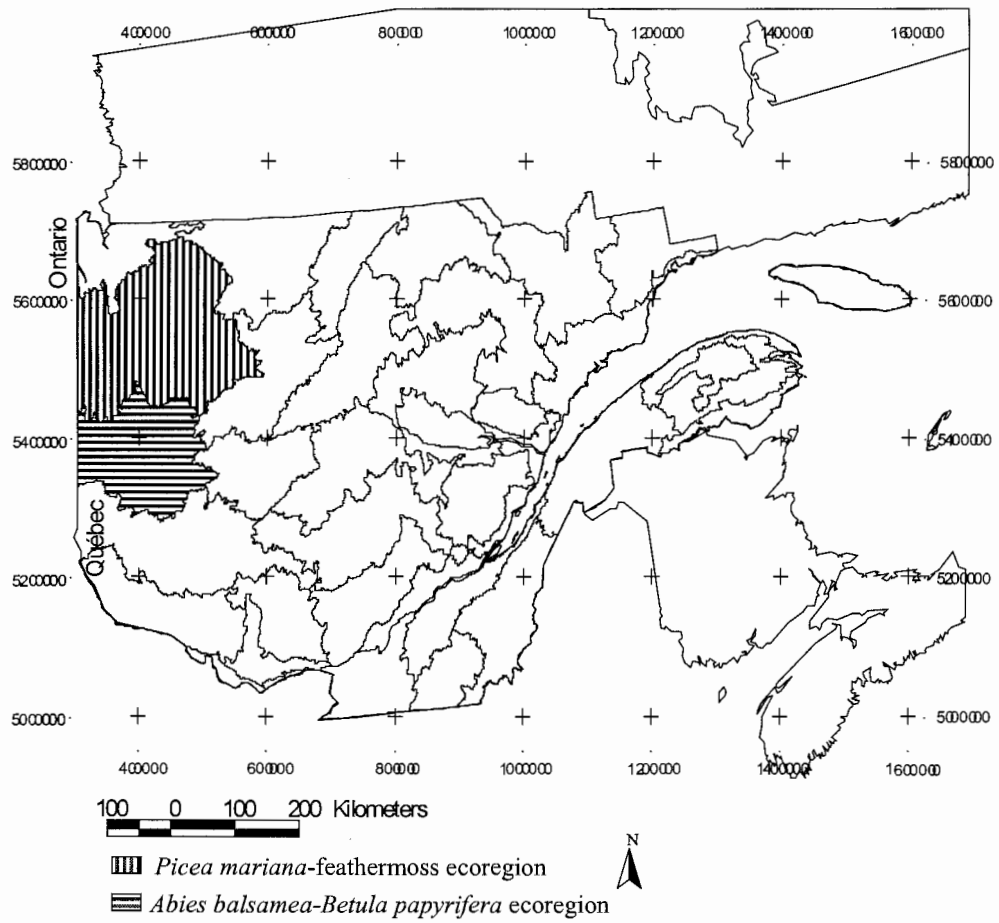


Figure 2.1: Localisation of the ecoregions.

Table 2.2: Tree species abbreviation used in the codification of cover type

| Deciduous species | Abbreviation | Coniferous species | Abbreviation |
|----------------------------|--------------|------------------------|--------------|
| <i>Betula papyrifera</i> | Bp | <i>Picea mariana</i> | Pm |
| <i>Populus tremuloides</i> | Pt | <i>Pinus banksiana</i> | Pb |
| Intolerant deciduous | Id | <i>Abies balsamea</i> | Ab |
| Non commercial | Ncd | <i>Larix laricina</i> | LI |
| Deciduous | De | Coniferous | C |

Table 2.3: Distribution of the polygons for different types of surface deposit and drainage classes

| Surface deposits | Drainage | | | | | |
|--|----------|----------------|------|-------|------|--------------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Lacustrine deposits | | | | 1 | | |
| Lacustrine plain deposits | | | 2 | | 2 | |
| Glacial lacustrine deposits | 2 | 3 | 711 | 26377 | 192 | |
| Glacial lacustrine deposits | | | | 80 | 600 | |
| Fluviatile deposits | | Fertile | 59 | 8 | | |
| Glacial deposits-indifferent till | | 24 | 3292 | 1759 | 7 | |
| Glacial deposits | 4 | 233 | 3811 | 646 | | |
| Glacial deposits | | 16 | 22 | 6 | | |
| Glacial deposits | | 6 | 1 | | | |
| Glacial deposits characterized by their morphology | | 332 | 21 | | | |
| Glacial lack deposits | | 216 | 3994 | 1600 | 3 | |
| Proglacial deposits-fluviatil delta | | 16 | 45 | | | |
| Proglacial deposits-sparying | | 59 | 5 | | | |
| Glacial lacustrine deposits | | | 7 | 1 | | Poor with poor drainage |
| Glacial deposits-front moraine ice-marginal deposits | | 31 | 23 | | | |
| ice-marginal deposits-esker | 4 | 1270 | 82 | | | |
| Marine shoreline deposits | | 134 | 1 | | | |
| Bedrock | 1 | | | 1 | | |
| Bedrock | 1188 | 2837 | 91 | | | |
| Organic deposits | | | | 2 | 6224 | |
| Organic deposits | | | | 6 | | |
| Thick organic deposits | 10 | | | | | 30 |
| Thin organic deposits | | | | | | 3 |
| Glacial deposits | | | 49 | 3290 | | |
| Glacial deposits | | | 26 | 10 | | |

Table 2.4: Clustering of different stand type following their belonging to a similar early seral stage

| Pb+ | Bp+ | Pt+ |
|------|------|------|
| PbPb | Bp | Pt |
| PbPt | BpPb | PtPb |
| PbBp | Id | |
| PbId | IdPb | |

Table 2.5: Distribution of tree species communities into subgroups for SIFORT 2 and 3.

| Stage 1 (+75% pioneer) | Stage 2 (50-75% pioneer) | Stage 3 (<25% pioneer) | PP <25% of pioneer | LI+ | Ab+ |
|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------|-----|------|
| Bp | BpP | PBp | PP | LIL | AbAb |
| Pt | PtP | PPt | | LIP | AbP |
| Id | IdP | PId | | PLI | PAb |
| BpPb | BpC | CBp | | | |
| PtPb | PtC | CPt | | | |
| IdPb | IdC | CId | | | |
| PbPb | PbP | PPb | | | |
| PbBp | BpAb | AbBp | | | |
| PbPt | PtP | AbPt | | | |
| PbId | IdC | AbId | | | |

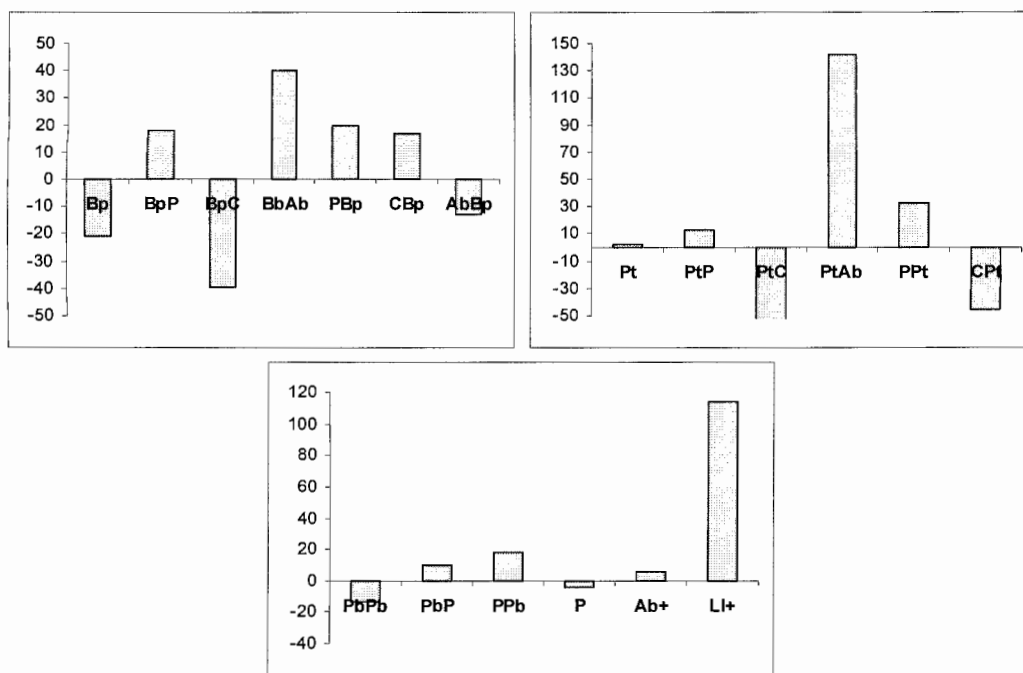


Figure 3.1: Relatives changes (%) of polygons distribution between SIFORT 2 (1985) and SIFORT 3 (1994).

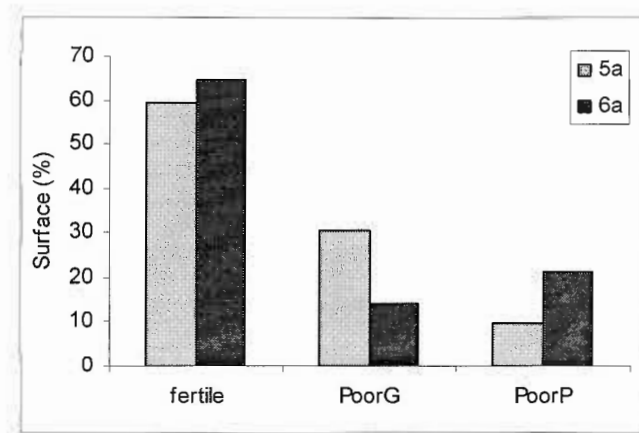


Figure 3.2: Soil fertility class distribution for the ecoregions (n = 60459 polygons used to develop the transition matrices); PoorG: poor site with good drainage; PoorP: poor site with poor drainage

Table 3.1: Transition matrix for the entire study area.

| | Sp com | SIFORT 3 (1994) | | | | | | | |
|-----------------|----------|-----------------|---------|---------|-------|------|-------|------------|-----------|
| | | Stage 1 | Stage 2 | Stage 3 | PP | LI+ | AB+ | Nb Polygon | Nb P used |
| SIFORT 2 (1985) | PbPb (1) | 62.16 | 23.09 | 8.60 | 5.97 | 0.15 | 0.03 | 4272 | 3872 |
| | Pb+ (1) | 60.93 | 22.87 | 9.90 | 6.02 | 0.15 | 0.12 | 5597 | 5163 |
| | PbP (2) | - | 53.34 | 26.89 | 19.07 | 0.33 | 0.38 | 4582 | 4126 |
| | PPb (3) | - | - | 63.23 | 36.06 | 0.34 | 0.36 | 4182 | 3682 |
| | Bp (1) | 57.44 | 31.10 | 5.64 | 4.58 | 0.53 | 0.70 | 1527 | 1135 |
| | Bp+ (1) | 56.31 | 31.01 | 7.13 | 4.35 | 0.45 | 0.75 | 1735 | 1332 |
| | BpP (2) | - | 55.18 | 23.09 | 19.02 | - | 2.72 | 758 | 589 |
| | BpC (2) | - | 66.94 | 21.58 | 10.10 | 0.41 | 0.97 | 886 | 723 |
| | BpAb (2) | - | 57.80 | 24.77 | 12.84 | - | 4.59 | 134 | 109 |
| | PBp (3) | - | - | 63.01 | 31.79 | 0.96 | 4.24 | 615 | 519 |
| | CBp (3) | - | - | 68.82 | 19.39 | 2.66 | 9.13 | 318 | 263 |
| | AbBp (3) | 3.36 | 15.13 | 33.61 | 18.49 | 0.84 | 28.57 | 144 | 119 |
| | Pt (1) | 72.31 | 19.10 | 3.43 | 4.57 | 0.26 | 0.33 | 4559 | 4204 |
| | Pe+ (1) | 70.48 | 19.72 | 4.92 | 4.42 | 0.21 | 0.25 | 5673 | 5609 |
| | PtP (2) | - | 71.41 | 12.22 | 15.93 | 0.29 | 0.15 | 2384 | 2046 |
| | PtC (2) | - | 76.60 | 10.79 | 10.71 | 0.80 | 1.09 | 1802 | 1372 |
| | PtAb (2) | 40.40 | 46.46 | 10.10 | 2.02 | - | 1.01 | 104 | 99 |
| | PPt (3) | - | - | 72.00 | 25.55 | 0.86 | 1.59 | 1044 | 818 |
| | CPt (3) | - | - | 74.49 | 21.74 | 0.87 | 2.90 | 627 | 345 |

Sp com : stand type,
 Nb Polygon : Polygon number,
 Nb P used : Amount of polygons used,

(1) : Stage 1 stand type,
 (2) : Stage 2 stand type,
 (3) : Stage 3 stand type

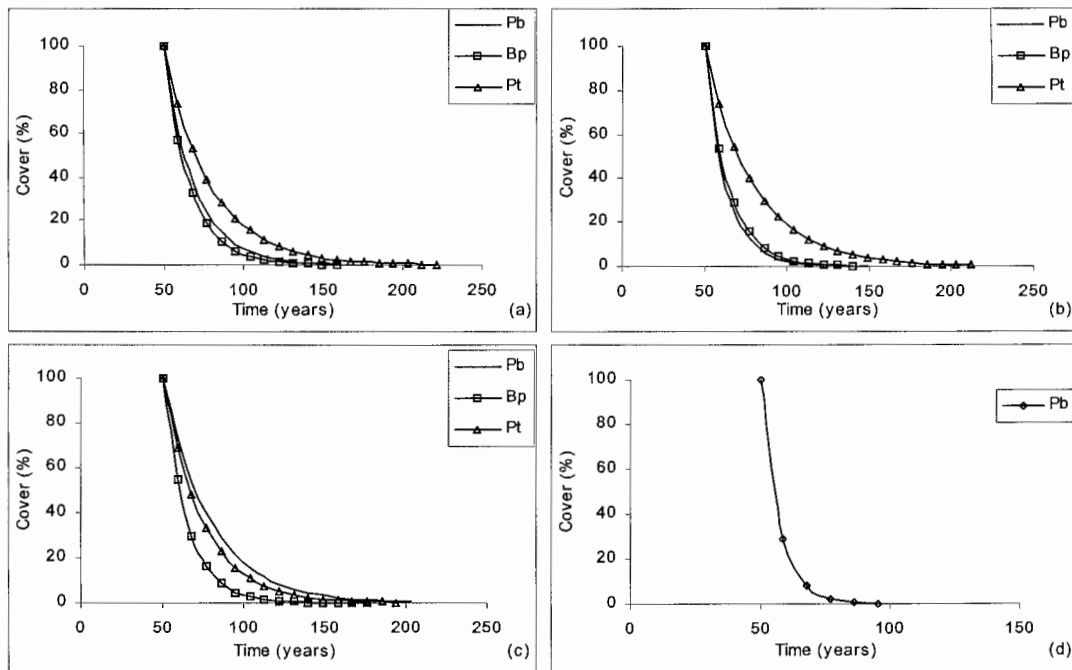


Figure 3.3: Percentage of cover of pioneer species stands in a simulated landscape (Pb: *Pinus banksiana*, Bp: *Betula papyrifera*, Pt: *Populus tremuloides*) in relation to time using transition matrices for a) the entire territory and for the different fertility classes: b) fertile sites, c) poor sites with good drainage and d) poor sites with poor drainage.

Table 3.2: Time (years) necessary to observe the disappearance of 50 % and more than 75 % of the cover of the initial pioneer stands in a simulated landscape in relation to site fertility.

| Fertility class | Cover (%) | <i>Pinus banksiana</i> | <i>Betula papyrifera</i> | <i>Populus tremuloides</i> |
|-------------------------|-----------|------------------------|--------------------------|----------------------------|
| All sites | 50 % | 63 | 61 | 70 |
| | < 25 % | 167 | 158 | 221 |
| Fertile | 50 % | 59 | 60 | 70 |
| | < 25 % | 149 | 140 | 212 |
| Poor with good drainage | 50 % | 70 | 60 | 67 |
| | < 25 % | 203 | 176 | 194 |
| Poor with poor drainage | 50 % | 55 | - | - |
| | < 25 % | 95 | - | - |

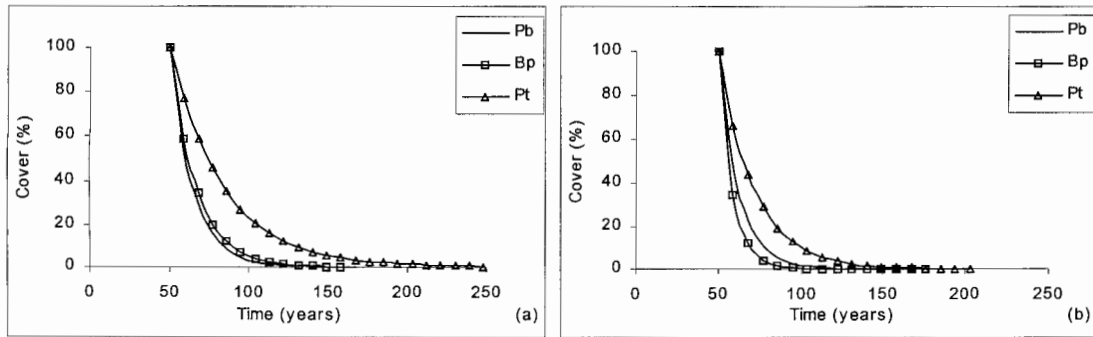


Figure 3.4: Percentage of cover of pioneer species stands in a simulated landscape (Pb: *Pinus banksiana*, Bp: *Betula papyrifera*, Pt: *Populus tremuloides*) in relation to time using transition matrices for two ecoregions: a) *Abies balsamea*-*Betula papyrifera*, b) *Picea mariana*-feathermoss.

Table 3.3: Time (years) necessary to observe the disappearance of 50 % and more than 75 % of the cover of the initial pioneer stands in a simulated landscape for two ecoregions for fertile sites

| Ecoregion | Cover (canopy %) | Pinus banksiana | Betula papyrifera | Populus tremuloides |
|---|---------------------|--------------------|----------------------|------------------------|
| <i>Abies balsamea</i> - <i>Betula papyrifera</i> ecoregion (5a) | 50 | 60 | 62 | 73 |
| | < 25 % | 167 | 158 | 248 |
| <i>Picea mariana</i> - feathermoss ecoregion (6a) | 50 | 58 | 56 | 65 |
| | < 25 % | 149 | 113 | 203 |

Table 3.5: Transition rates (%) towards stands affected by a severe insect outbreak and towards late successional stands for two ecoregions (5a: *Abies balsamea*-*Betula papyrifera* ecoregion; 6a: *Picea mariana*-feathermoss ecoregion)

| | | | SIFORT 2 | | | |
|----------|----------------|-----------|----------|------------------|----------------|----------------|
| | Sp communities | Ecoregion | Outbreak | <i>Picea</i> sp. | <i>Abies</i> + | <i>Larix</i> + |
| SIFORT 1 | BbR | 5a | 49.51 | 7.35 | 8.33 | 0.49 |
| | | 6a | 44.05 | 20.24 | 3.57 | - |
| | FiR | 5a | 13.24 | 16.40 | 1.83 | 0.25 |
| | | 6a | 5.08 | 28.54 | 0.86 | 0.14 |
| | PeR | 5a | 39.61 | 7.25 | 2.42 | - |
| | | 6a | 7.05 | 26.17 | 0.34 | - |

Appendix 1: Total number of stand types for each soil fertility class

| | <i>Pinus banksiana</i> | <i>Betula papyrifera</i> | <i>Populus tremuloides</i> |
|-------------------------|------------------------|--------------------------|----------------------------|
| All | 3872 | 1135 | 4204 |
| Fertile | 1745 | 551 | 3435 |
| Poor with good drainage | 2136 | 391 | 679 |
| Poor with poor drainage | 122 | | |

Appendix 2: Modal age (year) of stand types for each soil fertility class

| | <i>Pinus banksiana</i> | <i>Betula papyrifera</i> | <i>Populus tremuloides</i> |
|-------------------------|------------------------|--------------------------|----------------------------|
| All | 50 | 50 | 50 |
| Fertile | 57 | 50 | 50 |
| Poor with good drainage | 50 | 50 | 50 |
| Poor with poor drainage | 50 | | |

Fiche Technique

UTILISATION DES BASES DE DONNÉES SIFORT POUR L'ÉTUDE DE LA SUCCESSION
ARBORÉE EN PESSIÈRE À MOUSSE ET EN SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE L'OUEST
DU QUÉBEC, RÉGION DE L'ABITIBI

Elise Vincent, Yves Bergeron, Alain Leduc et Sylvie Gauthier

INTRODUCTION

La forêt boréale est un assemblage de peuplements de composition et de structure variables formant une mosaïque forestière complexe. La configuration de cette mosaïque est déterminée par le régime des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes) et anthropiques (coupes). Ces perturbations ont pour effet de ramener les peuplements à un stade initial de développement et d'ainsi initier les processus de succession. Avec le temps il y a reconstruction du peuplement forestier à travers la succession arborée, c'est-à-dire qu'il y a mise en place successive de peuplements de composition variable pour aboutir à la formation d'un peuplement de composition et de structure semblable à celui d'origine. Le changement de composition au sein d'un paysage peut être décrit par le taux de transition, i.e. le pourcentage de peuplements qui changent de composition dans un laps de temps donné. La détermination des taux de transition pour chacun des stades de développement peut permettre d'élaborer un modèle d'évolution des paysages.

Cette étude a permis de mettre en évidence les processus de succession arborée en forêt boréale, d'étudier les effets de conditions de sites sur cette dernière et enfin d'étudier les différences (du point de vue de la succession) entre deux régions écologiques (la sapinière à bouleau blanc de l'ouest et la pessière à mousse de l'ouest). Les résultats obtenus permettront d'intégrer la dynamique naturelle des peuplements dans l'élaboration des plans d'aménagement forestier.

TERITOIRE D'ÉTUDE

Deux régions écologiques ont été sélectionnées pour cette étude : la sapinière à bouleau blanc (notée 5a) et la pessière à mousse (ou 6a) de l'Abitibi (Figure 1). Ces deux régions écologiques se trouvent sur des dépôts argileux appartenant à la ceinture d'argile (ou « clay belt ») du nord du Québec et de l'Ontario. La sapinière à bouleau blanc est majoritairement composée de sapin baumier, d'épinette, de pin gris, de bouleau blanc et de peuplier faux tremble. Les perturbations naturelles qui y sont prédominantes sont les feux et les épidémies d'insectes. Pour la pessière à mousse, ce sont les épinettes noires qui constituent la majorité des peuplements. On peut également y trouver du sapin baumier, du pin gris et du peuplier mais en moindre quantité. La perturbation naturelle qui façonne le paysage dans cette région écologique est le feu.

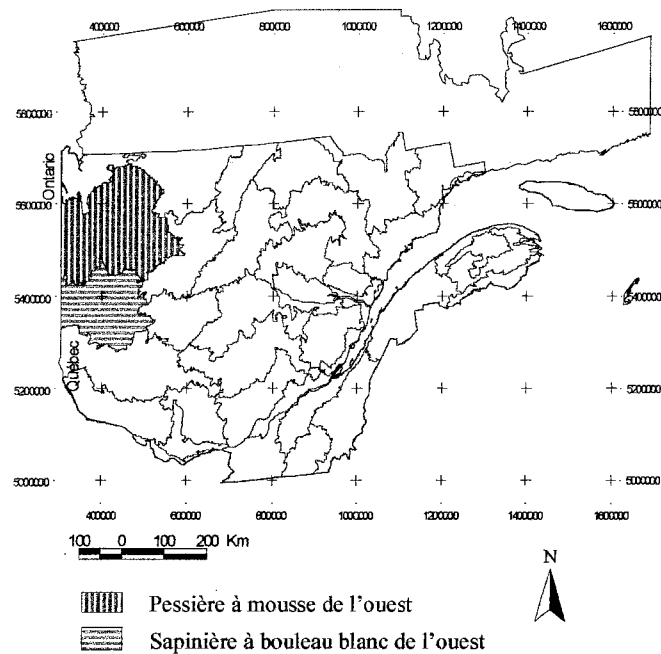


Figure.1 : Localisation des régions écologiques étudiées

METHODES

Les bases de données SIFORT_{MRN-SOPFEU-SOPFIM} (Système d'Information FORestière par Tesselle ; Pelletier *et al*, 1996) permettent de travailler à partir d'observations directes de l'évolution des peuplements dans le paysage. Elles sont constituées de polygones rectangulaires de 14 ha contenant l'information des cartes écoforestières provenant elles-mêmes de l'interprétation de photographies aériennes.

La typologie forestière ayant évolué durant les trois décennies couvertes par l'inventaires, les cartes ne sont pas homogènes du point de vue des appellations des groupements d'essences. SIFORT 1 ne peut pas être utilisé pour certaines analyses par manque de précision. Pour SIFORT 2 et 3 (1980 et 1990) une homogénéisation des appellations a été effectuée. De plus, seules les tesselles ne montrant pas de perturbations, anthropiques ou naturelles, ont été conservées dans un premier temps, ce qui représentent 18 % des tesselles sur l'ensemble des deux régions écologiques. Les groupements d'essences ont été rassemblés en 3 classes. La première est formée des groupements d'essences composés à 75 % au moins d'essences intolérantes à l'ombre (peuplier faux tremble, bouleau blanc et pin gris) qui caractérisent le début de la succession ; la deuxième les groupements d'essences composés de 50 % d'essences intolérantes et 50 % d'essences tolérantes (sapin, épinette) ; la troisième les groupements d'essences composés à 75 % d'essences tolérantes. Enfin les groupements composés de 75 % au moins d'essences tolérantes sont considérés comme étant les peuplements de fin de succession, ils représentent des classes indépendantes.

RESULTATS

Evolution des peuplements : succession arborée

La matrice de transition (Tableau 1) indique que les peuplements changent de composition suivant des taux de transitions globaux (pourcentage des peuplements ayant changés de composition entre les deux inventaires forestiers) variant de 30 à 46 %. La majorité des peuplements évoluent vers un peuplement final constitué d'épinettes, les transitions vers les peuplements de sapins sont peu fréquentes. Ceci

est un effet direct de la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). De plus, pour les peuplements de peuplier faux tremble on remarque que les taux de transition vers les peuplements du groupe 3 sont souvent inférieurs à ceux vers les peuplements purs de fin de succession (notamment vers l'épinette). La conséquence directe de ce résultat est que les peuplements d'épinettes à peupliers faux tremble (Epe) sont peu fréquents dans le paysage.

Tableau 1: Matrice de transition des différents types de peuplements sur l'ensemble des dépôts de surface pour les deux régions écologiques

| | | SIFORT 3 (1990) | | | | | | | |
|-----------------|----------|-----------------|---------|---------|-------|------|-------|-------------|---------------|
| Gpmt d'ess | | Etape 1 | Etape 2 | Etape 3 | EE | Me+ | S+ | Nb tesselle | Nb T utilisés |
| SIFORT 2 (1980) | PgPg (1) | 62.16 | 23.09 | 8.60 | 5.97 | 0.15 | 0.03 | 4272 | 3872 |
| | Pg+ (1) | 60.93 | 22.87 | 9.90 | 6.02 | 0.15 | 0.12 | 5597 | 5163 |
| | PgE (2) | - | 53.34 | 26.89 | 19.07 | 0.33 | 0.38 | 4582 | 4126 |
| | EPg (3) | - | - | 63.23 | 36.06 | 0.34 | 0.36 | 4182 | 3682 |
| | Bb (1) | 57.44 | 31.10 | 5.64 | 4.58 | 0.53 | 0.70 | 1527 | 1135 |
| | Bb+ (1) | 56.31 | 31.01 | 7.13 | 4.35 | 0.45 | 0.75 | 1735 | 1332 |
| | BbE (2) | - | 55.18 | 23.09 | 19.02 | - | 2.72 | 758 | 589 |
| | BbR (2) | - | 66.94 | 21.58 | 10.10 | 0.41 | 0.97 | 886 | 723 |
| | BbS (2) | - | 57.80 | 24.77 | 12.84 | - | 4.59 | 134 | 109 |
| | EBb (3) | - | - | 63.01 | 31.79 | 0.96 | 4.24 | 615 | 519 |
| | RBb (3) | - | - | 68.82 | 19.39 | 2.66 | 9.13 | 318 | 263 |
| | SBb (3) | 3.36 | 15.13 | 33.61 | 18.49 | 0.84 | 28.57 | 144 | 119 |
| | Pe (1) | 72.31 | 19.10 | 3.43 | 4.57 | 0.26 | 0.33 | 4559 | 4204 |
| | Pe+ (1) | 70.48 | 19.72 | 4.92 | 4.42 | 0.21 | 0.25 | 5673 | 5609 |
| | PeE (2) | - | 71.41 | 12.22 | 15.93 | 0.29 | 0.15 | 2384 | 2046 |
| | PeR (2) | - | 76.60 | 10.79 | 10.71 | 0.80 | 1.09 | 1802 | 1372 |
| | PeS (2) | 40.40 | 46.46 | 10.10 | 2.02 | - | 1.01 | 104 | 99 |
| | EPe (3) | - | - | 72.00 | 25.55 | 0.86 | 1.59 | 1044 | 818 |
| | RPe (3) | - | - | 74.49 | 21.74 | 0.87 | 2.90 | 627 | 345 |

Pg: Pin gris; E: Epinette; Bb: Bouleau blanc; R: Résineux; S: Sapin baumier; Pe: Peuplier; Me: Mélèze ;
 Gpmt d'ess : groupement d'essence; Nb tesselle : nombre de tesselles; Nb T utilisé : nombre de tesselles utilisés; (1): groupement d'essences de l'étape 1; (2) : groupement d'essences de l'étape 2; (3) : groupement d'essences de l'étape 3

Malgré l'ajustement des deux bases du point de vue de l'appellation des groupements d'essences des incohérences subsistent. Ces erreurs peuvent atteindre 44 % des tesselles (RPE : 627 tesselles en SIFORT 2 et seulement 345 utilisées). Les tesselles qui n'ont pas été utilisées présentaient des transitions considérées comme aberrantes (PeE qui se transformerait en BbPg par exemple). Ce sont majoritairement les peuplements de feuillus qui présentent le plus fort pourcentage d'erreurs. De plus les régressions (retour à un peuplement de début de succession) ont été considérées comme étant induites par la photo-interprétation. Ces tesselles ont donc été considéré comme n'ayant pas subit de transition.

Effet des conditions de site

Les groupements de dépôts et drainages ont été réalisés selon trois classes de fertilité : sites fertiles (dépôts 4, 4a, 4ga, 4gar, 3, 1a, 1ar, 1ay, 1am et 1aq associé aux drainages 1 à 4), sites pauvres à drainage rapide (dépôts 1bi, 4gs, 2bd, 2be, 4gsr, 1bf, 2a, 2ae, 6, r1a et r associés aux drainages 1 à 4) et sites pauvres à mauvais drainage (tous les types de dépôts associés aux drainages 5 et 6 plus les dépôts 7, 7r, 7e, 7t, 1aa et 1aar). A partir de ces matrices de transition, on a pu calculer un modèle d'évolution qui a permis de calculer la diminution de la proportion de peuplements pionniers dans la mosaïque forestière. Selon nos résultats la succession est plus rapide pour les sites fertiles que pour les sites pauvres (Tableau 2).

Tableau 2 : Diminution du recouvrement en essences pionnières dans la mosaïque forestière en fonction du temps (années) et de la qualité des sites

| Classe de fertilité | Recouvrement (% de canopée) | Pin gris | Bouleau blanc | Peuplier |
|------------------------------|--------------------------------|----------|---------------|----------|
| Tous les sites | 50 % | 63 | 61 | 70 |
| | < 25 % | 167 | 158 | 221 |
| Fertile | 50 % | 59 | 60 | 70 |
| | < 25 % | 149 | 140 | 212 |
| Pauvre à drainage rapide | 50 % | 70 | 60 | 67 |
| | < 25 % | 203 | 176 | 194 |
| Pauvre à mauvais drainage | 50 % | 55 | - | - |
| | < 25 % | 95 | - | - |

Pour les sites fertiles, ce sont les bouleaux blancs qui disparaissent le plus rapidement, suivis par les pins gris puis par les peupliers. Pour les sites pauvres à drainage rapide, ce sont les bouleaux blancs qui disparaissent les premiers de la canopée, mais ce sont les peupliers qui les suivent puis les pins gris. Sur les sites pauvres à mauvais drainage, l'évolution des peuplements de pins gris est très rapide.

Différences entre les régions écologiques

Afin de mettre en évidence des différences entre les régions écologiques du point de vue des chemins de succession, nous avons été obligés d'utiliser le premier inventaire (1970) même s'il est moins précis que les autres. Afin de voir quelle était la proportion du paysage composé de sapin, avant l'épidémie de TBE, nous avons utilisé les transitions vers les peuplements atteints par l'épidémie entre 1970 et 1980 (Morin *et al.*, 1993). Le tableau 2 montre que les peuplements mixtes de bouleaux blancs et de résineux sont les plus touchés par l'épidémie, et que la sapinière à bouleaux blancs a été plus affectée que la pessière à mousses car la proportion de sapin baumier y est plus importante. Si l'on considère que la majorité des transitions vers des peuplements affectés par l'épidémie de TBE était composée de sapins, on peut conclure que les peuplements mixtes de la sapinière à bouleaux blancs évoluent majoritairement vers des peuplements de sapins baumiers. Les deux

régions écologiques évoluent différemment, mais il est difficile de le mettre en évidence avec les bases SIFORT du fait de la dernière épidémie de TBE.

Tableau 3: Taux de transition (%) vers les peuplements de fin de succession et vers des peuplements affectés par une épidémie d'insectes en fonction des régions écologiques (5a : sapinière à bouleau blanc; 6a : pessière à mousse) pour les sites fertiles

| | | | SIFORT 2 | | | |
|----------|------------|------|----------|-------|------|------|
| | Gpmt d'ess | Rcol | Epidémie | EE | S+ | Me+ |
| SIFORT 1 | BbR | 5a | 49.51 | 7.35 | 8.33 | 0.49 |
| | | 6a | 44.05 | 20.24 | 3.57 | - |
| | FiR | 5a | 13.24 | 16.40 | 1.83 | 0.25 |
| | | 6a | 5.08 | 28.54 | 0.86 | 0.14 |
| | PeR | 5a | 39.61 | 7.25 | 2.42 | - |
| | | 6a | 7.05 | 26.17 | 0.34 | - |

Il y a également une différence entre les deux régions écologiques du point de vue de la vitesse de la succession. Il y a une rapide diminution des peuplements d'essences pionnières dans la pessière à mousses, mais quelques individus persistent pendant de nombreuses années alors qu'en sapinière à bouleaux blancs, la diminution est plus lente et les peuplements d'essences pionnière persistent plus longtemps dans la mosaïque forestière. Ceci indique que les deux régions écologiques évoluent différemment à travers la succession.

Tableau.4: Diminution dans le temps du recouvrement des peuplements d'essences pionnières suivant le chemin successional de l'épinette en fonction des régions écologiques

| Région écologique | Recouvrement (% de canopée) | Pin gris | Bouleau blanc | Peuplier |
|--------------------------------|-----------------------------|----------|---------------|----------|
| Sapinière à bouleau blanc (5a) | 50 | 60 | 62 | 73 |
| | < 25 % | 167 | 158 | 248 |
| Pessière à mousses (6a) | 50 | 58 | 56 | 65 |
| | < 25 % | 149 | 113 | 203 |

LIMITES

L'utilisation des bases SIFORT permet d'avoir une image précise des peuplements dans le temps, ce qui est rare dans l'étude de la succession arborée. Toutefois il faut tenir compte des limites de ces bases. Le fait qu'elles soient construites à partir de photo-interprétation constitue un biais non négligeable. En effet des études ont montré que le taux de discordance entre les résultats de la photo-interprétation et la réalité de terrain pouvait atteindre 26 % (Coulombe et Lowell, 1995). Ceci peut induire des erreurs, qui restent à être quantifiées, au niveau des taux de transition calculés et ainsi entraîner une sur ou sous-estimation du temps de persistance des différentes essences dans le couvert. De plus, le fait que les trois inventaires ne soient pas homogènes du point de vue de l'appellation des groupements d'essences entraîne une perte d'information et de précision. Toutefois les résultats obtenus sont concordants avec les études basées sur les chronoséquences pour ce qui est des chemins d'évolution de la succession. Il semble donc que ces bases soient des outils assez précis pour être utilisés pour l'étude de la succession.

CONCLUSIONS

Les taux de transition et les modèles d'évolution qui peuvent en être dérivés sont importants pour pouvoir prédire l'évolution du paysage dans le temps. Cette approche pourrait permettre de mieux simuler l'évolution des peuplements non aménagés lors de la réalisation des plans généraux d'aménagement. Ils pourraient servir de base à la construction et à la simulation de scénarios d'aménagement forestier basé sur la dynamique naturelle des peuplements (aménagement écosystémique).

REFERENCES ET TRAVAUX COMPLEMENTAIRES

Coulombe, S. et Lowell, K., 1995. Ground-truth verification of relation between forest basal area and certain ecosystem ecophysiological factor using a geographic information system. *Landscape Urban Planning*, 32: 127-136.

Gauthier, S., De Grandpré, L., et Bergeron, Y., 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregion of Québec. *J. Veg. Sc.*, 11: 781-790.

Harper, K. A., Bergeron, Y., Gauthier, S. and Drapeau, P., 2002. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec: a landscape scale study. *Silva Fennica*, 36: 246-263.

Leduc, A., Gauthier, S. et Bergeron, Y., 1995. Pr evision de la composition d'une mosa ique forestière naturelle soumise   un r edime de feu: proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Qu ebec. In : Domon, G. and Falaedeau, J., *Landscape Ecology in Land Use Planning: Methods and Practice*, Univ. Laval, Ste-Foy, Polyscience Publ. Inc., Qc, p. 197-203.

Lesieur, D., Gauthier, S. et Bergeron, Y., 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.*, 32: 1996-2009.

Pelletier, G., Dumont, Y., B edard, M. et Bergeron, J., 1996. SIFORT. *Arpenteur G eom tre*, 23 (3) : 8-9.

Vincent, E., 2004. Succession arborée en sapinière   bouleau blanc et en pessière   mousse de l'Ouest du Qu ebec. Mémoire de maîtrise, UQAT.

Yemshanov, D. et Perera, A., 2002. A spatially explicit stochastic model to simulate boreal forest cover transitions: general structure and properties. *Ecol. Mod.*, 150: 189-209.

CONCLUSION GENERALE

L'étude de la dynamique forestière à partir des bases SIFORT a permis de confirmer par l'analyse des observations directes de la canopée que les processus de succession s'observent en forêt boréale et que les chemins de succession varient en fonction de la région écologique. Les transitions sont plus rapides dans le premier siècle suivant la perturbation en sapinière à bouleau blanc, mais les essences y persistent plus longtemps. Les classes de fertilité construites pour cette étude ne permettent pas de retrouver les résultats des études précédentes. De plus, les temps de persistance des essences dans le couvert sont plus élevées par rapport à ce qui a été modélisé à partir des chronoséquences. Les différences entre les études basées sur des chronoséquences et cette étude peuvent venir des bases de données. En effet, les bases SIFORT sont basées sur l'interprétation de photographies aériennes utilisées pour les cartes écoforestières. Pour les sapinières Coulombe et Lowell (1995) ont estimé le taux d'erreur de ces cartes à 26 % dans la forêt de Montmorency et Ouellet *et al.* (1996) parlent d'une erreur de 5 % pour la Gaspésie. Pour l'Abitibi-Témiscamingue, Potvin *et al.* (1999) mentionnent un taux de discordance assez élevé. Ils précisent que les bouleaux blancs et les peupliers sont fréquemment confondus lors de la photo-interprétation. Ces erreurs sont beaucoup moins nombreuses pour la pessière à mousse, surtout du point de vue de l'identification du couvert. Des contraintes méthodologiques (voir paragraphe 2.2.4) nous ont obligé à utiliser les inventaires SIFORT 2 (1970) et SIFORT 3 (1980) pour la modélisation. Donc on a uniquement un pas de 10 ans entre les deux inventaires ce qui est assez faible pour documenter la succession. Toutefois la superficie de la zone d'étude étant d'environ 47 000 km², la probabilité d'observer des transitions est élevée ce qui nous permet d'avoir une étude représentative de la succession arborée pour ces deux régions écologiques.

importantes pour l'élaboration des plans généraux d'aménagement, et peuvent également servir à simuler des scénarios d'aménagement des peuplements basés sur la dynamique naturels des peuplements (aménagement écosystémique).

Références

Bellefleur, P. and Auclair, A. N., 1972. Comparative ecology of Quebec boreal forests: a numerical approach to modelling. *Can. J. Bot.*, 50: 2357-2379.

Bergeron, Y., 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's southern boreal forest. *Ecology*, 18: 23-31.

Bergeron, Y. et Dubuc, M., 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio*, 79: 51-63.

Bonan, G. B. and Shugart, H.H., 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 20: 1-23.

Clements, F.E., 1916. *Plant succession: an analyse of the development of vegetation*. Carnegie Inst., Publ., Wash.. 242 p.

Cogbill, C.V., 1985. Dynamics of the boreal forest of the Laurentian Highlands, Canada. *Can. J. For. Res.*, 15: 252-261.

De Grandpré, L., Gagnon, D. and Bergeron, Y., 1993. Changes in the understory of Canadian Southern boreal forest after fire. *J. Veg. Sc.*, 4: 803-810.

Dix, R.L. et Swan, J.M., 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest at Candel Lake, Saskatchewan. *Can. J. Bot.*, 49: 657-676.

Donnegan, J.A., and Rebertus, A.J., 1999. Rates and mechanisms of subalpine forest succession along an environmental gradient. *Ecology*, 80: 1370-1384.

Frelich, L.E., and Reich, P.B., 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecol. Mon.*, 63: 325-346.

Gagnon, R. et Morin, H., 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec : Dynamique, perturbations et biodiversité. *Le naturaliste Canadien*, 125 : 26-35.

Gauthier, S., Leduc, A. and Bergeron, Y., 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Env. Mon. Ass.*, 39 : 417-434.

Gauthier, S., De Grandpré, L., and Bergeron, Y., 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregion of Québec. *J. Veg. Sc.*, 11: 781-790.

Harper, K., Bergeron, Y., Gauthier, S. and Drapeau, P., 2002. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study. *Silva Fennica*, sous presse.

Heinselman, M.L., 1981. Fires and succession in the conifer forest of northern north America. In West, D.C., Shugart, H.H. and Botkin, B.B., *Forest succession: concepts and application*, Springer Verlag, New-york, pp. 374-405.

Hibbs, D. E., 1983. Forty years of forest succession in central New England. *Ecology*, 64: 1394-1401.

Horn, H.S., 1976. Succession. In May, R.M., *Theoretical ecology: principles and applications*. W.B. Saunders Company, Philadelphia. Pp. 187-204.

Johnson, E. A., 1992. *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*, Cambridge University Press, Cambridge GB, 129 p.

Larsen, C.P.S. et Macdonald, G.M., 1998. Fire and vegetation dynamics in a jack pine and black spruce forest reconstructed using fossil pollen and charcoal. *J. Ecol.*, 86: 815-828.

Leduc, A., Gauthier, S. et Bergeron, Y., 1995. Préviation de la composition d'une mosaïque forestière naturelle soumise à un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec. In : Domon, G. et Falaedeau, J. (eds) *Landscape Ecology in Land Use Planning : Methods and Practice*. Univ. Laval, Ste-Foy. Polyscience Publ. Inc., Qc. Pp. 197-203.

Lesieur, D., Gauthier, S. and Bergeron, Y., 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.*, 32: 1996-2009.

Myster, R.W. and Pickett, S.T.A., 1994. A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old-field. *Ecology*, 75: 387-392.

Shugart, H.H. et Seagle, S.W., 1985. Modelling forest landscapes and the role of disturbance in ecosystems and communities. In: Pickett, S.T.A. and White, P.S. (eds). *The ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Accademic Press Inc., San Diego, CA, pp. 353-368.

West, D.C., Shugart, H.H. and Botkin, B.B., 1981. *Forest succession concepts and application*. Springer Verlag New York, pp. 374-405.