

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

RÉGIMES DES FEUX ET DYNAMIQUE FORESTIÈRE POST-FEU DE PART ET
D'AUTRE DE LA LIMITE NORDIQUE DES FORÊTS COMMERCIALES AU
QUÉBEC

THÈSE
PRÉSENTÉE
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
NICOLAS MANSUY

MAI 2013

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 -Rév.ü1-2ÜÜG). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce doctorat a été possible grâce à une collaboration multidisciplinaire entre plusieurs chercheurs affiliés à différents organismes (provinciaux, fédéraux et universitaires) mais aussi grâce à une grande amitié avec les autres étudiants et collègues. Je remercie ma directrice, Sylvie Gauthier du Service Canadien des Forêts et mon codirecteur Yves Bergeron de l'UQAT et l'UQAM, pour m'avoir dirigé et conseillé tout au long de ce projet. Je remercie André Robitaille du MRNFQ, coauteur des articles publiés, qui a bien voulu partager avec moi sa Science des dépôts de surface, Je remercie toute l'équipe de la Direction des inventaires forestiers (projet Limite Nordique) du MRNFQ pour avoir fourni les données cartographiques indispensables à la réalisation du projet. Merci à Julie Fortin du MRNFQ pour les données sur les feux. De plus, je remercie les diverses organismes qui ont participé au support financier de ce doctorat: l'UQAM, la subvention stratégique du CRSNG, la subvention Fonds Forestier du FQRNT et la Commission Régionale sur les Ressources Naturelles et le Territoire de la Baie-James (CRRN-TBJ). Je remercie aussi Ressources Naturelles Canada et le Centre de Foresterie des Laurentides pour avoir mis à disposition un bureau ainsi que les ressources matérielles et technologiques nécessaires au bon déroulement de mes recherches.

Un gros merci à toute l'équipe du CEF de Montréal (Danielle Charron et Luc Lauzon) et celle de Québec pour la gestion administrative et logistique. Merci à Mélanie Desrochers et Pierre Racine pour leurs réponses à toutes mes requêtes cartographiques. Je remercie aussi celles qui m'ont permis de publier mes articles en anglais : Pamela Cheers, Alix Rive et Isabelle Lamarre. Je remercie également Rémi Saint-Amant du Centre de Foresterie des Laurentides pour m'avoir fourni les données météorologiques et les données sur les vents, et Marc Mazerolle de l'UQAT pour ses conseils en statistique.

Je tiens à remercier chaleureusement Sylvie Gauthier qui m'a soutenu et écouté dans mon parcours et mes réflexions pendant les six années travaillées ensemble. Elle m'a aussi généreusement accueilli au Centre de Foresterie des Laurentides à partir de 2009 et permis de partager mon quotidien avec des gens reconnus comme expert dans leur domaine comme Louis de Grandpré, Martin Girardin, Dominique Boucher, mais aussi avec des gens un peu moins experts mais tout aussi sympathiques comme Rik Van Bogaert, tout particulièrement Miren Lorente, Yan Boulanger, François Girard et Dave Gervais. Ces trois dernières années de thèse ont été les plus enrichissantes et stimulantes en termes d'expérience professionnelle mais aussi en termes de camaraderie avec les collègues. Sylvie a aussi eu l'audace de me prêter son casque à vélo pour le 5^e Pentathlon des Neiges. Sans elle, je n'aurais jamais pu finir 32^e sur 154 avec un temps de 29'32''58''''.

Je remercie également les amis qui ont partagé mon quotidien dès le début de cette aventure et ceux et celles rencontrés en cours de route. Quelques noms évocateurs : Ernestito et Oscarito (Les deux princes du Chili qui me supportent depuis 6 ans), Amar Etto roi du café (merci pour ta sagesse sétifienne et tes précieux conseils), Maurice un bon rôti, Aurélie pipi, Nicolas popo, Annie-Claude, Dom, Pablo, Taylor, Nanard, Nic T, Jacko, Tim Horton, Jean Coutu.

Finalement toute ma gratitude va à ma super famille pour leur support inconditionnel quelque soit l'objectif à atteindre. Merci à Papa, Sylvain, Julie et Nao pour leurs visites. Et bien sûr un gros « MUAH » à ma chérie, Alix, qui n'arrête pas de me faire réfléchir sur tout...

AVANT-PROPOS

Cette thèse se compose d'une introduction générale, de trois chapitres qui décrivent de façon non exhaustive le travail effectué au cours du doctorat et d'une conclusion générale. Les trois chapitres, qui ne suivent pas l'ordre chronologique de leur réalisation, sont présentés sous forme d'articles scientifiques publiés ou engagés dans le processus de publication. Avec la collaboration des coauteurs, j'ai été le principal responsable des étapes du développement et le rédacteur des trois chapitres. Chaque chapitre répond à un objectif de recherche précis et intègre de façon systématique une introduction qui présente la problématique; les données et méthodes utilisées; les résultats et une discussion qui met en perspective les résultats obtenus. D'autres articles scientifiques et rapports professionnels ont été réalisés au cours du doctorat mais ne sont pas présentés dans le cadre de la thèse.

Le premier chapitre, intitulé *The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada*, a été publié en 2010 dans la revue *International Journal of Wildland Fire* 2010, 19, 1083–1098. Les coauteurs sont les cosuperviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Yves Bergeron et André Robitaille.

Le deuxième chapitre, intitulé *Attributs spatiaux des feux dans l'est du Canada. Une approche basée sur la physionomie des paysages*, sera soumis dans la revue *Landscape Ecology*. Les coauteurs sont les cosuperviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Yves Bergeron ainsi qu'André Robitaille et Yan Boulanger.

Le troisième chapitre, intitulé *Regional patterns of postfire canopy recovery in the northern boreal forest of Quebec: Interactions between surficial deposit, climate and fire cycle*, a été publié en juillet 2012 dans la revue *Canadian Journal of Forest*

Research. Les coauteurs sont les cosuperviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Yves Bergeron ainsi que André Robitaille.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES ANNEXES.....	xv
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1

CHAPITRE I

THE EFFECTS OF SURFICIAL DEPOSIT-DRAINAGE COMBINATIONS ON SPATIAL VARIATIONS OF FIRE CYCLES IN BOREAL FOREST OF EASTERN CANADA.....	12
1.1 Résumé.....	13
1.2 Abstract	13
1.3 Introduction	14
1.4 Materials and Methods.....	17
1.4.1 Study area.....	17
1.4.2 Surficial deposit-drainage data.....	19
1.4.3 Landscape units data	21
1.4.4 Fire data	22
1.4.5 Random sampling	22
1.4.6 Estimations of fire cycle with the burn rate	24
1.4.7 Regionalisation and comparison of fire cycle based on survival analysis	24
1.4.8 Explaining spatial variation in fire cycle at regional scale.....	25
1.5.1 Results.....	26
1.5.1 SDD fire cycle at the broad scale.....	26
1.5.2 Fire cycle for the different region	27

1.5.3 SDD fire cycle within each region	28
1.5.4 Explaining spatial variations of fire cycle.....	29
1.6 Discussion	31
1.6.1 Influence of inter-regional variations of climate on fire cycle.....	31
1.6.2 Effect of top-down/bottom-up on fire cycle.....	33
1.7 Conclusion.....	35
1.8 References	37

CHAPITRE II

ATTRIBUTS SPATIAUX DES FEUX DANS L'EST DU CANADA.

UNE APPROCHE BASÉE SUR LA PHYSIONOMIE DES PAYSAGES	58
2.1 Résumé.....	59
2.2 Abstract	59
2.3 Introduction	60
2.4 Matériel et méthodes	63
2.4.1 La zone d'étude	63
2.4.2 Base de données des feux.....	65
2.4.3 Les attributs géométriques des feux.....	65
2.4.4 Les variables environnementales	66
2.4.5 Analyses statistiques	67
2.5 Résultats	69
2.5.1 Variation spatiale des attributs géométriques des feux	69
2.5.2 Groupement hiérarchique des écodistricts	69
2.5.3 Direction du vent et orientation paysage.....	70

2.5.4 Analyses statistiques des contraintes exercées par les variables environnementales.	71
2.6 Discussion	72
2.6.1 Effets de la physionomie du paysage sur les attributs de feux	73
2.6.2 Application pour la gestion du feu	76
2.7 Conclusion	76
2.8 Références	79

CHAPITRE III

REGIONAL PATTERNS OF POSTFIRE CANOPY RECOVERY IN THE NORTHERN BOREAL FOREST OF QUEBEC: INTERACTIONS BETWEEN SURFICIAL DEPOSIT, CLIMATE AND FIRE CYCLE	106
3.1 Résumé	104
3.2 Abstract	107
3.3 Introduction	108
3.4 Materials and methods	110
3.4.1 Study area	110
3.4.3 Explanatory variables	113
3.4.4 Model selection and logistic regression	115
3.5 Results	116
3.5.1 Model selection and individual effect of variables	116
3.5.2 Rate and age succession over time	117
3.5.3 Opened vs. closed forest 45 years after fire	118
3.6 Discussion	119
3.6.1 Interaction of processes at a regional scale	119

3.6.2 Current regional postfire recovery	122
3.7 Conclusion.....	125
3.8 References.....	125
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	145
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE.....	154

LISTE DES FIGURES

1.1 Location of the study area within the main bioclimatic domain. The enlarged square refers to the study area subdivided into landscape units (defined as the portion of territory characterized by a recurrent arrangement of the main permanent factors of the environment and vegetation). The northern limit for timber allocation refers also to the fire protection limit (intensive in the south, extensive in the north).	43
1.2 Landform of the study area showing the location of some surficial deposits and water bodies that shape the landscape.	44
1.3 Percent of annual area burned and fire cycle estimated with randomized points for the whole study area between 1940 and 2006 and for different period.	45
1.4 Regionalization of the study area into contiguous region. The isolated LU (white portion) located on study area boundaries were excluded from the regionalization.....	46
2.1 Localisation du territoire étudié et des écodistricts sélectionnés incluant les superficies brûlées entre 1970 et 2010.....	87
2.2 Groupement hiérarchique des écodistricts en 5 zones distinctes avec la méthode de Ward, basé sur la taille, l'indice de forme, l'excentricité et l'orientation géographique des feux à l'échelle du district.....	88
2.3 Direction des vents dominants au moment des conditions météorologiques propices aux feux dans le contexte physique du territoire étudié.....	89
2.4 Ordination basée sur les résultats de l'analyse canonique de redondance (ACR) présentant les 27 écodistricts (points avec identifiant uniques). a) axes 1 et 2 de l'ordination; b) axes 2 et 3 de l'ordination.....	90
3.1 Location of the study area with the main bioclimatic domain in the province of Quebec.	137

3.2 Examples of the four successional stages used as an indicator of forest recovery.....	138
3.3 Annual Canadian Drought Code (monthly maximum of the year) computed with BioSIM 10 (Régnière and St-Amant 2007).	139
3.4 Percentage of the study area burned by decade from each region..	140
3.5 The predicted transition probability values for the three successional stages (we summed the SPARSE and the DENSE stages) over mean time since fire for: (a) the whole study area; (b) the driest (DRY) deposits in region A; (c) the subhydric deposits (SUB) in region A; (d) the driest deposits in region C and (e) on the subhydric deposits in region C. Solid lines describe all the years and dotted lines describe only the ‘dry’ years (annual DC >240) when the data permit (Fig. 3.3).	141
3.6 a) Predicted proportion of dense vs. sparse forest 45 years after fire, for each deposit by region. b) Observed proportion of dense forest vs. sparse 45 years after fire, for each deposit by region in the landscape burned before 1940.....	142

LISTE DES TABLEAUX

1.1 Classification of surficial deposit-drainage based on their, texture, stoniness, thickness, morphology, drainage and associated soil drying potential	47
1.2 Fire cycle of each surficial deposit-drainage type for the whole study area (1940-2006).....	48
1.3 Fire cycle for each region defined from the regionalization (1940-2006)	49
1.4 (a) Mean fire cycle for each type of surficial deposit-drainage in each region from the regionalization; (b) X^2_p components for each type of surficial deposit-drainage in each region	50
1.5 Discriminant analysis performed with 36 LU regrouped in 10 regions. (a) Strongest discriminant variables; (b) less discriminant variables; (c) discrim procedure (SAS).....	52
1.6 Mean values for precipitation, temperature, elevation, slope, aridity index, water bodies, and all surficial deposit-drainage combinations for the 10 regions	53
2.1 Description, échelle et sources des attributs géométriques des feux	91
2.2 Description, échelle et sources des variables environnementales utilisées dans l'analyse canonique de redondance.....	92
2.3 Résultats de l'analyse de variance effectuée sur les valeurs moyennes des attributs spatiaux des feux par écodistrict (N=27).....	93
2.4 Valeur moyenne des attributs spatiaux des feux par zone. L'azimut des feux a été transformé en 4 classes d'orientation puis calculé en % pour chaque zone. *Indique une différence significative du nombre de feu par classe d'orientation.....	93
2.5 Proportion de la variance expliquée par chaque axe de l'analyse canonique de redondance avec les 6 variables significatives sélectionnées.....	94

3.1 Classification of the surficial deposit-drainage (SDD) combinations based on their mean fire cycle and their texture, stoniness, thickness, morphology, drainage, and associated soil drying potential	137
3.2 Types and descriptions of the explanatory variables used in the analyses.....	138
3.3 Description and model selection based on Akaike's Information Criterion (AIC)...	139
3.4 Summary of the logistic regression (variables significant at $p < 0.05$).....	140
3.5 Odds ratio of the continuous variables for the young dense state compared with the young sparse one (variables significant at $p < 0.05$).....	141

LISTE DES ANNEXES

1.1 Surficial deposit-drainage combination	54
1.2 Confusion matrix (The shade cells represent the correct classification).....	57
2.1 Altitude moyenne et données climatiques des 27 districts étudiés.....	95
2.2 Direction des vents lors des conditions climatiques propices aux feux (indice saisonnier de sévérité des feux > moyenne + 2 écart-type) enregistrée pour les stations météo. Les numéros identifient les stations dans la figure 2.3.....	96
3.1 Proportion of the four successional stages observed throughout the study area (dotted line) versus the 95% confidence interval of the predicted probability (full line) computed with the best logistic model (Mod11).....	142
3.2 The predicted transition probability values for the four successional stages over mean time since fire for each type of deposit (SDD) within the three regions for all the years.....	143

RÉSUMÉ GÉNÉRAL

L'intérêt pour l'écologie des feux de forêt ainsi que sa compréhension a augmenté depuis les trente dernières années, cependant il subsiste toujours des lacunes dans les connaissances qui traitent de l'hétérogénéité spatiale des feux de forêt. Ainsi, il est généralement admis que le régime de feu varie en réponse à des processus écologiques déterminés par les conditions climatiques et physiques, qui en retour affectent la succession et la mosaïque forestière. Alors que le régime de feu est caractérisé par plusieurs attributs tels que la taille, la fréquence, la sévérité, la saisonnalité ou encore l'intensité des feux, cette thèse s'intéresse principalement à la variation spatiale des superficies, de la fréquence et de la forme des feux. L'objectif général est d'améliorer les connaissances sur le régime en forêt boréale en déterminant les facteurs responsables de la variation régionale de ces attributs et d'en analyser les effets sur les processus écologiques qui affectent l'établissement du couvert après feu. Le territoire étudié couvre un vaste territoire de plus de 400 000 km² dans la forêt boréale de l'est du Canada. Plus particulièrement, on s'intéresse ici à l'hétérogénéité spatiale du régime de feux en lien avec la composition et la morphologie des dépôts de surface et leur drainage (SDD) dans la province du Québec. En effet, alors que les SDD jouent un rôle majeur dans l'établissement de la végétation et la structure des paysages des forêts boréales, peu d'études ont réussi à mettre en évidence le lien entre les différents types de SDD et la variabilité régionale du régime de feu. Pourtant, en raison de leur épaisseur, de leur morphologie, et leur texture ainsi que de leur drainage, les dépôts de surface sont attendus pour affecter le potentiel d'assèchement du combustible et donc d'influencer le régime de feu. C'est pourquoi, dans de cette thèse, nous avons tenté principalement de répondre à trois questions peu documentées dans la littérature des feux de forêt.

Tout d'abord, afin de vérifier si les dépôts de surface peuvent affecter la fréquence des feux, nous avons réalisé une classification des SDD afin d'illustrer leur potentiel d'assèchement du combustible et nous avons ensuite estimé le cycle de feu par type de SDD (Chapitre I). Par la suite, nous avons évalué si les différentes valeurs de cycle de feu observées entre les SDD varient d'une région à l'autre. Nos résultats montrent une variation considérable du cycle de feu entre les types de SDD (de 144 à 425 ans) et entre les régions (de 90 à 715 ans). Une analyse discriminante suggère qu'une combinaison de facteurs climatiques (précipitation, indice d'aridité et température) et physiques (till xérique indifférencié et till mésique indifférencié) pourrait expliquer ces variations à l'échelle régionale. En outre, nos résultats montrent que les valeurs de cycle de feu des SDD ne peuvent pas se distinguer significativement dans des environnements climatiques très favorables à la sécheresse estivale et donc propices à la propagation du feu (cycle de feu < 150 ans). À l'inverse, lorsque le climat est moins propice au feu (cycle de feu > 300 ans), les SDD se distinguent significativement.

Deuxièmement, afin de vérifier si la physionomie du paysage impose un contrôle sur le régime des feux, nous avons testé si l'orientation des SDD, des cours d'eau et du relief peuvent influencer l'orientation, la taille et la forme des feux à l'échelle régionale (Chapitre II). La taille, la forme, l'orientation et l'excentricité ont été calculés pour chaque feu puis compilés par écodistricts sélectionnés de la province de Québec entre 1970 et 2010. Les écodistricts ont été regroupés sur la base de ces mêmes attributs avec une analyse de groupement hiérarchique. Ensuite, des variables environnementales incluant la température, les précipitations, l'indice de sévérité de feux, la topographie, les dépôts de surface et l'hydrographie ont été testées pour décrire chaque zone en utilisant une analyse canonique de redondance. Nos résultats montrent des différences significatives entre la taille, la forme et l'orientation des feux qui permettent de distinguer des zones spatialement homogènes et contiguës. Ces résultats permettent de suggérer que l'orientation dominante des feux à l'intérieur des zones répond à une orientation similaire des cours d'eau et des SDD. Dans certaines zones, une direction des vents dominants parallèles à l'ensemble du paysage au moment du feu peuvent créer des conditions de propagation propices aux très grands feux (taille moyenne > 17 000 ha).

Troisièmement, pour tester l'effet des SDD sur le rétablissement des forêts après feu, nous avons estimé la vitesse et la qualité d'établissement du couvert forestier en fonction du temps depuis le dernier feu pour passer du stade de brûlis au stade régénéré puis au stade de jeune forêt (Chapitre III). Nous avons testé si les forêts situées dans les régions sèches (caractérisées par une proportion élevée de SDD secs, de faibles précipitations et un cycle de feu court) tendent à se rétablir plus lentement après feu, menant à une forêt moins dense, par rapport à une région plus humide caractérisée par un cycle de feu plus long. Des comparaisons de régressions logistiques multinomiales avec le critère d'information d'Akaike suggèrent que les variables les plus significatives expliquant la régénération après feu sont le temps depuis feu, le type de SDD, l'indice canadien de sécheresse et les précipitations de la saison de croissance. Un rétablissement rapide et dense des forêts, indicateur d'une meilleure croissance, est observé sur les dépôts de till subhydriques seulement dans les régions caractérisées par un cycle de feu long (> 500 ans). À l'inverse, un rétablissement lent et peu dense, indicateur d'un manque d'individus génère une forêt clairsemée dans les régions caractérisées par un cycle de feu court (< 200 ans) et une proportion élevée de dépôts grossiers secs tels que les juxta-glaciaires, mais aussi les dépôts mésiques dans certains cas.

En conclusion générale, on peut dire que l'ensemble des résultats a permis une meilleure compréhension du régime de feu dans les forêts boréales en mettant en relief l'effet des SDD sur la variabilité spatiale du régime de feu à l'échelle régionale. La thèse, dans son ensemble, nous rappelle l'importance des facteurs à grande échelle sur la dynamique forestière post-feu. Alors que le climat reste le facteur déterminant dans la variabilité du régime de feu, nos résultats montrent que les SDD, dans certaines conditions, peuvent modérer ou accentuer la fréquence et la taille des feux voir même contraindre leur orientation. En dépit des limites potentielles, attribuables à la grandeur de l'échelle des

analyses, ces nouvelles connaissances ont des implications pour un aménagement durable des forêts et une meilleure gestion des incendies en forêt boréale. Ces connaissances seront certainement aussi utiles pour envisager des stratégies d'adaptions aux changements climatiques. Alors que cette thèse se concentre sur la province du Québec, il est envisageable que l'approche et les conclusions développées ici soient applicables pour l'ensemble de la forêt boréale où le feu demeure la perturbation naturelle dominante.

Mots-clés: Aménagement écosystémique, indice canadien de sécheresse, changements climatiques, cycle de feu, dépôts de surface, drainage, géomatique, géomorphologie, pessière à mousses, orientation, régionalisation, régénération.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Historiquement, les feux de forêt agissent comme perturbation naturelle majeure sur la composition et la structure des forêts circumboréales (Stocks et al. 1998; Kneeshaw et al. 2011). Le régime de feu, composé du cycle de feu, de la taille, de l'intensité, de la saisonnalité et de la sévérité, affecte les attributs physiques et biologiques de la forêt boréale de façon variable dans le temps et l'espace, et façonne ainsi des mosaïques de paysage (Rowe et Scotter 1973). En raison des grandes superficies brûlées, les conséquences biologiques des feux sur les écosystèmes sont immédiates et persistantes dans le temps, variant du local au régional. La compréhension des mécanismes qui régule le régime de feu et de ses impacts sur la régénération de la forêt est essentielle à l'élaboration de stratégies efficaces pour la gestion durable des écosystèmes d'un point de vue écologique mais aussi économique (Hirsch et al. 2001; Kuuluvainen et Grenfell 2012). Il est aussi primordial de pouvoir améliorer les connaissances qui permettent de combattre plus efficacement le risque feu car la gestion des incendies de forêt coûte des millions de dollars chaque année pour les pays concernés (Stocks et al. 1998; RNCAN 2013). De plus, dans le contexte des changements climatiques, la compréhension des mécanismes qui affectent la résilience de la forêt après feu est aussi nécessaire pour prédire la réponse des écosystèmes forestiers aux changements globaux, afin de maintenir fonctionnels les services que la forêt offre à la société (Holling 1973; Drever et al. 2006; Mc Guire et al. 2010). La thèse s'inscrit dans cette problématique générale. En s'intéressant aux facteurs qui contrôlent les différents aspects du régime des feux et à leurs effets sur le rétablissement des forêts après feu, nous visons notamment à améliorer les connaissances sur la variabilité spatiale de la taille des feux, sur leur fréquence et sur leur orientation en lien avec les dépôts de surface et leur drainage.

Les facteurs écologiques qui contrôlent la variabilité du régime de feu en forêt boréale

En forêt boréale, il est généralement admis que le régime de feu varie en réponse à des processus écologiques déterminés par les conditions climatiques et la structure physique du paysage (i.e. Taylor et Skinner 2003; Bergeron et al. 2004b; Wallenius et al. 2004; Mermoz et al. 2005). Ce sont aussi ces mêmes facteurs climatiques et physiques qui déterminent la composition de la végétation, et donc du combustible nécessaire à l'allumage et à la propagation des feux. Malgré l'augmentation des activités humaines comme source d'allumage des feux (Marlon et al. 2008), les combustibles forestiers secs et les vents sont reconnus comme les principaux facteurs de propagation des grands feux de la forêt boréale (Stocks et al. 1998). C'est pourquoi cette thèse se limite à l'analyse des facteurs naturels qui peuvent influencer la variation spatiale du régime de feu. Ces facteurs naturels qui contrôlent l'hétérogénéité spatiale du régime de feu varient non seulement d'un écosystème à un autre mais également en fonction de l'échelle considérée (régionale, paysage, locale). Certains facteurs qui opèrent à l'échelle régionale, comme le climat, auraient des effets dits « *top-down* » (littéralement qui s'exprime du haut vers le bas; Johnson 1992; Payette 1992). Les facteurs qui fonctionnent plus localement (de l'échelle du peuplement à l'échelle du bassin versant par exemple), comme la topographie, la pente ou les dépôts de surface (Lertzman et Fall 1998; Taylor et Skinner 2003; Cyr et al. 2007), ont des effets dits « *bottom-up* » (littéralement qui s'exprime du bas vers le haut). La littérature s'accorde pour dire que si les facteurs « *bottom-up* » sont prédominants, alors le régime des feux est attendu pour varier au niveau local. À l'inverse, si les facteurs « *top-down* » sont prédominants, on s'attend plutôt à ce que le régime des feux varie au niveau régional (Heyerdahl et al. 2001).

Parmi les attributs qui composent le régime de feu cités précédemment, je me suis particulièrement intéressé au cycle de feu. Le cycle de feu¹ qui est dépendant des superficies brûlées, peut être défini comme le temps nécessaire pour brûler une superficie équivalente à la zone étudiée (Johnson et Gutsell 1994). Depuis plus de trente, un nombre croissant d'études à chercher à mesurer les variations spatiales du cycle de feu dans différentes régions de la forêt boréale (Zackrisson 1977; Lertzman et Fall 1998; Hély et al. 2010). Cependant, les origines de ces variations restent incertaines et sont toujours discutables dépendamment des écosystèmes considérés. La variabilité spatiale du cycle de feu résulte tout d'abord de la stochasticité intrinsèque aux incendies de forêt et d'un assortiment d'interactions complexes entre le climat, la météo, la composition de la végétation (combustible), la topographie et les activités humaines (Lertzman et Fall 1998; Syphard et al. 2008; Li-Ming et al. 2009). Dans les forêts scandinaves, il a été reconnu que l'activité humaine a joué un rôle dans l'augmentation du nombre des incendies de forêt dans le passé (Lehtonen et al. 1996, Niklasson et Granström 2000). Toutefois, il a été aussi démontré que l'occurrence et la fréquence des feux varient naturellement en réponse aux différents types de végétation et à la structure des paysages (Wallenius et al. 2004). En forêt boréale canadienne, les conditions météorologiques et climatiques sembleraient expliquer une grande partie de la variabilité de spatiale de l'activité des feux (Skinner et al. 1999). Par exemple, en forêt boréale québécoise, il a été démontré que le cycle de feu actuel peut varier de moins de 100 ans à plus de 500 ans selon la région étudiée (Bergeron et al. 2006; Lesieur et al. 2002; Lefort et al. 2004; Lauzon et al.

¹ Considérant les différents concepts entourant la fréquence des feux et les multiples façons de la mesurer (Cyr 2012), il est nécessaire de préciser que tout au long de la thèse le calcul du cycle de feu fait référence à la méthode du taux de brûlage et que le cycle de feu est équivalent à l'inverse du taux de brûlage. Le taux de brûlage explicite alors la proportion moyenne de territoire étudié qui brûle chaque année et permet de tenir compte du rebrûlage.

2007). Cette variation régionale a été principalement expliquée par un gradient climatique. Ainsi, dans le centre et le nord-ouest de la province, les influences climatiques sont continentales avec des étés secs, alors que dans l'est le climat estival est plus humide (Girardin 2009; Bouchard et al. 2004). Dans certaines régions québécoises, les effets de la pente et des dépôts de surface sur le cycle de feu ont été aussi observés même si ces facteurs sont moins documentés dans la littérature. Dans la région de la Côte-Nord par exemple, Cyr et al. (2007) ont constaté que les sommets et le haut des vallées étaient soumis à un cycle de feu plus long. Dans la région de l'Abitibi, Bergeron et al. (2004b) ont constaté que le cycle de feu était plus long sur les dépôts organiques que sur les dépôts à texture grossière. Alors que les dépôts de surface et leur drainage (abrévié en SDD dans le reste du document) jouent un rôle majeur dans la compréhension, la répartition et la croissance de la végétation en forêt boréale (Fullerton et al. 2003; Robitaille et Allard 2007), leurs effets sur les variations du cycle de feu restent néanmoins peu détaillés dans la littérature. En outre, on peut citer l'étude de Zakrisson (1997) et celle de Hellberg et al. (2004) qui ont mis en évidence l'effet du régime hydrique des dépôts superficiels sur la variation des superficies brûlées en Scandinavie. Comme nous le verrons plus tard, un des objectifs de la thèse sera d'approfondir les connaissances de l'effet des SDD sur la variabilité spatiale du cycle de feu.

Parmi les attributs qui ne caractérisent pas le régime de feu, je me suis intéressé à l'orientation et à la forme des feux en lien avec la physionomie du paysage. Cet intérêt s'est justifié après avoir constaté l'agencement distinct des paysages, basé sur l'orientation parallèle des SDD à l'écoulement de l'eau de fonte glaciaire depuis le centre vers les bordures extérieures de l'inlandsis du Labrador-Nouveau-Québec (Veillette 1997, 2004). L'étude de l'orientation des feux en lien avec les patrons spatiaux des paysages est aussi un défi stimulant car cet attribut apparaît beaucoup moins documenté que les attributs communs du régime de feu tels que la taille, la sévérité ou la fréquence des feux. Quelques études ont cependant abordé la question

de l'orientation des feux par rapport aux conditions météorologiques. En Australie, Haydon et al. (2000) ont trouvé une correspondance significative entre la direction des vents dominants et l'orientation des feux. Au Portugal, Barros et al. (2011) ont révélé que la majorité des superficies brûlées entre 1975 et 2005 montre une orientation géographique préférentielle, suggérant un effet significatif des vents synoptiques. Au Canada, Parisien et al. (2006) ont constaté que l'orientation géographique des feux était très variable, en réponse à la variabilité spatiale des conditions météorologiques. Encore une fois, en dépit du rôle structurant des SDD dans la configuration des paysages nordiques canadiens et dans la distribution de la végétation (Robitaille et Allard 2006), aucune étude, à notre connaissance, n'a examiné l'effet de l'agencement des SDD sur l'orientation des feux à l'échelle régionale.

Rétablissement du couvert forestier après feu

Le temps écoulé depuis le dernier feu joue également un rôle déterminant dans l'établissement et la dynamique des forêts boréales. Le retour de la végétation après feu est un phénomène complexe qui dépend d'une combinaison de facteurs physiographiques à l'échelle local, du climat, et des conditions de végétation avant l'incendie (Turner et Romme 1994; Lertzman et Fall 1998). Il existe une croyance populaire qui veut que les feux de cimes sont toujours très sévères, réduisant en cendre la totalité de la forêt et laissant ainsi un paysage vide, sans arbres ni vie. De nombreux auteurs ont prouvé que les degrés de sévérités sont très variables au sein d'un même feu, laissant ainsi de nombreux arbres en vie et donc des paysages avec des structures d'âge hétérogènes (Turner et Romme 1994; Gauthier et al. 1996; Bergeron et Fenton 2012). Cette mosaïque de paysage post-perturbation est observable dans la majorité des écosystèmes où le feu représente la perturbation naturelle dominante (Attiwill 1994; Peterson 2002; Rohan et al. 2003). Dans l'est du Canada, la dynamique forestière en lien avec l'histoire des feux passés et récents a été

étudiée activement depuis plusieurs décennies (Payette et al. 1992; Carcaillet et al. 2001; Bergeron et Fenton 2012) et les conclusions sont similaires. L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), espèces emblématiques de la pessière noire à mousses de l'est du Canada, sont adaptées au feu et, sont généralement capables de se rétablir rapidement et abondamment après un incendie, en raison de leurs cônes semi-sérotineux ou sérotineux respectivement (Greene et al. 2004). Rythmé par les intervalles entre les feux, cette boucle est généralement bien observée au sein de la forêt fermée, créant des paysages à la structure d'âge varié dominés par l'épinette noire ou le pin gris. Cependant, une réduction du couvert post-perturbation a été souvent rapportée dans la forêt fermée conduisant à une ouverture du couvert avec une faible densité d'arbres (Girard et al. 2008, 2009). Le développement des peuplements ouverts peut résulter de la succession de perturbations naturelles et anthropiques dans un court laps de temps (Payette et al. 2000; Jasinski et Payette 2005). Par exemple, des perturbations successives, comme l'exploitation forestière suivie par des feux ou une épidémie de tordeuse des bourgeons d'épinette suivie d'un incendie, qui interviennent avant la maturité sexuelle des arbres, peuvent réduire fortement le stock de graines (Simard et Payette 2005) et causer ainsi la régression des forêts fermées (Girard et al. 2008, 2009). D'autre part, alors que le sol minéral offre un très bon lit de germination pour l'établissement des semis après feu, certains peuplements ouverts peuvent résulter des contraintes édaphiques liés à la minceur, à la pierrosité excessive et au drainage xérique des dépôts superficiels qui peuvent alors ralentir la croissance des arbres. À l'opposé, d'autres types de substrats saturés en eaux peuvent créer des conditions d'anaérobiose en diminuant le taux de décomposition de la matière organiques (phénomène de paludification) et nuire à la croissance des forêts (Simard et al. 2009). La profondeur de brûlage, déterminée par la sévérité du feu et la topographie, est aussi un élément important à considérer au moment de l'établissement des semis après feu car elle influence l'épaisseur de la matière organique et donc les capacités des essences à recoloniser les sols brûlés (Johnstone et al. 2011). Par conséquent, le

régime hydrique du sol est particulièrement important pour la germination et la survie de l'épinette noire en raison de sa grande vulnérabilité au stress hydrique (Moss et Hermanutz 2009).

En plus du régime de feu, la régénération de la forêt boréale peut être fortement influencée par des facteurs écophysiologiques et climatiques (Payette et al. 2008). Par l'intermédiaire des régimes de température, du rayonnement solaire et de l'humidité, le climat a une influence majeure sur les taux de la photosynthèse, sur l'établissement des arbres et leur croissance potentielle (Thompson et al. 2009). La topographie et les conditions édaphiques influencent aussi directement la régénération après feu, à travers le régime hydrique dans le sol (drainage) ou par le biais de micro-conditions climatiques qui déterminent la qualité du lit de germination (Greene et al 1999; Cyr et al. 2007). Ainsi, compte tenu de l'influence probable des SDD sur les variations régionales du cycle de feu, nous nous attendons à un rôle significatif des SDD sur la vitesse de fermeture et sur la densité du couvert après feu. Localement, les SDD les plus secs, en raison de leur minceur et de leur pierrosité excessive, pourraient accroître la vulnérabilité des peuplements et donc diminuer leurs capacités de rétablissement après feu. À l'échelle régionale, il est probable que les facteurs climatiques et physiques propices à la propagation de grands feux soient aussi responsables des accidents de régénération.

Contexte et objectifs généraux de la thèse

Les travaux entrepris au cours de cette thèse ont pour objectif d'améliorer les connaissances sur le régime des feux en forêt boréale en déterminant les facteurs responsables de la variation régionale du régime de feu et d'en analyser leurs effets sur les processus écologiques qui affectent l'établissement du couvert après feu à l'échelle régionale. Le territoire étudié couvre un vaste territoire parcourant les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et une partie de la pessière à lichens, dominé par l'épinette noire et le pin gris. Au Québec, le domaine de la pessière à mousses a une importance économique et écologique capitale puisqu'elle occupe à elle seule plus de 400 000 km², soit près de 27% du territoire québécois et environ 62% du territoire forestier commercial (MRNF 2000). Le domaine de la pessière à lichens se distingue de celui de la pessière à mousses surtout par la faible densité du couvert forestier ainsi que par la rigueur du climat et la faiblesse des précipitations. Cette thèse s'intéresse particulièrement à l'hétérogénéité spatiale du régime de feux récent en lien avec la composition et la morphologie des dépôts de surface et leur drainage (SDD) dans la province du Québec. En effet, que alors les SDD jouent un rôle majeur dans l'établissement de la végétation et la structure des paysages des forêts circumboréales (Trenhaile 1990), peu d'études ont réussi à mettre en évidence le lien entre les différents types de SDD et la variabilité régionale du régime de feu. Pourtant en raison de leur épaisseur, de leur morphologie, et leur texture ainsi que de leur drainage, les dépôts de surface sont attendu pour affecter le potentiel d'assèchement du combustible et donc d'influencer le régime de feu mais aussi le retour de la forêt après feu. C'est pourquoi, afin de combler cette lacune, nous tenterons de répondre à trois questions peu documentées dans la littérature scientifique des feux de forêt.

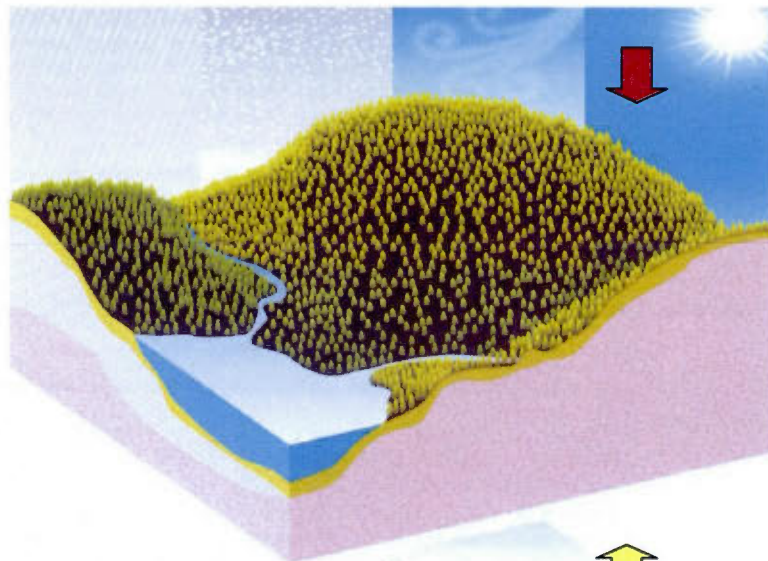
Tout d'abord, afin de vérifier si les différents types de SDD peuvent affecter le cycle de feu, nous avons réalisé une classification des SDD afin d'illustrer leur potentiel

d'assèchement du combustible et nous avons ensuite estimé le cycle de feu par type de SDD (Chapitre I). Deuxièmement, afin de vérifier si la physionomie du paysage peut contraindre le régime des feux, nous avons testé si l'orientation des SDD, des cours d'eau et du relief peuvent influencer l'orientation, la taille et la forme des feux à l'échelle régionale (Chapitre II). Troisièmement, pour tester l'effet des SDD sur l'établissement des forêts après feu, nous avons estimé la vitesse et la qualité d'établissement du couvert forestier après feu en utilisant le temps écoulé pour passer du stade de brûlis au stade régénéré puis au stade de jeune forêt (Chapitre III).

Dans la conclusion générale et au-delà de l'apport de chacun des chapitres, nous tenterons de mettre en relief les nouvelles connaissances issues de cette thèse qui participeront certainement à une meilleure compréhension des mécanismes à grandes échelles qui régulent le régime de feux dans les forêts circumboréales. Ces nouvelles connaissances seront discutées en termes d'application pour l'aménagement durable des forêts et pour une meilleure gestion des incendies de forêt, mais également mises en perspective dans le contexte des changements climatiques. Finalement, dans une optique de recherche appliquée à la province du Québec, les travaux entrepris au cours de ce doctorat pourront se justifier par la réévaluation de la limite nordique des forêts commerciales au Québec. Selon l'article 35.3 de la Loi sur les Forêts, l'exploitation forestière doit respecter une limite septentrionale afin de protéger certains écosystèmes nordiques peu productifs pour approvisionner de façon durable les usines de transformation du bois. Bien que cette étude n'a pas pour ambition la délimitation du futur tracé de la limite nordique, la mise à jours des connaissances sur les processus écologiques qui affectent la dynamique des écosystèmes forestiers seront probablement pris en compte dans le futur tracé et éventuellement considérées pour des futurs plans d'aménagement forestier si nécessaire.

Figure 1 Facteurs écologiques permanents du paysage (modifié de Robitaille et Saucier 1996). Les dépôts de surface, la topographie et l'hydrographie sont considérés comme des facteurs qui agissent au niveau local (flèche vers le haut). Le climat et la météo ainsi que les vents sont considérés comme des facteurs qui agissent au niveau régional (flèche vers le bas).

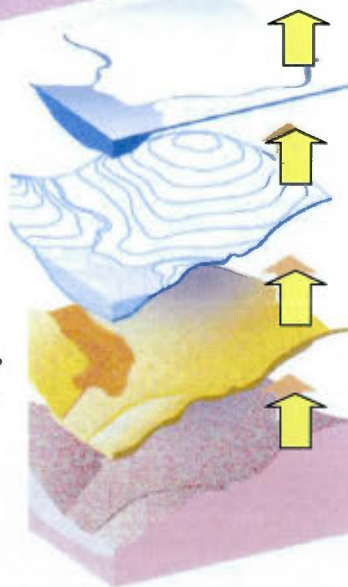
Climat, Météo : Effets de la température, des précipitations et du vent sur la végétation et le risque de feu



Hydrographie : Importance des lacs et des cours d'eau dans le paysage

Topographie: Altitude, pente

Dépôts de surface et drainage : Épaisseur, morphologie, composition, et orientation déterminent le potentiel d'assèchement du combustible



Géologie : Nature et structure du substrat rocheux

CHAPITRE I

THE EFFECTS OF SURFICIAL DEPOSIT-DRAINAGE COMBINATIONS ON SPATIAL VARIATIONS OF FIRE CYCLES IN BOREAL FOREST OF EASTERN CANADA.

Cet article a été soumis en Décembre 2009 et publié en Août 2010 dans la revue *International Journal of Wildland Fire* 2010, 19, 1083–1098 (<http://www.publish.csiro.au/paper/WF09144.htm>). Les coauteurs sont les cosuperviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Yves Bergeron ainsi qu'André Robitaille.

1.1 Résumé

Nous avons examiné la relation entre les variations spatiales des dépôts de surface et leur drainage (SDD) et le cycle de feu dans la région du lac Mistassini au Québec. Notre objectif principal est de déterminer si les régions caractérisées par une proportion élevée de SDD secs, brûlent plus fréquemment que celles caractérisées par une grande proportion de SDD humides. Après un regroupement des SDD en fonction de leur potentiel d'assèchement du sol, nous avons estimé le cycle de feu pour chaque SDD. Grâce à une régionalisation des unités de paysage, nous avons ensuite analysé les effets des SDD sur les variations spatiales du cycle de feu. Une analyse discriminante impliquant les différents types de SDD et d'autres variables physiques (précipitations, température, indice d'aridité, hydrographie, l'altitude et la pente) a permis d'identifier une combinaison de variables qui caractérisent chaque région. Une variation considérable du cycle de feu a été observée parmi les différents types de SDD (de 144 à 425 ans) et entre les régions (de 90 à 715 ans). Nos résultats suggèrent qu'une combinaison de facteurs « top-down » ($R^2 = 0,727$ précipitations, $R^2 = 0,663$ indice d'aridité, et $R^2 = 0,574$ température) et « bottom-up » (till xérique indifférencié $R^2 = 0,819$ et till mésique indifférencié jusqu'à $R^2 = 0,691$) pourrait expliquer ces variations à l'échelle régionale. En outre, nos résultats montrent que les cycles de feu des SDD ne diffèrent pas significativement dans des environnements climatiques favorables à la sécheresse estivale et donc sujettes à la propagation du feu. À l'inverse, lorsque le climat est moins propice au feu (cycle de feu > 300 ans), les cycles de feu des SDD se distinguent significativement. Les implications de ces résultats pour la protection des forêts contre les incendies et le développement régional sont brièvement discutées.

1.2 Abstract

Spatial variations of the fire cycle in a large territory (190 000 km²) of the boreal forest of eastern Canada were assessed with 30 000 random sampling points. Specifically, we examined the relationship between surficial deposit-drainage (SDD)

and spatial variations of the fire cycle in the Lac Mistassini area, Quebec. Our main objective was to determine if regions characterized by a large proportion of dry SDD burn more frequently than regions with a smaller proportion. After regrouping the SDD according to their soil drying potential, we estimated the fire cycle for each SDD. Then, through a regionalization of the landscape units, we analyzed the effects of SDD on spatial variations of the fire cycle. A discriminant analysis involving the SDD and other physical variables (precipitation, temperature, aridity index, water bodies, elevation and slope) made it possible to identify a combination of variables characterizing each region. A considerable variation in the fire cycle was observed among the SDD types (from 144 to 425 years) and between the regions (from 90 to 715 years). Through the discriminant analysis, this study suggest that a combination of possible climatic top-down (precipitation $R^2=0.727$, aridity index $R^2=0.663$, and temperature $R^2=0.574$) and bottom-up factors (xeric undifferentiated till $R^2=0.819$ and humid undifferentiated till $R^2=0.691$) could explain this variations at the regional scale. Also our results indicate that the SDD did not differ significantly in their fire cycle when the climatic conditions are very conducive to summer drought and therefore prone to the ignition and spread of fire. Conversely, the SDD differ significantly in their fire cycle when the climate seems lees conducive to fire (fire cycle >300 years). Implications of those results for forest protection against fire and regional development are briefly discussed.

1.3 Introduction

Wildfire has been a dominant disturbance in Canadian forests since the last Ice Age, shaping the boreal landscape with large stand-replacing fires (Stocks et al. 1991; Kasischke and Stocks 2000). The fire regime, which is comprised of the fire cycle, size, intensity, seasonality, type and severity, affects the boreal forest through the interruption or termination of tree or stand life cycles. A growing number of studies have investigated the spatial and temporal variations in fire frequency in the boreal

forest (Larsen 1996; Reed et al. 1998; Weir et al. 2000; Beaty and Taylor 2001; Bergeron et al. 2004a; Larjavaara et al. 2004; Wallenius et al. 2004). However, the origin of these variations remains uncertain and, to a great extent, debatable. The spatial variability generated by the fire regime results from both the stochasticity inherent to forest fire (Lertzman and Fall 1998) and an assortment of complex interactions between climate, vegetation composition, topography and also human activities (Van Wagner 1987; Johnson 1992; Flannigan and Wotton 2001; Heyerdahl et al. 2001; Kasischke et al. 2002; Lefort et al. 2003; Cyr et al. 2007; Syphard et al. 2008; Li et al. 2009). The ecological and climatic factors that control this spatial heterogeneity not only vary from one ecosystem to another, but they also vary depending on the scale (landscape, regional, local) considered. Certain factors that operate at a global scale, such as climate, are said to have top-down effects (Johnson 1992; Payette 1992). Factors that operate more locally (from stand to drainage basin scale), such as topography or aspect (Lertzman and Fall 1998; Taylor and Skinner 2003; Cyr et al. 2007), have bottom-up effects. It is understood that these two types of factors influence fire cycle: if the top-down factors are predominant, then the fire regime is expected to vary at the regional level; if the bottom-up effects are prevalent, large variations are expected at the local level (Heyerdahl et al. 2001).

Fire cycle is defined as the time necessary to burn an area equivalent to the study area (Johnson and Gutsell 1994). The current fire cycle in the boreal forest of Quebec can vary from as short as 100 years to as long as 500 years, depending on the region studied (Bergeron *et al.* 2001, 2006; Lesieur *et al.* 2002; Lefort *et al.* 2004; Lauzon *et al.* 2007). This variation in fire cycle has been mainly explained by a top-down effect based on a west-east gradient: the climatic influences are more continental in the centre of the province, whereas in the east the climate is more humid, influenced by the rising air masses moving west to east, or north-west to south-east (Girardin 2009). Within these regions, some bottom-up effects of aspect and surficial deposits on fire

cycle have been observed. In the North Shore region, Cyr *et al.* (2007) found that position on the slope was related to fire cycle since hilltops and upperslopes were subject to a lower fire cycle. In the Abitibi region, Bergeron *et al.* (2004b) found that fire cycle was lower on organic deposits than on fine- and coarse-textured deposits. Indeed, the effects of surficial deposit on fire cycle variations are often assumed but are barely clear in the literature.

As surficial deposits play a key role in understanding the distribution and growth of vegetation (Robitaille and Allard 2007), more attention to their effect on fire cycle is required. Surficial deposits are defined as sediments or materials that accumulated or were emplaced after component particles were transported by ice, water, wind, or gravity (Fullerton *et al.* 2003). The composition of surficial deposits affects the water flow content in the soil and also the moisture content of the litter and other fine fuels, as well as the vegetation. Dry forest fuels and winds are major contributors to large stand-destroying fires (Flannigan and Wotton 2001) and the drying of forest fuels results from drought periods of 3 days or more, associated with less than 1.5mm of total precipitation (Flannigan and Harrington 1988). Dry surficial deposits characterised by excessive stoniness and sandy texture can accelerate the evacuation of water in the soil and diminish the quantity of water not only at the soil surface, but also in the vegetation. The originality of this paper is based on a classification of surficial deposit–drainage (SDD), combinations grouped in terms of their texture, stoniness, thickness and morphology, to illustrate their drying potential (Table 1). It is expected that the driest SDD combinations could promote conditions favourable to drying of the soil, fine fuels and vegetation, ultimately making the latter more easy to ignite and propagate fire.

Consequently, in this study, we analysed the effects of environmental characteristics, notably surficial deposits and their drainage, on spatial variations in fire cycle at the regional scale in the northern boreal forest of Quebec between 1940 and 2006. Our main hypothesis predicts that regions with a larger proportion of dry SDD should burn more often, leading to a shorter fire cycle than regions with a smaller proportion

of dry SDD. The objectives of the present article are: (1) to estimate the fire cycles of the different SDD for the whole study area; (2) to conduct a regionalisation to analyse whether differences observed between SDD in the fire cycles were greater, smaller, or non-existent for the different regions of the study area; and (3) to determine the combination of climatic and physical factors that can explain spatial variations in the fire cycle, using a discriminant analysis. The study area, which is particularly isolated and almost inaccessible by road, has only been described recently by the ministere des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). The current inventories are intended to address the lack of information regarding the forest vegetation, landscape characteristics and fire regime of this region. A better understanding of the factors responsible for changes in fire cycle can facilitate the protection of forests against fire. In addition, knowledge of broad-scale fire variations appears essential for delimiting natural forest regions in which sustainable forest management should take fire activity into account.

1.4 Materials and Methods

1.4.1 Study area

The study area encompasses a vast territory of roughly 190 000 km² between 70–76 °W and 49–53 °N (Fig. 1.1). The whole territory belongs to the Canadian Shield Precambrian rock formation. The description of the study area is based on the natural elements that shape the landscape (i.e. hydrographic basins and relief). The hydrography, which covers 15% of the study area, is dominated by Lake Mistassini, the largest natural lake in Quebec (233 500 ha). Located north and west of Lake Mistassini, respectively, are the Eastmain and Rupert Rivers that flow in the direction of James Bay (Fig. 1.2). To the east of Lake Mistassini, flowing towards the south in the direction of Lac Saint-Jean and the St Lawrence River, there are also some rivers

(the Mistassini, Peribonka and Nestaocano Rivers, to name a few; Fig. 2). The territory, which is mostly within the black spruce-feather moss bioclimatic domain, can be subdivided into five distinct parts (Figs 1, 2). The summary description that follows is predominantly adapted from the final report on the northern limit for timber allocation (MNRF 2000) and from Robitaille and Saucier (1998).

The first zone spreads out westward and north-west of Lake Mistassini, and consists of undulating hillocks with an average altitude of 350 m. The surface deposits are mainly composed of stony- and sandy-textured glacial deposits, which explain the abundance of xeric areas, particularly north of 52 °N (the northwest corner of Fig. 2.2; photos 1, 2 and 3). Mean annual temperature ranges from 1.5 ° to 1.9 °C, and mean annual precipitation varies between 680 and 800 mm. Extending from the first region, south of 50°N, the second zone consists of slightly undulating plains with a mean altitude of 350 m. Located between the Geer moraines and drumlins are depressions generally occupied by peat bogs, occupying 20% of the surface area, with little forest cover Fig. 1.2, photo 4). The mean annual temperature of this region ranges from -2.5°C to 0°C and the mean annual precipitations varies between 800 and 1000 mm.

The third zone is located northeast of Lake Mistassini, and consists of high hilly territory (Mounts Techigami and Otish, Fig. 1.2, photo 5). The mean altitude ranges roughly between 700 and 750 m with a peak at 1 135 m. The surficial deposits are principally composed of till and various moraines with rocky outcrops that occupy approximately 30% of the zone. The mean annual temperature varies from -6.0°C to -1.5°C and the mean annual precipitations are between 800 and 950 mm.

The fourth zone is located east of Lake Mistassini and south of Mount Otish. This territory is slightly hilly with a mean altitude of roughly 250 m, characterized by hillocks and a few hills covered by thick undifferentiated till. The mean annual temperature is about -1.5°C and the mean annual precipitation is roughly 900 mm.

The fifth (and last) zone extends south from the fourth region. It consists of a very hilly terrain with a mean altitude of 600 m. The narrow and deep valleys (400m deep), oriented north-south cut across the plateau and are characterized by rocky escarpments (Fig. 1.2, photo 8). Thick undifferentiated till characterizes the flat surfaces and the valley bottoms, while thin till covers the steep slopes and the rocky outcrops on the summits. The mean annual temperature is about -1.5°C and the mean annual precipitations are around 900mm.

With few roads or railways, the whole study area is relatively inaccessible and little affected by human activities. The largest city in the area is Chibougamau with 30,000 inhabitants (Fig. 1.1). The northern limit for timber allocation divides the territory around the 51 degree north latitude. South of this limit, the forest is under management licences and intensive fire protection by the fire agency (SOPFEU, intensive implying that all fires are fought). North of the allocation limit the forest is unmanaged (Fig. 1.1) and fire fighting is restricted to fires that put human infrastructures at risk (power lines, mines, native communities). Indeed, human activities have had a relatively mild influence on the fire cycle across the territory as most of the area burned occurred during very dry periods, when the SOPFEU efficiency is reduced by harsh fire behavior (Lefort et al. 2001, Lefort et al. 2003, Bergeron et al. 2004; Gauthier et al. 2005). Therefore, the spatial variations of the fire cycle observed throughout the study area are mostly under climatic and biophysical control.

1.4.2 Surficial deposit-drainage data

The surficial deposit and drainage data were gathered from two main sources. South of the limit of timber allocations (Fig. 1.1), spatial data were obtained from the third forest inventory (Létourneau et al. 2009). North of that limit, spatial data were obtained through the mapping of the Programme d'inventaire écoforestier nordique (Létourneau et al. 2008). In both cases, the inventory program aims at describing the vegetation and the physical set-up of the forest, including surficial deposits.

During the last ice retreat, that ended about 6000 years ago in central Quebec-Labrador, various geomorphic agents such as ice and meltwater from glaciers have greatly contributed to the development of different types of surficial deposits (Robitaille and Allard 2007). In our study area, localized in the heart of Quebec the landforms are mainly composed of materials put in place by the direct action of glacier ice (till, moraines, etc.). Other materials were deposited by meltwater running off glacier ice or filling a glacial lake (fluviaglacial, glaciolacustrines, fluvial deposits). Among the deposits which have no glacial origin, we note the abundance of organics deposits and rocky outcrop. All of the deposit categories are easily distinguished from each other by their morphological-sedimentological characteristics but can also be grouped based on their capacity to retain surface water. The surficial deposit and their drainage were assessed by photo interpretation at the scale of 1/40 000 by the geomorphologists team of the MRNFQ. The morphology of the different types of deposits permitted to determine the drainage (xeric, mesic, hydric, and lateral).

In order to illustrate the drying potential and their capacity to dry forest fuel, the surficial deposits of the territory were thus grouped into surficial deposit-drainage combinations (SDD) based on the following criteria. The texture (i.e. the thin fraction of the deposit <2mm) concerns the relative proportions of sand silt and clay. The stoniness refers to the size and proportion of the particles from the larger fraction >2mm (i.e gravel, pebble, stone, boulder). The thickness of the deposits and its morphology were also considered as both can affect the water retention.

The combinations of SDD used in this study are presented in Table 1.1, ranking from the driest to the most humid. The logic of our classification is briefly described below while the composition, description and the coding of the combination are presented in appendix A. To create the combinations of SDD, we first distinguished the sandy textured deposits (Sa to SaSi) from those containing a proportion of clay as (SaSiC, Table 1.1). The presence of clay is critical because even

if it is present only in small proportions (around 3% in till in the Canadian Shield of the Québec Province; Robitaille and Allard, 2007), it plays a cohesive role of matrix elements, which can hold more water to the soil surface. Therefore, the undifferentiated tills that have a sandy-silty-clay texture were separated from the other deposits. Then they were subdivided according to their thickness (25 cm to 1 m and > 1m) and according to drainage class (Table 1.1).

Then, to distinguish combinations where the texture is mainly sandy-silty, we have also considered the stoniness and morphology. Those criteria were used for the combination made up of juxtaglacial deposits and disintegration moraine and for the combination of ablation till and Rogen moraines (Table 1.1). The first one is drier than the second because of a very abundant stoniness and very coarse texture. In addition, its knob-and-kettle morphology could promote faster evacuation of water. Finally, the ablation till is not dry as other tills because it has a smoother morphology coupled with lesser stoniness and a finer texture (Table 1.1).

The combination of rocky outcrops (mainly composed of crystalline rocks with low permeability) can be covered with a layer of organic deposits or very thin till veneer (<25cm) (Table 1.1). As it is often located in rugged terrain, the drainage is usually xeric. The final SDD is composed of organic deposits (peatland) that exceeds 40 cm thick (Table 1.1).

1.4.3 Landscape units data

The landscape units (LU) are one of the elements in the hierarchical ecological classification system developed by the MNR/FQ (Saucier et al. 1998). The study area is subdivided into 48 LU defined as the portion of territory characterized by a recurrent arrangement of environmental (type of relief, average altitude, nature and proportion of the main surficial deposits, hydrography) and vegetation factors (distribution of species). Several variables describing the climate and physical environment (precipitation, temperature, aridity index, elevation, slope, water bodies)

have been compiled for each LU. The data on physical variables were obtained from Robitaille and Saucier (1998), who have extensively described the LU's of southern Quebec. For the description of the northern units (above 51°N), we referred to the final report on the northern limit of the commercial forest in Quebec (MNRQ, 2000) and to Proulx et al. (1987).

1.4.4 Fire data

In order to estimate fire cycle for the period 1940-2006, we used the provincial fire spatial database provided by MRNFQ. Within the study area 1094 fires occurred between 1940 and 2006 with fire size ranging from 5ha to 225 918 ha with the average 5442 ha \pm 15101. Large fires > 50,000 ha that are burning over 65% of the study area while only representing less than 13% of total number of fires occurred between 1940 and 2006 (Fig. 1.1). Most of these fires were classified with an exact ignition date by the SOPFEU. For remotely located fires, where their perimeters were obtained with remote sensing (accounting for 30% of the fires), the fire dates are approximations subsequently integrated into classes of 4 or 9 years. For these fires, the middle value of each class was considered as their fire date. This database was included in ArcGis 9.2 (ESRI Inc., Redlands, CA) with the following attributes: location, size and date. Without knowledge of the exact fire cause, regarding the remoteness of the study area and the quasi absence of the human settlements in the study area (roads, railways or town, Fig. 1.1), we have not considered the cause of fires in our analysis.

1.4.5 Random sampling

The study area covers 190,000 km², thus representing a considerable body of data. A random sampling of the entire study area (ArcGis 9.2; ESRI Inc., Redlands, CA) was generated using 30,000 randomly positioned points (excluding polygons defined as water and island). This number was considered sufficient to take into account the size of fires since each point represents approximately 6 km². The fire cycle estimate from

a sample of points requires at least between 0.16 and 0.20% of total possible sample points for a given territory (C Li, 2002). In our case, the smaller data cells are represent by the forest polygons (average size 16 ha), about 1.2 million of which cover the whole territory. Therefore a random sample of 30 000 points is sufficient because it represents about 4% of all possible sampling. As LU size ranges from 93 500 to 1 427 400 ha (average size 400 000 ha \pm 297 900) their size is not an obstacle for a reliable estimate of the CDF since each LU contains an average of 600 random points with 67 years of fire data for each point. For each sampling point, we recorded three types of information:

1. The type of SDD was extracted from the surficial drainage-deposits polygons.
2. All possible fire dates from the MNRFQ fire spatial database; this made it possible to consider reburning over the study period. Therefore, a random point could have between 0 and 4 fire dates between 1940 and 2006.
3. The landscape unit, with its associated physical variables.

1.4.6 Estimations of fire cycle with the burn rate

Several methods can be used to estimate a fire cycle (Johnson and Gutsell 1994; Johnson and Van Wagner 1985). The mean area burned per year (burn rate) similar to the percent annual area burned (PAAB), gives an accurate estimation of the fire cycle (Stocks et al. 2003). We estimated the burn rate using the points from the random sampling (burned point/total points per year). We then calculated the inverse of the mean burn rate to estimate the fire cycle. We also computed the standard error and used it to calculate the confidence interval. The percentage of burned points was first calculated to assess the fire cycle of the whole study area between 1940 and 2006, for each type of SDD, for each region defined by the regionalization (see below), and finally for each type of SDD within each region.

1.4.7 Regionalisation and comparison of fire cycle based on survival analysis

Survival analysis is a class of statistical methods for studying the occurrence and timing events (Allison 1995), here the fire. Although they are not indispensable for estimating the fire cycle, survival analyses make it possible to consider the entire survival distribution jointly with censored data (approximately 60% of our data). The random points located inside a fire polygon were considered non-censored data because the fire date was known. Conversely, the points located outside any fire polygons were regarded as censored data since they did not burn between 1940 and 2006. Without knowledge of the exact fire dates, we assumed that these areas burned before 1940. The censored points that have no fire date are tagged with the date 1939, or a time since fire of 68 years. The LIFEREG procedure (v9.2; SAS Institute Inc., Cary, NC; Allison 1995) computes and compares the survival distributions along the entire period of study (1940-2006) rather than a single value (a mean fire cycle). This procedure was therefore used to compare the fire cycle among the different SDD and the regions identified below. The significantly different ($\alpha=0.01$) elements were identified by one letter superscript for each SDD (Table 1.2) and for each region (Table 1.3).

In order to produce a regionalization of the LU we proceed using an iterative process to compare the estimated survival distribution based on the χ^2 values and their probabilities. The landscape units having the lowest fire cycle values were grouped with the landscape units having the highest probability of not being different from the former (threshold > 0.600). This process was repeated by taking the next non-grouped landscape units having the lowest fire cycle.

1.4.8 Explaining spatial variation in fire cycle at regional scale

To measure the importance of the SDD type on spatial variation in the fire cycle, we tested whether the number of observed burned points was significantly different from the total number of points by SDD using Pearson's χ^2 component $\chi^2_p = (O-E)/\sqrt{E}$ (O: % of burned points by SDD for each region; E: % of points by SDD for each region). Significant differences above a threshold value ($\sqrt{dll\chi^2[1,\alpha]/(no.cells)}, \alpha=0.001$) (Legendre and Legendre 1998) indicate a tendency to burn more than expected for positive values, or to burn less than expected for negative values.

We then performed a discriminant analysis to identify which combinations of variables are the most powerful to distinguish the different regions. Discriminant function analysis is used to determine which variables discriminate between two or more occurring groups. In our case, the groups correspond to the LU within each region created from the regionalization. Several variables describing each landscape unit in terms of climate and physical environment (precipitation, temperature, aridity index, elevation, slope, water bodies), in addition to the 11 SDD, were used to generate the discriminant functions (Table 1.4). The analysis was first performed with Proc StepDisc (SAS Institute Inc., Cary, NC) to identify variables that are relevant for further analysis and those which are not. These variables were subsequently submitted to a Proc Discrim (SAS Institute Inc., Cary, NC) to estimate the classification success of the set of variables.

1.5 Results

1.5.1 SDD fire cycle at the broad scale

Based on data from the MRNFQ, fires consumed roughly 33% of the total study area (Fig. 1.3), i.e. approximately 60,000 km² between 1940 and 2006. The study area was strongly affected by fire with an average of 0.49 % of the area burned each year (fire cycle=201years) between 1940 and 2006. Large fire years, such as 2002 with more than 4.5% of the study area burned and 1996 with 3 % are easily distinguishable (Fig. 1.3). More than 20% of the territory has burned since the 1980s, with 0.89% of the territory burned annually between 1980 and 2006 (fire cycle=117years) compared to 0.26% between 1940 and 1979 (fire cycle=385 years). Meanwhile, it is difficult to assume a veritable change in the fire regime given the relatively short period of study (67 years).

Within the whole study area the different fire cycles for each SDD stretches from 144 to 425 years (Table 1.2). The fire cycle of driest deposits vary between 144 and 173 years while the wettest vary between 178 and 425 years, suggesting a gradual increase in the fire cycle values with the moisture deposits. Overall, the driest SDD distinguished themselves significantly from the most humid (a and ab versus bc and c, Table 1.2). Specifically, the fire cycle for the driest deposits nearly follows the same order of the drying potential presented in Table 1.1. The juxtaglacial and distintegration moraine (VAVCm and VAVCx) as with the ablation (AC) till form a significantly distinct group noted (a), with the shortest fire cycle corresponding to the driest combinations. The rock (ROC), outwash (MAC) and thick till with mesic drainage (MMm), distinguish themselves from the first three but always with a fire cycle <200 years (noted ab). We point out here that the thick till with mesic drainage burns like a dry deposit (178 years) despite a predicted low drying potential (Table 1.1). The thin till with mesic drainage (MAMm) forms a class by itself (noted b), with a fire cycle of 213 years. The thick lateral till forms also a unique class (noted bc) with a fire cycle of 246 years. The organic deposits, thick hydric till and thin xeric till (noted c) are not significantly different from each other themselves, but distinguish

themselves significantly from all other deposits due to their longer fire cycle (279-425 years). However, the thin till xeric burns less than might be assumed considering its moderate drying potential (Table 1.1).

Our first hypothesis is already partially supported because the drier SDD (in bold Table 1.2) all have inferior fire cycles than the mean of the territory and also shorter than the more humid SDD (in italics Table 1.2). These primary results demonstrate a certain effect of deposits on the fire cycle. But, these primary analyses do not take into consideration the variations of climatic and physical factors characterizing the large study area of 190,000 km².

1.5.2 Fire cycle for the different region

Some landscape units that were located on the edge of our study area were removed from this analysis as their burned area was not representative of the entire landscape unit. For the most part, the landscape units with similar survival distributions that were grouped were spatially contiguous, although there were 3 exceptions (Fig. 1.3; Table 1.3). In these cases, the distant portions were distinguished in further analysis (C1, D1 and G1), although they were not significantly different.

The fire cycle, increase progressively from 90 years in region A at the north-west to more than 715 years in the south-east region G1 but also from the north to the south within the region G (fire cycle=634 years). In the north-western portion of the study area despite their geographical proximity, regions A, B and C1 are significantly different (Table 1.3). The C1 region is an enclave between A and B and it differs significantly due to a slightly longer fire cycle, i.e. 149 years against less than 100 years for region A and 129 years for region B. The C region with a fire cycle of 205 years spreading from the middle of the territory to its north-eastern end, differs significantly from A and B but not from C1. The D1 region is surrounded by region C, but its fire cycle is longer (237 vs. 205 years). Regions D1 and D do not differ based on their fire cycle. Towards the south, region E has a slightly longer fire cycle than the regions D and D1. However, F distinguishes itself from D but not from E.

Regions G1 (635 years) and G (715 years) are not significantly different from each other and from region E but differ from the other regions due to their long fire cycle.

1.5.3 SDD fire cycle within each region

Within each region, the SDD usually takes a fire cycle value close to that estimated for the observed region (Table 1.4a). At first glance, regardless of the region, fire cycle differences among SDD appear smaller when observed at the regional level (Table 1.4a) than when observed at the broad scale (Table 1.2). The regions clearly seem to influence the SDD fire cycles. Inside the regions that burn often (A, B), the differences in fire cycle length of the SDD, whether dry or humid, xeric or mesic, is minimal. For example, humid SDD, which have a fire cycle longer than 200 years throughout the whole study area (Table 1.2), all have a fire cycle shorter than 100 years in region A (Table 1.4a). Similarly, the driest SDD, which have a fire cycle varying between 144 and 173 years (Table 1.2), have generally a shorter fire cycle in region A and B (Table 1.4a). With an increase in the fire cycle region, we observed more significant effect of SDD (Table 1.4a). For instance, VAVC m which has the shortest fire cycle in region A with 92 years, burns in 774 years in region G. Similarly for the organic deposit that burns in 95 years in region A, burns in 1007 years in region G.

Regions A and B show effectively little intra-zonal differences among the SDD since none of their values are significant except for the organic deposits in region B (Table 1.4b). Starting with region C, the SDD fire cycle values are often significantly different from the expected values. This pattern appears to be amplified in regions G1 and G. We also note a greater number of negative values (dark grey) at the bottom of Table 1.4b, corresponding to the most humid SDD and, conversely, more positive values (light grey) are found at the top of Table 1.4, designating the driest SDD. This confirms that the driest SDD (in bold characters) have a tendency to burn more than the more humid deposits (in italic characters), as described in Table 1.2. In fact, this is true for the VAVCx and the VAVCm, which have a significantly

higher probability of being burned than expected. In contrast the organic deposits (ORG) and the thin till with lateral drainage (MML) have a lower probability of being burned than expected in 5 regions and 4 regions respectively (Table 1.4b). The other SDD burn more or less depending on the region considered. For instance, the thin till with xeric drainage (MAMx) that was tagged as the SDD with the longest fire cycle (Table 1.2) burns significantly more than expected in regions E, F, and G while burning less than expected in regions C and D.

1.5.4 Explaining spatial variations of fire cycle

First, the Stepdisc procedure highlighted the descriptors with the highest discriminant powers (Table 1.5a). Thin till with xeric drainage is the strongest descriptor ($R^2=0.81$), followed by precipitation ($R^2=0.727$), Thick till with hydric drainage ($R^2=0.69$), aridity index ($R^2=0.66$), and finally temperature ($R^2=0.57$). Results indicate a significant relationship mainly between climatic variables (precipitation, temperature and aridity index), SDD types, and our regionalization based on the fire cycle. The remaining variables (Table 1.5b) do not show any strong effects. The Discrim functions showed a classification error of 0.31, which means that approximately 70% of the landscape units are correctly classified (Table 1.5c). Indeed, there are no big errors in the classification, since most of the misclassified LU belongs generally to the regions with close fire cycle; i.e. LU classified in region A instead of B (Appendix 1.B).

The best classification descriptors presented in bold characters in Table 6 are discussed for each region. Regions A, B, and C1 are the driest regions within the study area, with mean annual rainfall varying between 700 and 821 mm and an aridity index <100 , the lowest of the study area. These three regions have hillocks terrain with an average altitude of around 500m. A, B, and C1, have a relatively high proportion of dry SDD (between 21 and 26%), except for C1 (16%) when compared with the other regions (Table 1.6). These dry SDD are composed of juxtaglacial and disintegration moraines containing a high proportion of boulders, stones and pebbles

forming soils with a low potential for retaining water. In addition, region A differs from the others based on its higher proportion of outcrops (8%). A, B and C1 have also in common the quasi absence of MAMx (0 to 0.2%) and the low proportion of the MMh that occupies between 3 and 6% of these areas. Region C is distinguished from the previous regions with higher rainfall (925mm) and a higher aridity index (120). Region C also has a relatively high proportion of dry SDD (26%) with the highest proportion of ablation Till (AC) of the whole study area.

In region D1, precipitation increases further to reach 1000mm, but the temperatures reach the minimum observed on the entire study area (-4°C), thereby increasing the aridity index. Its high terrain with Otish Mount, attaining to 1 100 m, clearly distinguishes it from other regions. In addition, D1 has the highest proportion of dry SDD (29%) that outcrops on the summit (Fig. 1.3, photo 5) of which 6% is rock and 12% is ablation till.

Regions D, E, F, G1 and G share a lower proportion of dry SDD than in the preceding regions. D and E which are contiguous form a homogeneous geographical entity with similar precipitation (900 mm) and temperatures (-1). Both D and E are characterized by deep valleys around 400m lined with till thick mesic or hydric. Dry SDD which are poorly represented (10-12%) outcrop on steep slopes or summit (Fig. 1.3, photo 8). E differs from D, with a greater proportion of hydric thick till (14%) and a lower proportion of xeric thin till (5% vs. 10%).

Region F, which belongs to the the balsam fir-white birch moss domain, provides a succession of hills and slopes oriented north-south, with an average rainfall of 1063mm. The thin till xeric (MAMx) occupies the peaks and the most rugged areas (19%). North of F, region G1 has the highest precipitation in the study area (1125 mm) and the thick till humid (MMh) occupies 15% of the region. The driest SDD occupies 10% of the area while the thick till occupies more than 50% and the thin till xeric (MAMX) is more abundant than in all other regions (14%).

In region G, precipitation is less important than in region G1 (950 mm). G is clearly distinguished from the other regions by vast expanses of peatland that

occupies 24% of the area and by the lowest proportion of driest deposits (9%). The thick till hydric (MMh) occupies 15% of the area with 6% of MAMx.

1.6 Discussion

1.6.1 Influence of inter-regional variations of climate on fire cycle

The short time period for investigation (1940-2006), does not allow for a proper diagnosis of temporal variation in the fire cycle. Meanwhile, we can highlight that important fire years occurred between the 1980s and 1990s. These large fire years were equally reported in the territory of Waswanipi, located west of our study area (Le Goff et al. 2007), in the Abitibi region (Bergeron et al. 2004a), in the centre of the province (Bergeron et al. 2001), and also in other regions of the Canadian boreal forest (Skinner et al. 1999; Gillett et al. 2004). Meanwhile, the data set is sufficient to establish significant spatial variations in the fire cycle of this northern region, which is still poorly understood. Inter-regional variations of fire cycle have been brought to light in the boreal forest of North America (Heinselman 1973; Larsen 1996; Johnson and Larsen 1991; Bergeron et al. 2006). Gauthier et al. (2001) suggested that an increase in fire cycle length from the west towards the east in eastern Canada is largely the result of a precipitation gradient, explained by a continental influence in the centre of the province and maritime climate in the North shore (Cyr et al. 2007) and in the Gaspésie region; Lauzon et al. 2007). The similar pattern observed on a large scale in this study area suggests the same phenomenon. The spatial organization of the regions clearly suggests a strong influence of the climate at the broad scale. Precisely, our study area is encompassed by a north-west/south-east precipitation gradient. Precipitation increases rapidly from the west (region A with 700 mm) towards the east (region G1 with 1125 mm). In summer, during the fire season, this difference is accentuated since the area northwest of Lake Mistassini is characterized by less than 100 mm of monthly precipitation (in July and August); meanwhile, in the south, precipitation reaches up to 125 mm and 135 mm in the extreme south-east (Proulx *et al.* 1987). This diagonal climatic gradient which is clearly showing the 800

mm isohyets of annual rainfall contributes to the top-down effects on fire cycle variations observed in this region. It is reasonable to stipulate that the large concentration of annual area burned in the northwest of the study area, more specifically in regions A and B is under a climatic control. Based on other studies, the large annual area burned is connected to high pressure systems in the upper atmosphere, specifically at the level of 500 hPa, which would create ideal dry conditions for triggering fire (Skinner et al. 1999). The lightning activity associated with increased convective activity (creating thunderstorms) during the breakdown of these positive tropospheric anomalies (Nash and Johnson 1996; Girardin 2009) results in lightning fires. Skinner et al. (2006) further documented the influence of previous winter sea surface temperatures of the Atlantic and Pacific Oceans on summer fire weather in the different forested regions across Canada. In particular, they highlighted the role of the Pacific Decadal Oscillation (PDO; Mantua et al. 1997) in creating a dipolar climatic control over the Quebec forest: the PDO would negatively affect fire activity in southern Quebec and positively affect the activity in northern Quebec (Skinner et al. 2006). Le Goff *et al.* (2007, 2008) also found a positive correlation between changes in decadal stand-age distribution in the Fire Triangle Area (southwest of Lake Mistassini) and changes in PDO phases.

The extension of our analyzes over a longer time period could certainly confirm the trend of short mean fire cycle (201 years) or high burn rate (0.49) observed for the whole study area since it is commonly accepted that this part of the Québec province experience the largest area burned between 1959 and 1997 (Stocks *et al.* 2003). In addition, this paper show a particularly high fire risk for regions A and B, which experience the shortest fire cycles (<130 years) or highest burn rates (0.78 to 1.1) recorded in Quebec between 1940 and 2006. These results confirm and complete the work of Lefort *et al.* (2004) who found similar trends south of the 52°N of our study area. Indeed, regions A and B burn more frequently than the Taiga Shield East ecozone (burn rate=0.24) and the Boreal Shield East ecozone (burn rate=0.14) that surround the study area (Table 1 in Stocks *et al.* 2003). The 50,000 km² covered

by the regions A and B could then represent one of the shorter fire cycle (higher burn rate) observed in eastern Canada for the current period.

1.6.2 Effect of top-down/bottom-up on fire cycle

The significant differences observed between the SDD fire cycles within the whole territory suggest that shorter fire cycles are associated with the driest SDD, while longer ones are associated with the more humid SDD. Contrary to the results of Lesieur *et al.* (2002) and Lecomte and Bergeron (2005), our results suggest an influence of SDD on the fire cycle length. The consideration of their soil drying potential, something never investigated in previous studies, seems to highlight their properties to ignite and propagate fire. This is particularly obvious for the combination of the juxtaglacial and disintegration moraine with xeric or mesic drainage and also the ablation till. These very dry deposits offering various kinds of very coarse materials are coupled with a sandy texture that retains little water in the soil. In addition, their knob and basin topography could accentuate the drainage, therefore offering a dry substrate contributing to provide dry fuel. This brings us to the same conclusion than Harden *et al.* (2001) who suggested that well drained soils are more susceptible to short fire intervals than the poorly drained soils. Conversely, the organic deposits and the thick till with lateral drainage tend to burn definitively less and that whatever the region considered (Table 4b, last line). This suggest that peatlands of our territory, often located in depressions, have a constant water supply and are, therefore, very difficult to dry even during summer drought. In this context, there is low probability that the organic deposits constituted a flammable fuel to ignite and propagate fire in our study area. Nevertheless, it is true that in some drying conditions coupled with a low water table, the peatland can burn (Turestky *et al.* 2004). But in our case, the long fire cycle observed in the G region seems notably linked to the high proportion of peatland (24%). Between these two extremes, SDD that are intermediate in soil drying potential have the potential for large amounts of ground fuels and their fire cycles seems strongly influenced by factors other than their

intrinsic characteristics. Indeed, SDD alone cannot explain the fire cycle variations extent.

As many studies suggest (Turner *et al.* 1994; Lertzman and Fall 1998; Heyerdhal *et al.* 2001; Taylor and Skinner 2003; Mermoz *et al.* 2005), fire cycle is influenced by top-down factors (climate) and associated with a combination of bottom-up factors (SDD, slope, topography and vegetation). The large area burned observed in regions A and B over the entire study period confirms that the combination of climate and physical variables (low precipitation, relatively flat topography, abundance of very dry SDD) enforced by the western winds created extreme conditions for fuels to dry, increasing their flammability. In this context of “super dry region”, the conjunction of these factors is sufficient to overwhelm the potential differences that more humid SDD could make (Gedalof *et al.* 2005). That is why our results indicate clearly that the SDD (dry or humid) did not differ in their fire cycle in region A and B (except Organic deposits). Conversely, in a particularly humid region, with considerable summer rainfall coupled with the wide extent of humid deposits with very low drying potential, the different physical characteristics of SDD are well expressed as in the regions E, F and G. But even in those region where the climate is less conducive to fire (fire cycle >300 years), the driest SDD in the landscape seems to have a stronger probability of burning.

Although we concede that the difference between the fire cycle of region C1 and A (149 years versus 90 years) could simply result from a random variability in the burned areas (one major fire in A that would not have affected the other region for example), our results could suggest a direct effect of SDD at the local scale. In fact, C1 differs from A by a lower proportion of dry SDD (16% versus 25%) while humid SDD types (82% versus 70%) are more important. It suggests that a high proportion of humid SDD could create conditions that are less prone to fire propagation, even in a regional context that is particularly dry.

Many studies have highlighted the effect of topography on fire cycle variation (Heyerdhal *et al.* 2001; Mermoz *et al.* 2005). The elevated topography corresponding

to the Otish Mounts in region D1, in a relatively flat environment may cause a natural break in the fuel and result in a longer fire cycle, while paradoxically its region includes 29% of dry SDD. Topography is thought to have more influence on fire severity than on fire cycle (Kushla and Ripple 1998; Broncano and Retana 2004). But topography can also enhanced the precipitation and make the region more humid and therefore less prone to fire even with higher drier SDD proportion, as is the case in D1. Although we have not analyzed of landscape position of the SDD, we recognized that together with the topography, it can affect the fire cycle, regardless their drying potential. In our territory and at the regional scale, topography is of primary importance in determining the location of surficial deposits. The valley bottoms are lined with thick till hydric or mesic drainage while the steep slopes and summit are generally drier because covered with thin till or outcrop with excessive drainage. Similarly, we didn't find an effect of slope on fire cycle variations, probably due the inadequate scale used (LU mean slope). However, the topography analysis deserves a finer scale than that undertaken here, to detect the effects of slope and aspect on the water storage in SDD and their effect on the fuel drying and ultimately on the fire cycle length.

1.7 Conclusion

The amplitude of inter-regional variations in fire cycle observed in the area is considerable. The combined effect of climate and surficial deposit-drainage appears to effectively control spatial variations in the fire cycle. Moreover, in some instances, we have shown that their joint effect can somehow be synergistic when a high proportion of dry deposits can accentuate the drought within a region with low precipitation. Reversely, a high proportion of humid SDD could decrease the fire risk. These first analyses at the regional scale involving the potential for soil drying of the SDD showed a trend that could also be refined by studies at the local scale. Extending the fire data base as far back in time as possible could prove that this heterogeneity is permanent as it appears to be strongly linked to the physical environment.

Our results have potential implications. First, our capabilities to predict such variations in fire cycle and to know the factors responsible for this heterogeneity are useful for fire management (Hirsch *et al.* 2001). For example, in the case of a prolonged drought period during which most fires occur, regions where the drying factors are additive (low precipitation + high proportion of dry SDD) would be more prone to fire ignition and would have a higher probability of having large wildfires (which could quickly become uncontrollable thereafter depending on the fuel) than areas with a more relatively humid environment (higher precipitation + low proportion of dry SDD + high proportion of organics). This knowledge could help to set deployment and suppression objectives. The understanding of the factors responsible for changes in fire cycle, also taking into account the scale at which they interact, could help optimizing the protection of forests against fire in a cost-effective manner so that forest-related resources can be managed sustainably and continue to benefit all communities. Secondly, the regionalisation realized in this paper, based on the fire cycle, could complement the ecological classification and the boundaries of the forest management units established by the MRNQF. The large variability in the climate, physical factors and fire cycle of this northern part of the Québec province makes it fundamental to develop management strategies that are flexible and adapted to the current and future utilisation of these different regions.

1.8 References

- Allison PD (1995) 'Survival Analysis Using SAS: a Practical Guide.' (SAS Institute Inc.: Cary, NC)
- Beaty RM, Taylor AH (2001) Spatial and temporal variation of fire regimes in a mixed conifer forest landscape, Southern Cascades, California, USA. *Journal of Biogeography* **28**, 955-966.
- Bergeron Y, Gauthier S, Kafka V, Lefort P, Lesieur D (2001) Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* **31**, 384-391.
- Bergeron Y, Flannigan M, Gauthier S, Leduc A, Lefort P (2004a) Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio* **33**, 356-360.
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M, Kafka V (2004b) Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* **85**, 1916-1932.
- Bergeron Y, Cyr D, Drever CR, Flannigan M, Gauthier S, Kneeshaw D, Lauzon È, Leduc A, Le Goff H, Lesieur D, Logan K (2006) Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* **36**, 2737-2744.
- Broncano MJ, Retana J (2004) Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire* **13**, 209-216.
- Cyr D, Gauthier S, Bergeron Y (2007) Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. *Landscape Ecology* **22**, 1325-1339.
- Engelmark, O (1987) Fire history correlations to forest type and topography in northern Sweden. *Annales Botanici Fennici* **24**, 317-324.

- Flannigan MD, Harrington JB (1988) A study of the relation of meteorological variables to monthly provincial area burned by wildfire in Canada (1953-80). *Journal of Applied Meteorology* **27**, 441-452.
- Flannigan MD, Wotton BM (2001) Climate, weather, and area burned. In 'Forest Fires: Behavior and Ecological Effects. (Eds EA Johnson, K Miyanishi) pp. 351-373. (Academic Press: NewYork, NY)
- Fullerton DS, Bush CA, and Pennell JN (2003) Map of Surficial Deposits and Materials in the Eastern and Central United States (East of 102° West Longitude). Department of the Interior. *Geological Survey* 48p.
- Gauthier S, Leduc A, Harvey B, Bergeron Y, Drapeau P (2001) Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste Canadien* **125**, 10-17
- Gedalof Z, Peterson DL, and Mantua NJ (2005) Atmospheric, climatic, and ecological controls on extreme wildfire years in the northwestern United States. *Ecological Applications* **15**, 154-174.
- Gillett NP, Weaver AJ, Zwiers FW, Flannigan MD (2004) Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters* **31**, L1821
- Girardin MP (2009) Wildfire risk inferred from tree rings in the Central Laurentians of boreal Quebec, Canada. *Dendrochronologia* **28**, 187-206
- Harden JW, Meier R, Darnel C, Swanson DK, and McGuire AD (2003) Soil drainage and its potential for influencing wildfire in Alaska, U.S. *Geological. Survey. Professional. Paper.*, 1678, 6 pp.
- Heinselman ML (1973) Fire in the virgin forests of Boundary Waters Canoe area, Minnesota. *Quaternary Research* **3**, 329-382.
- Heyerdahl EK, Brubaker LB, Agee JK (2001). Spatial controls of historical fire regimes: a multi-scale example from the Interior West USA. *Ecology* **82**, 660-678.
- Hirsch K, Kafka V, Tymstra C, McAlpine R, Hawkes B, Stegehuis H, Quintilio S, Gauthier S, Peck K (2001) Fire-smart forest management: a pragmatic approach

- to sustainable forest management in fire-dominated ecosystems. *The Forestry Chronicle* **77**, 357-363.
- Johnson EA (1992) 'Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest.' (Cambridge University Press: Cambridge, UK)
- Johnson EA, Gutsell SL (1994) Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research* **25**, 239-287.
- Johnson EA, Larsen CPS (1991) Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology* **72**, 194-201.
- Kasischke ES, Williams D, Barry D (2002) Analysis of the patterns of large fires in the boreal forest region of Alaska. *International Journal of Wildland Fire* **11**, 131-144.
- Kushla JD, Ripple WJ (1998) Assessing wildfire effects with Landsat thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing* **19**, 2493-2507.
- Larjavaara M, Kuuluvainen T, Tanskanen H, Venäläinen A (2004) Variation in forest fire ignition probability in Finland. *Silva Fennica* **38**, 253-266.
- Larsen CPS (1996) Fire and climate dynamics in the boreal forest of northern Alberta, Canada, from AD 1850 to 1989. *The Holocene* **6**, 449-456.
- Lauzon È, Kneeshaw D, Bergeron Y (2007) Reconstruction of fire history (1680-2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management* **244**, 41-49.
- Lecomte N, Bergeron Y (2005) Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research* **35**, 1984-1995.
- Lefort P, Leduc A, Gauthier S, Bergeron Y (2004) Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Québec. *Écoscience* **11**, 433-445.
- Legendre P, Legendre L (1998) 'Numerical Ecology.' 2nd edn. (Elsevier Science BV: Amsterdam, the Netherlands)

- Le Goff H, Flannigan MD, Bergeron Y, Girardin MP (2007) Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire* **16**, 607-618.
- Le Goff H, Girardin MP, Flannigan MD, Bergeron Y (2008) Dendroclimatic inference of wildfire activity in Quebec over the 20th century and implications for natural disturbance-based forest management at the northern limit of the commercial forest. *International Journal of Wildland Fire* **17**, 348-362.
- Lertzman K, Fall J (1998) From forest stands to landscapes: spatial scales and the role of disturbance. In 'Ecological Scale: Theory and Applications.' (Eds DL Peterson, VT Parker) (Columbia University Press: New York, NY)
- Lesieur D, Gauthier S, Bergeron Y (2002) Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**, 1996-2009.
- Létourneau JP, Matejek S, Morneau C, Robitaille A, Roméo T, Brunelle J, Leboeuf A (2008) 'Norme de cartographie écoforestière du Programme d'inventaire écoforestier nordique.' (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec: Québec, QC)
- Létourneau JP, Bard A, Lambert J (2009) 'Normes de cartographie écoforestière : troisième inventaire écoforestier.' (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec : Québec, QC)
- Li-Ming Li, Wei-Guo Song, Jian Ma, Kohyu Satoh (2009) Artificial neural network approach for modeling the impact of population density and weather parameters on forest fire risk *International Journal of Wildland Fire* **18**, 640 - 647
- Mantua NJ, Hare SR, Zhang Y, Wallace JM, Francis RC (1997) A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* **78**, 1069-1079.
- Mermoz M, Kitzberger T, Veblen TT (2005) Landscape influences on frequency and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* **86**, 2705-2715.

- Nash CH, Johnson EA (1996) Synoptic climatology of lightning-caused forest fires in subalpine and boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* **26**, 1859-1874.
- Payette S (1992) Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In 'A System Analysis of the Global Boreal Forest.' (Eds HH Shugart, R Leemans, GB Bonan) pp. 144-169. (Cambridge University Press: New York, NY)
- Proulx H, Jacques G, Lamothe AM, Litynsky J (1987) 'Climatologie du Québec meridional.' (Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la Météorologie: Québec, QC)
- Reed WJ, Larsen CPS, Johnson EA, MacDonald GM (1998) Estimation of temporal variations in historical fire frequency from time-since-fire map data. *Forest Science* **44**, 465-475.
- Robitaille A, Allard M (2007) Guide pratique d'identification des dépôts de surface au Québec. 2e éd. (Les Publications du Québec: Québec, QC)
- Robitaille A, Saucier JP (1998) Paysages régionaux du Québec meridional. (Les Publications du Québec: Sainte-Foy, QC)
- Robitaille A, Saucier JP (1996) Land district, ecophysiographic units and areas: The landscape mapping of the Ministère des ressources naturelles du Québec. *Environmental Monitoring and Assessment* **39**, 127-148
- Saucier JP, Bergeron JF, Grondin P, Robitaille A (1998) 'Les régions écologiques du Québec meridional (troisième version).' English version. (Ministère des Ressources naturelles du Québec: Québec, QC)
- Skinner WR, Stocks BJ, Martell DL, Bonsal B, Shabbar A (1999) The association between circulation anomalies in the mid-troposphere and area burned by wildland fire in Canada. *Theoretical and Applied Climatology* **63**, 89-105.
- Skinner WR, Shabbar A, Flannigan MD, Logan K (2006) Large forest fire in Canada and the relationship to global sea surface temperatures. *Journal of Geophysical Research* **111** p. D14106

- Stocks BJ, Mason JA, Todd JB et al. (2003) Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research* **108**, p. 8149
- Syphard AD, Radeloff VC et al. (2008) Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape *International Journal of Wildland Fire* **17**, 602 - 613
- Taylor AH, Skinner CN (2003) Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications* **13**, 704-719.
- Turetsky MR, Amiro BD, Bosch E, and Bhatti JS (2004) Historical burn area in western Canadian peatlands and its relationship to fire weather indices. *Global Biogeochemical Cycles* **18**, GB4014
- Turner MG, Hargrove WW, Gardner RH, Romme WH (1994). Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* **5**, 731-742.
- Van Wagner CE (1987) 'Development and Structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System.' Forestry Technical Report No. 35. (Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute: Chalk River, ON)
- Wallenius TH, Kuuluvainen T, Vanha-Majamaa I (2004) Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research* **34**, 1400-1409.
- Weir JMH, Johnson EA, Miyanishi K (2000) Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. *Ecological Applications* **10**, 1162-1177.
- Syphard AD, Radeloff VC et al. (2008) Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape *International Journal of Wildland Fire* **17**, 602 – 613

Figure 1. 1 Location of the study area within the main bioclimatic domain.
 The enlarged square refers to the study area subdivided into landscape units (defined as the portion of territory characterized by a recurrent arrangement of the main permanent factors of the environment and vegetation). The northern limit for timber allocation refers also to the fire protection limit (intensive in the south, extensive in the north).

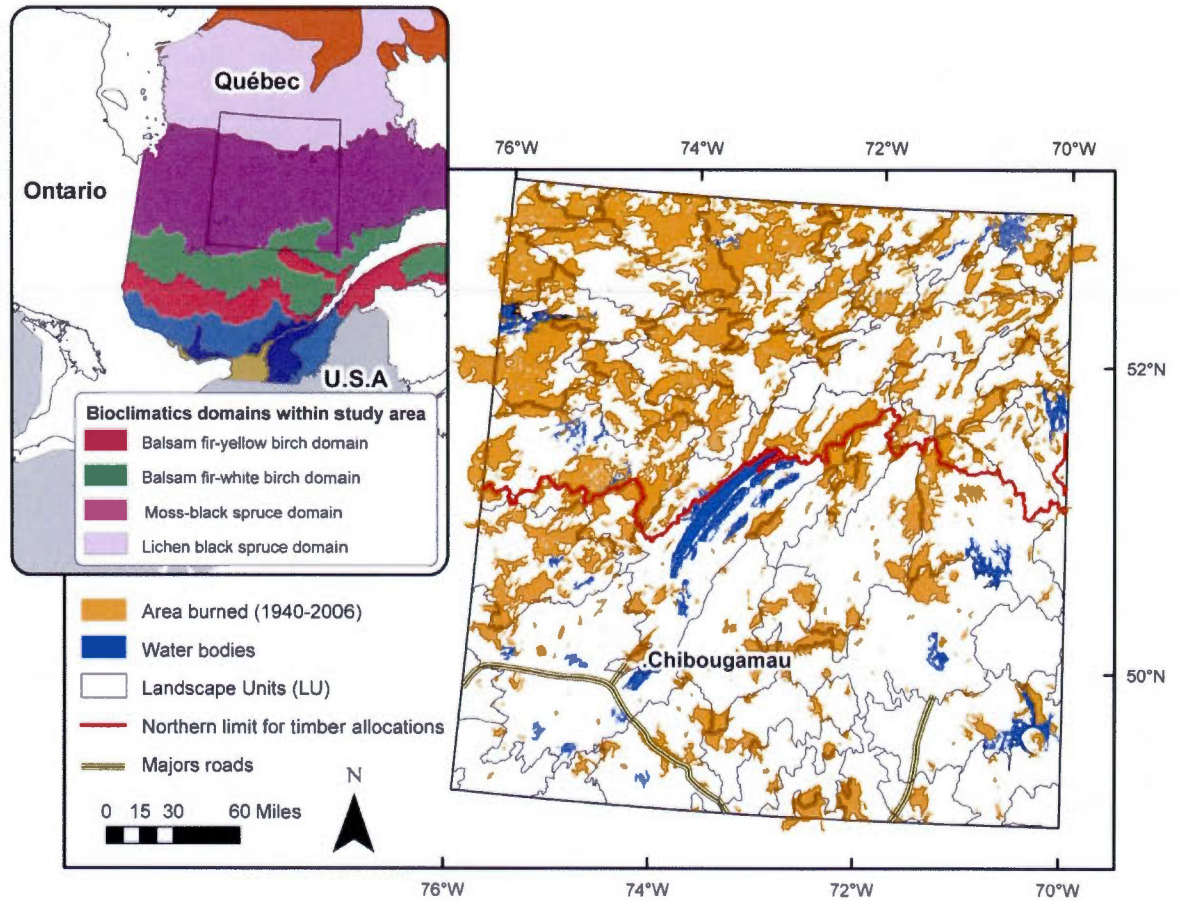


Figure 1. 2 Landform of the study area showing the location of some surficial deposits and water bodies that shape the landscape. The pictures are numbered from 1 to 8 from the top left corner to the right left bottom (credits: André Robitaille).

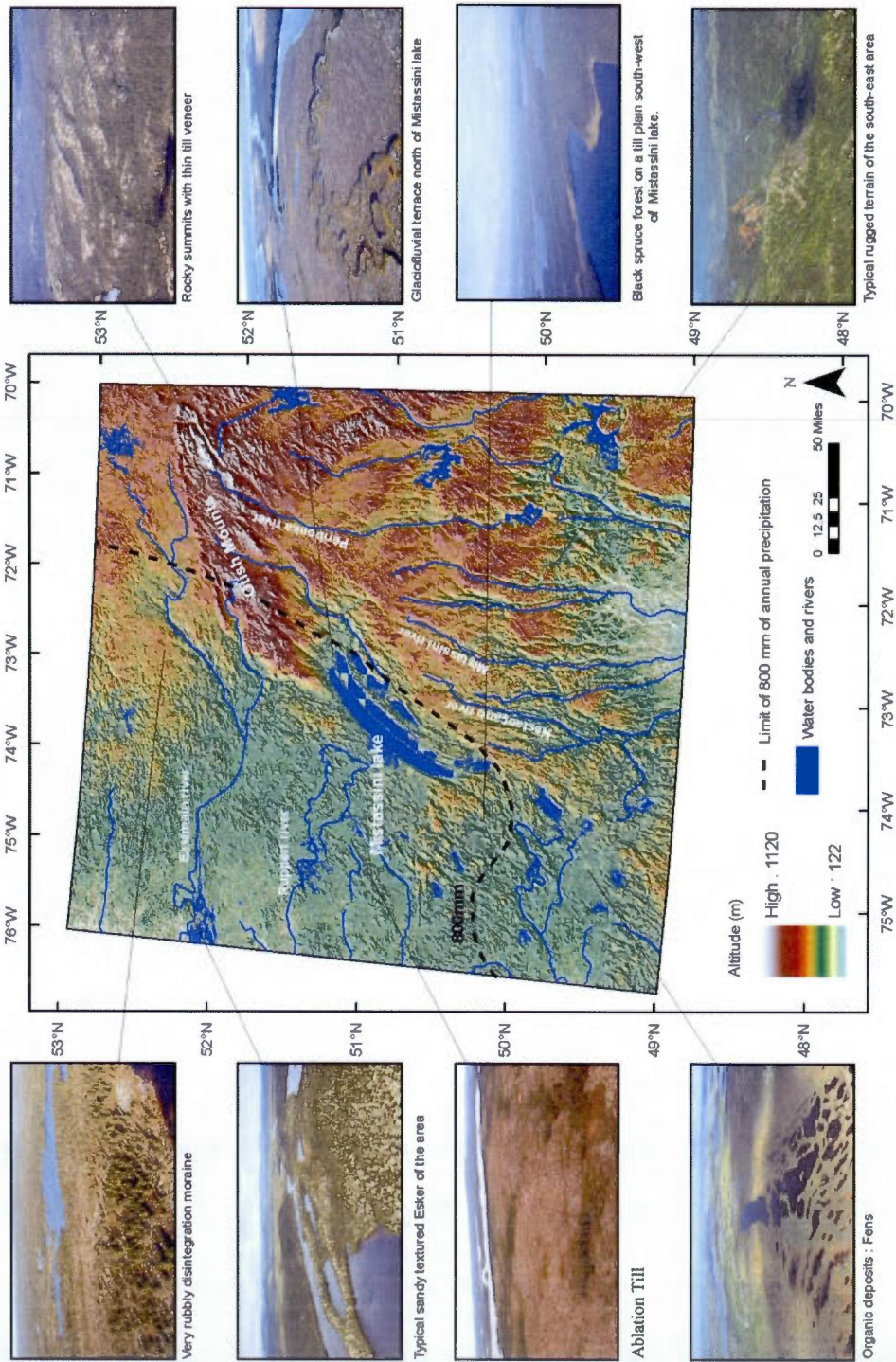


Figure 1. 3 Percent of annual area burned and fire cycle estimated with randomized points for the whole study area between 1940 and 2006 and for different periods.

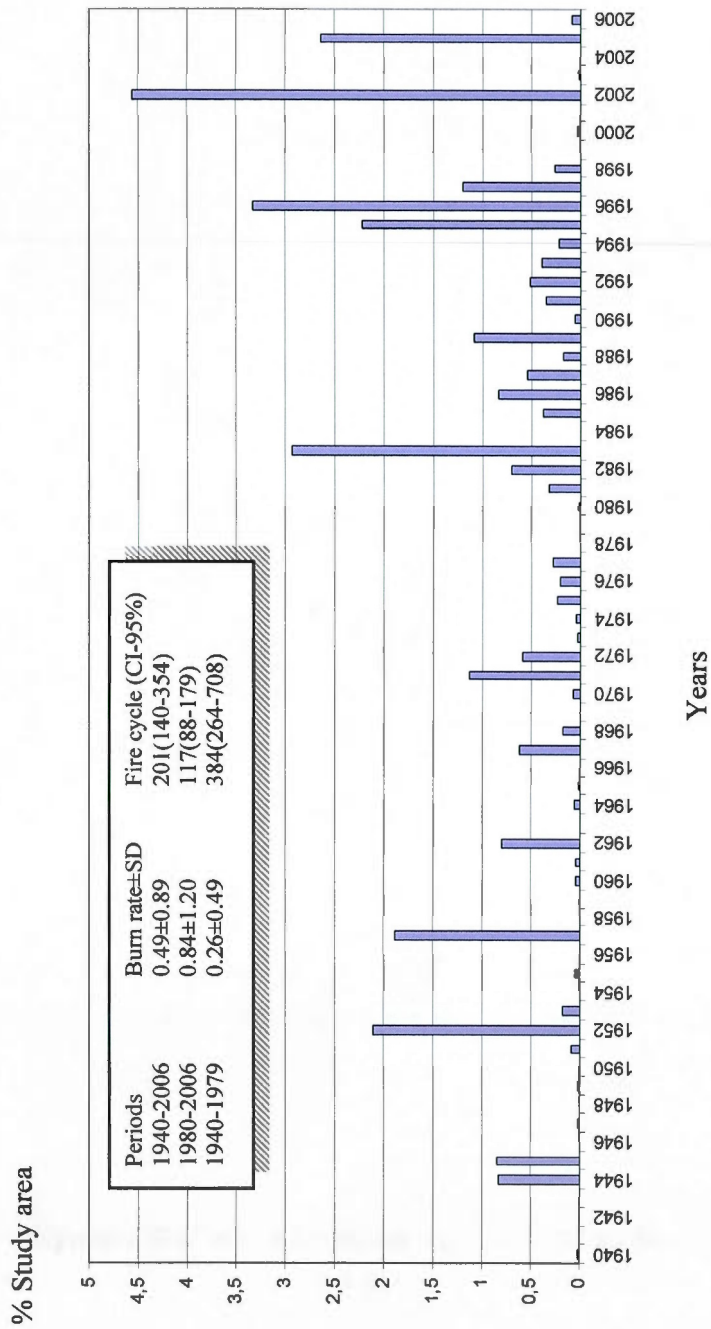


Figure 1. 4 Regionalization of the study area into contiguous regions. The isolated LU (white portion) located on study area boundaries were excluded from the regionalization. The fire cycle for each region was estimated with the burn rate with confident interval (95%).

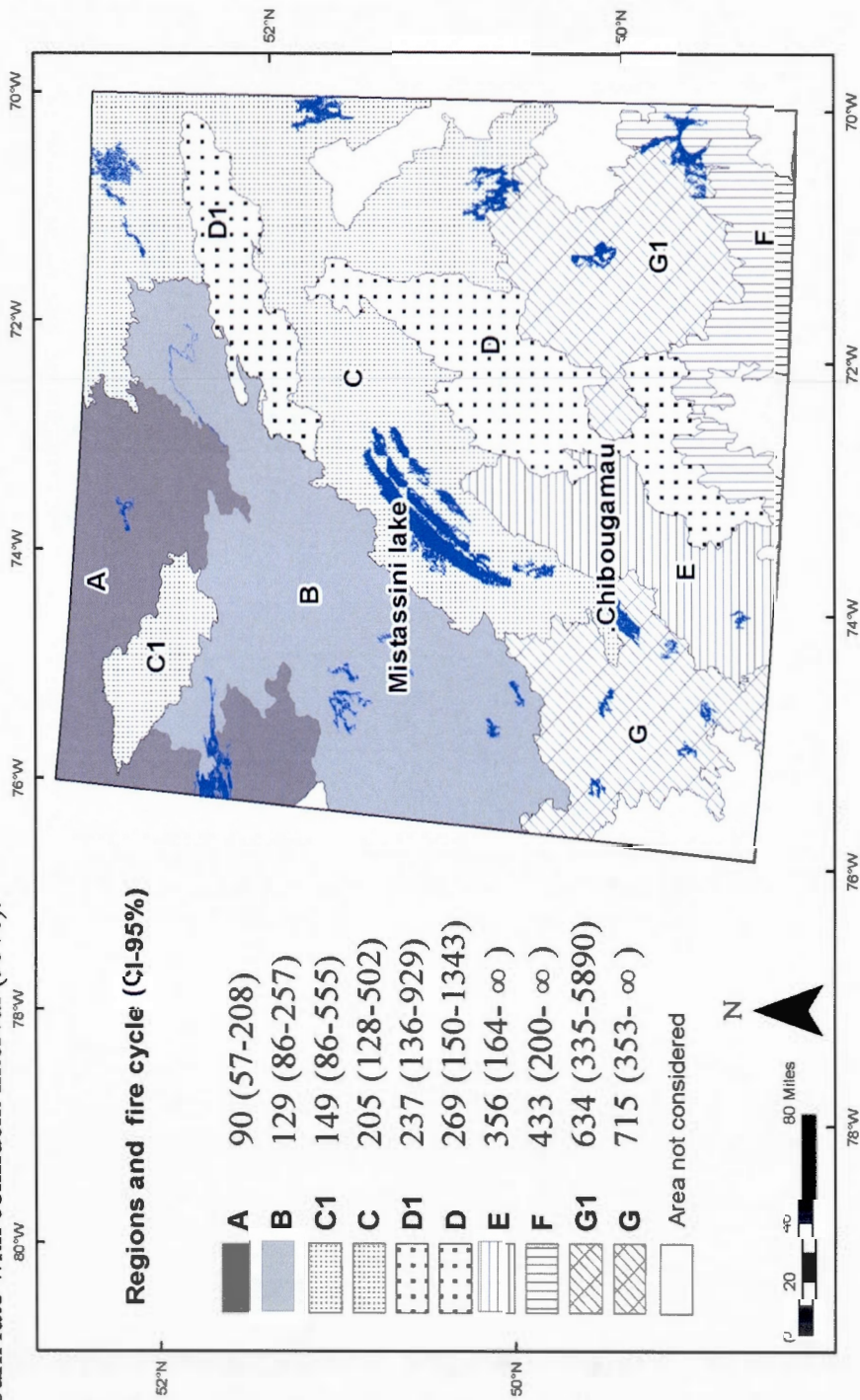


Table 1. 1 Classification of surficial deposit-drainage into combinations. The texture, stoniness, thickness, morphology, and drainage were used to determine the combustible drying potential

Surficial deposit combination	Descriptions					% Study area			
	Texture ¹	Stoniness ²	Thickness ³	Morphology ⁴	Drainage ⁵	Drying potential ⁶	Code ⁷	% Area	% pt ⁸
Juxta-glacial and disintegration moraine	Sa	GPB	≈10m	knob-and-kettle	X	+++++	VAVCx VAVC	6.7	7.2
Juxta-glacial and disintegration moraine	Sa	GPB	≈10m	knob-and-kettle	M	+++++	m	2.5	2.4
Ablation till > 1m and rogen moraine	SaSi Null/	GB	1-5m	hummocky steep-sided /	X	+++	AC	3.1	3.6
Bedrock > 50%	SaSiC	Rock	0.25m	concave	X	++ or -	ROC	2.8	2.9
Outwash	SaSi	G	≈10m	relatively flat	X	+	MAC	2.3	2.2
Undifferentiated till between 25cm and 1m	SaSiC	SPG	0.25-1m	wavy	X	-	MAM x	7.0	5.5
Undifferentiated till between 25cm and 1m	SaSiC	SPG	0.25-1m	wavy	M	-	MAM m	14.2	13.9
Undifferentiated till > 1m	SaSiC	SPGB	5-10m	wavy	M	--	MM m	34.8	38.1
Undifferentiated till > 1m	SaSiC	SPGB	5-10m	wavy	L	---	MM l	1.8	2.0
Undifferentiated till > 1m	SaSiC	SPGB	5-10m	wavy	H	----	MM h	8.2	7.0
Organic > 40cm	Organic	null	1-2m	wavy	H	-----	ORG	12.4	11.0
Total								95.8	95.8

¹Texture is defined in terms of the size distribution of primary particles <2mm. From the smallest to largest particles: C=Clay (0.25-4μ); Si=Silt (4-63 μ); Sa=Sand (63-2000 μ). The sequence of letters in the column indicates the importance of each element in the combination.

²Stoniness is defined in terms of the size of the particles >2mm. From the smallest to the largest particles: G=Gravel (2-5mm), P= Pebble (75-250mm), S=Stone (250-600mm), and B=boulder (>600mm)

³The average thickness in meter of the deposit from the bedrock

⁴The morphology is the general shape of the deposit observed on the field, ⁵Drainage classes X=xeric; M=mesic; H=hydric; L=lateral.

⁶Drying potential refers to the speed at which water drains from the soil, and the potential availability of surface water for fuel types. A high drying potential is indicated by (+), while a low drying potential is represented by (-). The driest SDD are in bold characters.

⁷Code summarizes the quality of the stoniness and the texture: VAVC=very abundant, very coarse; AC=abundant, coarse; ROC=rock; MAC=moderately abundant, coarse; MAM=moderately abundant, moderate; MM=moderate, moderate; ORG=organic. The last letter refer to the drainage when is necessary x=xeric, m=mesic, l=lateral, h=hydric

Table 1. 2 Fire cycle of each surficial deposit-drainage type for the whole study area (1940-2006)

SDD ¹	Burn rate	Fire cycle years (CI-95%) ²
VAVC <i>m</i>	0.69	144 (96-288) ^a
AC	0.68	146 (100-273) ^a
VAVC <i>x</i>	0.64	157 (109-282) ^a
ROC	0.59	171 (116-323) ^{ab}
MAC	0.58	173 (118-327) ^{ab}
MM <i>m</i>	0.56	178 (123-322) ^{ab}
MAM <i>m</i>	0.47	213 (150-368) ^b
MM <i>L</i>	0.41	246 (168-460) ^{bc}
ORG	0.36	279 (184-568) ^c
MM <i>h</i>	0.34	290 (203-510) ^c
MAM <i>x</i>	0.24	425 (269-1017) ^c
Study area	0.49	201 (140-354)

¹The surficial deposit-drainage combinations are classified from the shortest to the longer fire cycle. The driest deposits are in bold characters, the more humid are in italics (see soil drying potential in Table 1.1). The letter refers to the codes in Table 1.1 and Appendix 1.A.

²Fire cycle estimate from the burn rate with confident interval (95%). Value with the same superscript letter are not significantly different at the P<0.05 level

Table 1. 3 Fire cycle for each region defined from the regionalization (1940-2006)

Regions ¹	Area (km ²)	Burn rate	Fire cycle ² years (CI-95%)
A	18 525	1.11	90 (57-208) ^a
B	35 157	0.78	129 (86-257) ^b
C1	4 265	0.67	149 (86-555) ^c
C	42 468	0.48	205 (128-502) ^c
D1	6 492	0.42	237 (136-929) ^{cd}
D	14 291	0.37	269 (150-1343) ^{cd}
E	11 522	0.28	356 (164-∞) ^{de}
F	10 430	0.23	433 (200-∞) ^{ef}
G1	15 043	0.16	634 (335-5890) ^f
G	13 509	0.14	715 (353-∞) ^f

¹See Fig. 1.4 for the location of the regions.

² Fire cycle estimate from the burn rate with confident interval (95%). Value with the same superscript letter are not significantly different at the P<0.05 level.

Table 1. 4 (a) Mean fire cycle for each type of surficial deposit-drainage types in each region from the regionalization; (b) X^2_p components for each type of surficial deposit-drainage in each region

SDD ²	Regions ¹										
	A	B	C1	C	D1	D	E	F	G1	G	
	92	117	151	163	180	232	231	335	704	774	
VAVC x	82	127	134	172	*	348	257	335	*	*	
VAVC m	90	121	295	176	211	217	208	*	*	*	
AC	85	117	115	233	120	356	*	683	376	287	
ROC	82	157	241	168	*	176	237	316	498	350	
MAC	*	130	*	277	*	357	280	378	719	506	
MAM x	83	119	150	269	219	318	427	466	818	463	
MAM m	94	124	142	192	283	238	325	416	590	594	
MM m	83	118	134	247	316	268	1407	616	5293	*	
MM L	97	132	101	323	214	326	560	385	611	1031	
MM h	95	183	168	259	1173	254	504	452	597	1007	
ORG	90	129	149	205	237	269	356	433	634	715	
Fire cycle region											

¹The table continues to the next page.

Table 1. 4 continued

SDD ²	Regions ¹										
	A	B	C1	C	D1	D	E	F	G1	G	
	χ^2_p components ³										
VAVC x	-0.52	3.00	-0.37	8.39	10.92	3.19	12.08	4.49	-1.16	-1.78	
VAVC m	1.95	0.17	1.41	2.12	*	-2.42	4.86	3.34	*	*	
AC	0.06	1.32	-10.28	5.12	4.08	5.05	10.12	*	*	*	
ROC	1.18	1.82	5.88	-1.31	23.18	-4.22	*	-9.49	13.68	18.08	
MAC	1.43	-2.51	-7.26	3.74	*	7.06	8.79	4.94	5.01	15.83	
MAM x	*	-0.15	*	-4.16	*	-8.03	7.21	5.50	-3.24	7.50	
MAM m	3.49	2.46	-1.10	-6.85	2.65	-6.59	-5.46	-4.90	-9.17	15.45	
MM m	-2.54	2.66	2.17	4.46	-11.09	7.63	7.96	1.10	7.16	10.75	
MM L	0.93	1.31	1.00	-2.16	-6.23	0.03	-8.08	-5.23	-16.43	*	
MM h	-1.34	-0.54	8.46	-9.40	2.21	-5.07	-13.28	2.14	2.18	-12.89	
ORG	-1.33	-10.67	-2.99	-7.29	-14.45	1.94	-10.47	-1.34	2.34	-16.46	

(b)

¹See Fig. 1.4 for the location of the regions.

²The driest SDD are in bold characters and the humid SDD in italics.

³Absolute values higher than $\sqrt{d_{11} \times 2 \ln(1/\alpha)} / (n_0 + n_{11})$ are indicated in grey. They are identified by boxes in which the number of observed burned points is significantly ($P < 0.001$) greater (light grey) or lower (dark grey) than the expected number points. *For (a) and (b): statistic not computed because the deposit is absent or occupies less than <1% of the region.

Table 1. 5 Discriminant analysis performed with 36 LU regrouped in 10 regions. (a) Strongest discriminant variables; (b) less discriminant variables; (c) discrim procedure (SAS)

Stepdisc	Variables ¹	Partial R-Square	F Value	Pr > F	Wilks' Lambda	Pr < Lambda
1	<i>MAM x</i>	<i>0.819</i>	<i>13.100</i>	<i><.0001</i>	<i>0.181</i>	<i><.0001</i>
2	PPT	0.727	6.520	0.000	0.002	<.0001
3	AI	0.663	5.470	0.000	0.061	<.0001
4	<i>MM h</i>	<i>0.691</i>	<i>5.950</i>	<i>0.000</i>	<i>0.019</i>	<i><.0001</i>
5	TEMP	0.574	3.440	0.008	0.008	<.0001
6	MAM m	0.388	1.480	0.218		
7	ELEV	0.365	1.340	0.276		
8	<i>ORG</i>	<i>0.243</i>	<i>0.750</i>	<i>0.662</i>		
9	<i>MM L</i>	<i>0.239</i>	<i>0.730</i>	<i>0.676</i>		
10	SLOPE	0.228	0.690	0.710		
11	AC	0.206	0.600	0.779		
12	MM m	0.205	0.600	0.780		
13	VAVC m	0.197	0.570	0.806		
14	WATER	0.158	0.440	0.900		
15	ROC	0.135	0.360	0.940		
16	VAVC x	0.102	0.260	0.978		
17	MAC	0.097	0.250	0.981		
c)	Variable combinations	Error count estimates				
	1-2-3-4-5	0.312				

¹PPT: Mean annual precipitation (mm); TEMP: Mean annual temperature (°C); SLOPE: Mean slope (%); AI: Aridity index determines the aridity degree of a region (to calculate the index we used the following formula $AI=P/(T+10)$ where P is the total annual precipitation and T is the mean annual temperature); ELEV: Mean elevation (m); WATER: Main water bodies (% area); see Table 1.1 for the surficial deposit-drainage codes. The driest SDD are in bold characters and the humid SDD in italics.²The matrix of confusion regarding the classification of LU in each region made vs. those suggested by the discriminant analysis is available in Appendix 1. B.

Table 1. 6 Mean values for precipitation, temperature, elevation, slope, aridity index, water bodies, and all surficial deposit-drainage combinations for the 10 regions

	Regions ¹									
	A	B	C1	C	D1	D	E	F	G1	G
N ²	5	7	1	10	1	2	2	4	2	2
Physical variables ³										
PPT (mm)	700	821	700	925	1000	900	900	1063	1125	950
TEMP (°C)	-1	-1	-1	-2	-4	-1	-1	-1	-1	-1
SLOPE(%)	7	5	7	7	15	8	4	10	9	4
AI	78	97	78	120	138	100	100	112	125	100
ELEV (m)	500	430	500	521	800	496	433	387	472	412
WATER (% area)	0.12	0.14	0.17	0.15	0.08	0.08	0.11	0.09	0.12	0.10
SDD ⁴ (% area)										
VAVC x	0.06	0.09	0.03	0.10	0.12	0.04	0.04	0.03	0.04	0.04
VAVC m	0.03	0.02	0.02	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02
AC	0.05	0.05	0.04	0.12	0.11	0.04	0.02	0.00	0.00	0.00
ROC	0.08	0.02	0.04	0.01	0.06	0.03	0.00	0.05	0.03	0.01
MAC	0.03	0.02	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02
Sum of driest SDD	0.25	0.21	0.16	0.26	0.29	0.13	0.10	0.12	0.10	0.09
MAM x	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.10	0.05	0.19	0.14	0.06
MAM m	0.19	0.07	0.19	0.07	0.10	0.17	0.14	0.30	0.21	0.11
MM m	0.40	0.51	0.54	0.45	0.44	0.31	0.36	0.22	0.36	0.30
MM L	0.01	0.02	0.01	0.02	0.06	0.02	0.01	0.03	0.03	0.01
MM h	0.03	0.05	0.03	0.06	0.04	0.07	0.14	0.04	0.07	0.15
ORG	0.08	0.12	0.05	0.09	0.03	0.10	0.14	0.05	0.05	0.24
Sum of most humid SDD	0.71	0.77	0.82	0.70	0.68	0.78	0.84	0.83	0.85	0.87

¹See Fig. 1.4 for the location of the regions.

²Number of landscape units per region.

³See Table 1.5 for the description of physical variables.

⁴See Table 1.1 and appendix 1.A for the SDD description. The strongest discriminant variables from Table 5a are in bold characters.

Annexe 1. 1 Surficial deposit-drainage combination

Surficial deposit type ¹	% Area	Code s ²	Description
1AB: Boulder field	0.09%		Combination consists of disintegration moraine and juxta-glacial deposits. Although from different origins, the deposits comprised in this group have a very coarse and abundant stoniness (stones and boulders) and sandy texture. These deposits are generally thick (> 10m) and have an elongated morphology with ridges (Esker) or exposed (Kame) or knob-and-kettle (disintegration moraines). Depending on the proportion of gravel, pebbles and stone blocks, the drainage varies from mesic to xeric. Therefore these deposits have been classified in 2 two SDDs.
1AD: Washed Till	0.08%		
1BF2A: Juxta-glacial front moraine	0.04%		
1BG: De Geer moraine	0.08%	VAV	
1BP: Disintegration moraine	5.01%	C	
2A: Juxta-glacial	4.15%		
2AE: Esker	0.54%		
2AK: Kame	0.02%		
2AT: Kame Terrace	0.02%		These combinations have the highest drying potential of the study area because the particle size is very coarse and the morphology can possibly accelerate the evacuation of water.
1B: Deposits with specific morphology	0.01%		Ablation tills and Rogen moraines are generally composed of loose or somewhat compacted material with an abundant stoniness. Gravel and boulders are abundant and the texture is sandy-silty and somewhat coarse. Thickness varies from 1 to 10m (for the Rogen moraines, with a hummocky morphology).
1BA: Ablation Till > 1m	2.59%		
1BC: Rogen moraine	1.37%	AC	
1BN: Ground moraine	0.01%		Even if the drainage is mostly xeric this combination is less dry than the previous one because it is usually based on a compacted base till which can retain some water.
M1A: Thin till < 25cm	0.08%	ROC	Rock outcrops can be covered with a thin layer of organic deposits or a very thin till veneer on

Annexe 1. 1 continued

R: Outcrop >50%	1.83%	the peaks and on the convex surfaces. Drainage is generally excessive and the drying potential is high to medium, depending on the presence of the organic or thin till layer.
R1A: Outcrop between 25 and 50%	1.36%	
2B: Proglacial	0.01%	
2BD: Fluvio-glacial	0.02%	
2BE: Outwash	2.99%	This combination consists essentially of outwash characterised by a moderately abundant stoniness (sand and gravel) and a sandy to sandy-silty texture.
4GS: Glacio-lacustrine < 25cm	0.68%	The thickness can reach ten of meters with a generally flat topography.
4P: Beach	0.01%	The drainage is mostly xeric and the drying potential is medium to high.
5S: Marine shallow water facies	0.14%	
5SY: Marine deep water facies	0.01%	
9S: Stabilized dunes	0.10%	
1AR: Undifferentiated thin till (25cm to 1m)	19.53%	The undifferentiated Till is characterised by a texture with variable proportions of sand, silt, and also clay. Their thickness varies from 25cm to several meters, with a wavy morphology.
1A: Undifferentiated thick till > 1m	44.42%	They were first subdivided into 2 classes based on their thickness. The thin Till (.25 to 1 m) have a drainage class from xeric to mesic. They are usually located on the upper slopes.
1BD: Drumlins and drumlinoids	3.59%	The thick till (> 1m) located on the flat to concave surfaces with drainage ranging from mesic to hydric and lateral downslope.
1BF: End moraine	0.02%	The drying potential of the thin till is greater than the thick till that tends to retain more water.
1BT: Mound of till debris	0.01%	
7BR: Rippled ombrotrophic	0.23%	The last combination, the more humid, is composed of organic deposits (peatland).
7BS: Structured ombrotrophic	1.04%	Since the last ice retreat, the flat, poorly drained areas were gradually covered with organic deposits because of the slow decomposition of organic matter that characterizes this boreal area.
7BU: Uniform ombrotrophic	1.50%	In our study area the thickness of peatlands can reach 1-2 m.
7E: Thick organic > 1m	5.91%	The deposit is saturated with water and drying potential is extremely low.
7FS: Structured minerotrophic	0.18%	

Annexe 1. 1 continued

7FU: Uniform minerotrophic	0.01%
7T: Thin organic (40cm and more)	2.27%
Total	100.00 %

¹The codes i.e. 1AB, refer to the cartographic codes commonly used in the province of Québec for the surficial deposits classification system (Robitaille and Saucier, 1996). ²The codes summarizes the quality of the stoniness and the texture: VAVC=very abundant, very coarse; =abundant,

Annexe 1. 2 Confusion matrix (The shaded cells represent the correct classification)

		Suggested classification									total	
		A	B	C1	C	D1	D	E	F	G1		G
Actual classification	A	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5
		60	0	40	0	0	0	0	0	0	0	100
	B	2	3	0	2	0	0	0	0	0	0	7
		28,57	42,86	0	28,57	0	0	0	0	0	0	100
	C1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
		0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100
	C	0	2	0	8	0	0	0	0	0	0	10
		0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	100
	D1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
		0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100
	D	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
		0	0	0	0	0	50	0	50	0	0	100
	E	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
		0	50	0	0	0	0	50	0	0	0	100
	F	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	4
		0	0	0	0	0	25	0	75	0	0	100
G1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	
	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	100	
G	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	
	0	0	0	0	0	0	50	0	0	50	100	
total		5	6	3	10	1	2	2	4	2	1	36
%		13,89	16,67	8,33	27,78	2,78	5,56	5,56	11,11	5,56	2,78	100
Rate		0,40	0,57	0,00	0,20	0,00	0,50	0,50	0,25	0,00	0,50	0,29

CHAPITRE II

ATTRIBUTS SPATIAUX DES FEUX DANS L'EST DU CANADA. UNE APPROCHE BASÉE SUR LA PHYSIONOMIE DES PAYSAGES

Cet article n'a pas encore été soumis. Il sera soumis dans la revue *Landscape Ecology* après l'intégration des commentaires des membres du jury de la thèse. Les coauteurs sont les cosuperviseurs de cette thèse : Sylvie Gauthier, Yves Bergeron ainsi qu'André Robitaille et Yan Boulanger.

2.1 Résumé

Malgré une amélioration des connaissances du régime de feu en forêt boréale, la caractérisation du régime de feu ne considère généralement aucun attribut spatial qui nous renseigne sur la forme ou sur l'orientation dominante des feux dans le paysage. Cette étude s'intéresse aux attributs spatiaux des feux en évaluant si la physionomie du paysage peut constituer une contrainte engendrant des différences dans la forme et la taille des feux. Les attributs géométriques des feux tels que la taille, la forme, l'orientation et l'excentricité ont été calculés pour chacun des feux (N=959, polygones simples ≥ 200 ha) et compilés pour les écodistricts (N=27) du territoire entre 1970 et 2010. Nous avons par la suite utilisé ces attributs afin de regrouper 27 écodistricts de la Province de Québec avec une analyse de groupement hiérarchique. Une analyse canonique de redondance a ensuite permis de tester les variables environnementales (climat, topographie, pente, hydrographie, dépôts de surface) qui pouvaient influencer les attributs des feux pour chaque écodistrict. Nos résultats montrent que la plupart des écodistricts se regroupent en 5 zones spatialement homogènes et contiguës. L'ordination suggère que l'orientation et la taille des feux à l'intérieur des zones répond à une orientation similaire des cours d'eau et des dépôts de surface. Dans certaines zones, une direction des vents dominants parallèles à l'ensemble du paysage (relief, dépôt, cours d'eau) au moment du feu peut favoriser des conditions de propagation propices à de très grands feux (>17 000 ha). Cette étude met en perspective la nécessité de considérer l'intégration des attributs spatiaux dans la caractérisation du régime de feu avec des applications pour la protection des forêts contre les incendies adaptée aux caractéristiques régionales.

2.2 Abstract

Despite improved knowledge of the fire regime in the boreal forest, the characterization of the fire regime does not consider spatial metrics which inform us about the shape or the dominant orientation of fires in the landscape. This study

investigates the spatial metrics of fires using the physiognomy of the landscape as a spatial constraint for the analyses. The size, shape index, orientation and eccentricity were calculated for each fire (N=959; size \geq 200 ha) and summarized by ecodistricts in the province of Quebec between 1970 and 2010. We then used these spatial metrics to group 27 ecodistricts of the Province of Quebec using a hierarchical cluster analysis. In addition, a canonical redundancy analysis was used to determine which environmental variables (climate, topography, slope, hydrography, surficial deposits) may influence the spatial metric of fires for each ecodistrict. Our clustering shows that most ecodistricts create spatially homogeneous and contiguous zones. Ordination suggests that the orientation and the size of fires within ecodistrict are driven by a similar orientation of water streams and surficial deposits. In some zones, dominant winds during a fire event, parallel to the orientation of landscape, may favor the propagation of very large fires (>17 000 ha). Conversely, an orientation of the landscape opposite to the prevailing winds may act as a natural fire-break and limit the fire size. This study highlights the need to consider both landscape physiognomy and weather to evaluate factors involved in the fire orientation. It also suggests that fires orientation should be included in the characterization of fire regime, which has implications for fire management.

2.3 Introduction

Depuis le début de la déglaciation Holocène, la composition floristique ainsi que la mosaïque des paysages de la forêt boréale sont structurés par des grands feux naturels allumés par la foudre (Payette 1992; Hély et al. 2010b). Le régime de feu, qui est variable dans le temps et l'espace, est lui-même influencé par le climat régional, la topographie et la sensibilité du combustible à la sécheresse (Johnson 1992; Girardin et al. 2010). Par conséquent, les formes des feux sont aussi très variables dans le temps et difficilement prévisibles. Dans la mesure où la gestion des incendies de forêt coûte des millions de dollars chaque année pour les pays concernés les feux, les

connaissances qui permettent de prédire efficacement et d'anticiper la propagation des feux représentent un outil précieux pour les organismes de protection de la forêt (Stocks et al. 1998; Finney 2001; NRCAN 2013).

En dépit des récents développements technologiques qui améliorent la précision de la cartographie des feux, le régime de feu n'est caractérisé par aucun attribut qui réfère à la forme ni à l'orientation des patrons de feu. Par conséquent, la variabilité spatiale de l'orientation géographique des patrons de feu est peu documentée dans la littérature par rapport aux autres attributs du régime de feu tels que la taille ou la fréquence. Toutefois, plusieurs études ont abordé la question de l'orientation des feux en lien avec les conditions météorologiques, notamment le vent. En Australie, Haydon et al. (2000) ont analysé les orientations de 196 feux de prairies en forme de « langues » et ont trouvé une correspondance significative entre la direction des vents dominants et l'orientation des feux. Au Portugal, Barros et al. (2011) ont révélé que 84% de la superficie brûlée de 1975 à 2005 montre une orientation géographique préférentielle, suggérant un effet significatif des vents synoptiques. Parmi les écozones du Canada, Parisien et al. (2006) ont constaté que l'orientation géographique des feux était très variable, en réponse à la variabilité spatiale des conditions météorologiques. Les orientations dominantes des feux observées entre les écozones pouvaient être attribuées non seulement à des conditions météorologiques mais aussi à des modèles particuliers de circulation de vents synoptiques au moment du feu. À une échelle d'observation plus petite, Bergeron et al. (2004) ont analysé l'axe principal de propagation des feux dans la pessière noire du nord-ouest du Québec, et ont montré que la plupart des superficies brûlées se propagent dans la direction NW-SE, même si le nombre de feu dans cette direction n'est pas la plus fréquente par rapport aux autres directions.

Alors que le vent et la météo sont les facteurs initiateurs et propageurs du feu, la topographie et le relief, de même que les réseaux hydrographiques agissent comme des contraintes spatiales qui influencent la propagation et l'orientation des feux (Linn et al. 2007; Sharples 2008). Sous les hautes latitudes, l'altitude peut également

affecter les attributs spatiaux des feux en diminuant la quantité de combustible disponible et en abaissant les températures estivales propices aux feux. En dépit du rôle clé des dépôts de surface et de leur drainage (SDD) dans la configuration des paysages nordiques et dans la distribution de la végétation (Robitaille et Allard, 2006 ; Mansuy et al. 2012), aucune étude, à notre connaissance, n'a mis en évidence l'effet de l'orientation et de l'agencement des SDD sur l'orientation et la forme des feux. Pourtant, de par leur composition et leur morphologie, les SDD influencent la variabilité régionale du cycle de feu (Mansuy et al. 2010) ainsi que la vitesse et la densité de l'établissement du couvert après feu (Mansuy et al. 2012). Au Canada, la plupart des différents SDD ont principalement des origines glaciaires, qui peuvent se distinguer selon leur forme et leur composition mais aussi selon leur orientation par rapport à l'écoulement glaciaire (Threnhaile 1990). Dans l'est du Canada, plusieurs analyses géomorphologiques ont mis en évidence les orientations distinctes des SDD liés à l'écoulement de l'eau de fonte depuis le centre vers les bordures extérieures de l'inlandsis du Labrador-Nouveau-Québec (Prest et al. 1967; Veillette 1997, 2004). Par conséquent, puisque les SDD jouent un rôle majeur dans les variations spatiales du cycle de feu, de même que dans la structure et l'orientation des paysages actuels, on peut s'attendre à ce que l'agencement des SDD dans une région particulière puisse guider, ou du moins influencer l'orientation et la forme des feux à grande échelle.

Cette étude vise donc à analyser si les attributs spatiaux des feux se distinguent significativement à l'échelle régionale et répondent à des contraintes physiques et climatiques. L'hypothèse principale prédit que, en plus de l'effet du vent, la physionomie des paysages à grande échelle influence l'orientation dominante, la taille et la forme des feux. La physionomie du paysage est définie ici, au sens large, par une orientation similaire de l'ensemble des éléments physiques qui le compose: à savoir les SDD, les cours d'eau et le relief. Par exemple, dans un paysage généralement orienté EW, on s'attend que les feux soient aussi généralement orientés EW. Pour tester cette hypothèse, nous utilisons une base de données de feu (polygones)

constituée des incendies ≥ 200 ha cartographiés entre 1970 et 2010 dans des écodistricts sélectionnés de la Province de Québec. Les étapes successives pour y parvenir sont 1) de calculer les d'attributs géométriques de chaque feu soit la taille, la forme, l'excentricité et l'orientation géographique, et de tester s'ils sont significativement différents entre les écodistricts; 2) de regrouper les écodistricts en zone sur la base des attributs spatiaux en utilisant une analyse de groupement hiérarchique; 3) de décrire la direction des vents dominants pendant les conditions météo les plus propices aux feux et de décrire l'orientation général du paysage dans les zones déterminées; 4) de vérifier statistiquement si les variables environnementales permettent de distinguer les zones et peuvent influencer l'orientation et la forme des patrons de feux en utilisant une analyse canonique de redondance. Cette étude qui couvre un vaste territoire caractérisé par une activité de feu élevée a des applications potentielles pour une meilleure compréhension du régime de feu et pour la protection proactive des forêts.

2.4 Matériel et méthodes

2.4.1 La zone d'étude

La zone d'étude localisée dans le centre du Québec comprends 27 écodistricts qui connaissent une activité de feu importante ($N > 5$, taille > 200 ha, de 1970 à 2010; Fig 2.1). Les écodistricts sont caractérisés par des facteurs écologiques particuliers en matière de climat, de physiographie, de végétation, de sols, d'eau, de faune et d'utilisation des terres (Ecological Stratification Working Group 1995; ESWG). Le relief de la zone étudiée est dominé par des plaines et plateaux qui peuvent être interrompues par des vallées encaissées surtout à l'est du Lac Mistassini (Fig. 2.1). L'altitude s'élève d'est en ouest, des basses terres de la Baie James jusqu'à 1100 m au sommet des Monts Otish. La couverture des dépôts de surface est généralement caractérisée par des tills sableux, des moraines sableuses bosselées, et des drumlins ou eskers flutés. Les dépôts fluvioglaciers occupent les vallées alors que les

sommets des plateaux sont occupés par des tills minces et des affleurements rocheux. La région au sud de la Baie-James est cependant caractérisée par une proportion élevée de dépôts organiques mal drainés, typiques de la ceinture d'argile (Robitaille et Allard 1996). Trois domaines de végétation couvrent l'aire étudiée. De façon approximative, il s'agit de la pessière à lichens au nord du 51°N, de la pessière à mousses, au sud du 51°N et de la sapinière à bouleau blanc au sud du 49°N. D'un point de vue climatique, l'ensemble du territoire est caractérisé par des hivers froids et des étés chauds, mais les précipitations et températures annuelles saisonnières sont très variables d'un écodistrict à l'autre (Annexe 2.1). Le cycle de feu est aussi très variable spatialement puisqu'il varie de moins de 100 ans à plus de 700 ans selon un gradient nord-sud (Mansuy et al. 2010).

2.4.2 Base de données des feux

La base de données est compilée à partir de la *Canadian Large Fire Database-Polygone* (LFDB) et de la Société de protection contre les incendies de la Province de Québec (SOPFEU). La base de données contient 1 136 polygones de feux dont la superficie brûlée est ≥ 200 ha entre 1970 à 2010 (Fig. 2.1). Les superficies brûlées antérieures à 1970 ont été volontairement supprimées pour obtenir une base de données homogène en termes de source et de méthode d'acquisition. Les données utilisées ont été compilées à partir de la photographie aérienne et de l'imagerie satellitaire. Pour effectuer des comparaisons entre les écodistricts, chaque centroïde de polygone de feu a été attribué à un écodistrict. Parce que de nombreux feux étaient des polygones « multiparties » (plusieurs polygones décrivant un même feu) et pouvaient influencer la géométrie des patrons des feux, nous avons utilisé une base de données modifiée ne contenant que les polygones « simples » (soit 959 feux représentant 71,4% du nombre de feu et 60,5% des superficies brûlées entre 1970 et 2010) pour calculer les attributs géométriques des feux.

2.4.3 Les attributs géométriques des feux

Similaire aux travaux de Parisien et al. (2006) et Rimmel et Perera (2009), nous avons calculé les attributs géométriques décrivant la taille, l'indice de forme, l'excentricité et l'orientation de chaque feu (Tableau 2.1). La valeur moyenne de chaque attribut a ensuite été compilée pour chaque écodistrict. La taille est une estimation de la superficie brûlée par le feu. L'indice de forme fait référence à la complexité du patron de feu. Un feu avec une valeur de 1 aura contour de périmètre simple et si la valeur augmente alors la forme du feu devient plus complexe (en dent de scie). L'excentricité fait référence à l'allongement de la forme du feu (de 0=cercle à 1 =ellipse). L'orientation qui donne l'orientation des feux par rapport au Nord géographique a été calculée avec l'outil Azimut sous ArcGis 9.3 (Jenness 2005). L'outil Azimut fournit des valeurs de sortie de 0° à 180 ° qui ont été ensuite classées

dans l'une des quatre directions cardinales: WE, NW-SE, NS et SW-NE. Comme la seule information fournie par la base de données des feux est le périmètre du feu sans l'emplacement exact de l'allumage, il est impossible de connaître la direction réelle de la propagation du feu. Ainsi, un feu NS a pu brûler soit du nord vers le sud soit du sud vers le nord (idem pour toutes les autres directions). La proportion de chacune des classes cardinales a été ensuite compilée pour chaque écodistrict.

2.4.4 Les variables environnementales

Pour tester si certaines variables environnementales peuvent contraindre les attributs spatiaux des feux à grande échelle, nous avons compilé pour chaque écodistrict: la température, les précipitations, l'indice de sévérité des feux, les SDD, l'hydrographie, l'altitude et le relief (Tableau 2.2). Étant donné que la majorité des superficies brûlées sont d'origine naturelle et que le territoire est peu affecté par les activités humaines, nous n'avons pas considéré l'influence anthropogénique sur les attributs des feux. Les données climatiques, précipitations moyennes, températures moyennes et l'indice saisonnier de sévérité du feu (ISS) sont centralisés sur la saison de feu (1^{er} Mai au 30 Août) et ont été simulé avec BioSIM (Regnière et St-Amand 2007) entre 1970 et 2010 pour le centroïde de chaque district (Annexe 2.1). L'ISS est une mesure du risque de feu provenant de méthode canadienne de l'indice forêt météo (IFM; Van Wagner 1987). Le choix de l'ISS est justifié par sa forte corrélation avec les superficies brûlées (Girardin 2009).

Afin de tester l'effet des vents sur les attributs des feux, nous avons calculé la direction des vents au moment des conditions climatiques les plus propices aux feux. Malheureusement, il a été impossible de calculer la direction des vents au moment de chaque feu car la date précise et l'heure du feu ne sont pas disponibles dans notre base de données. De plus, contrairement aux températures et aux précipitations, il est impossible de simuler la direction du vent là où la donnée n'a pas été enregistrée. Nous avons donc choisi de calculer la direction des vents dominants dans les

conditions d'ISS les plus sévères avec un $ISS > (\text{la moyenne} + 2 \text{ écart-types})$. La direction des vents a été extraite à partir des données quotidiennes pour la période 1981-2010 avec BioSIM (Regnière et St-Amand 2007) pour chacune des 21 stations météorologiques disponibles sur le territoire étudié mais il n'a pas été possible de calculer une direction moyenne des vents à l'échelle de l'écodistrict.

Afin de tester si l'agencement des paysages peut influencer les attributs spatiaux des feux, nous avons calculé l'orientation géographique des dépôts de surface et des rivières majeures pour chaque district avec l'outil Azimut sous ArcGis 9.3 (Jenness 2006). De la même façon, les valeurs de sortie de 0° à 180° ont été transformées en proportion dans l'une des quatre directions cardinales: WE, NW-SE, NS, et SW-NE pour chaque écodistrict. Nous avons travaillé uniquement avec les dépôts de surface parallèles à l'écoulement glaciaire du type drumlins et esker (Prest et al. 1967). Les données sur les dépôts de surface ainsi que les données relatives à l'hydrographie, tous deux sous forme de polygones, sont obtenues à partir du site web GéoGratis (NRCAN 2012; <http://geogratias.cgdi.gc.ca/clf/en>) du Département des Ressources Naturelles du Canada. L'exposition moyenne du relief a été aussi calculée puis transformée en quatre classes de directions cardinales citées précédemment (i.e. une exposition est ou ouest du relief correspond à une orientation NS du paysage, idem pour les autres expositions du relief). Les proportions des quatre classes d'orientation du relief ont été calculées pour chaque pixel puis compilées par écodistrict. Pour compléter la description physique du paysage et tester son effet sur les attributs des feux, l'altitude moyenne a été calculée par écodistrict (Tableau 2.2). Les données pour le relief et l'altitude sont issues d'un modèle numérique d'élévation de résolution de 30 m à l'échelle 1:50 000 (ArcGis 9.3; Spatial Analyst extension).

2.4.5 Analyses statistiques

Les analyses statistiques réalisées avec R (R Core Team) se divisent en trois étapes distinctes. Premièrement, nous avons réalisé des analyses de variance sur les

moyennes des attributs spatiaux des feux afin de tester s'ils sont significativement différents entre les écodistricts. Pour l'orientation des feux, la valeur moyenne de l'azimut (de 0° à 180°) a été utilisée dans l'analyse de variance.

Deuxièmement, afin d'estimer si les écodistricts peuvent se regrouper sur la base des valeurs moyennes (centrée réduites; l'azimut (de 0° à 180°) a été utilisée) des attributs des feux, nous avons utilisé une analyse de groupement hiérarchique selon la méthode de Ward avec la fonction « hclust ». Cette méthode est particulièrement efficace pour l'analyse des paysages car elle tente de minimiser la somme des carrés des distances entre deux groupes hypothétiques sans contraintes spatiales (Ruiz et Domon 2009). Ce type de classification hiérarchique permet au chercheur de décider du degré de la diversité et de la généralisation qu'il veut analyser à partir d'un dendrogramme.

Troisièmement, afin de tester les contraintes qu'exercent les variables environnementales sur les attributs des feux nous avons utilisé une analyse canonique de redondance (ACR). Parmi les méthodes d'ordination proposées dans la littérature statistique, l'ACR est devenue l'une des méthodes les plus employées par les écologistes pour expliquer la relation entre une population observée et des variables environnementales (Legendre et al. 2011). Pour l'ACR, deux matrices de données sont considérées. La première matrice contient les variables réponses qui correspondent aux valeurs des attributs géométriques des feux par écodistricts (Tableau 2.1). L'orientation des feux a été considérée selon les quatre classes de direction cardinales citées précédemment en proportion par écodistricts et les autres attributs selon leur valeur moyenne. La seconde matrice contient les variables explicatives environnementales (Tableau 2.2). Pour les variables climatiques, précipitations, températures, ISS et pour l'altitude, nous avons conservé les valeurs moyennes par écodistricts. Nous n'avons pas considéré les vents dans l'ACR fautes de station météo dans tous les écodistricts. Pour les variables physiques, l'orientation des dépôts, l'orientation des cours et l'orientation du relief, nous avons utilisé les

proportions de chaque élément dans les quatre directions WE, NWSE, NS et SWNE dans les écodistricts. Afin de présélectionner les variables environnementales les plus significatives (au seuil $\alpha > 0.05$) pour décrire les attributs géométriques des feux, nous avons utilisé le package « packfor » (Legendre et Legendre 1988). Puis nous avons procédé à l'ordination de l'ensemble des variables avec le package « vegan » (Oksanen et al. 2006). En dernière étape, une ANOVA a permis d'évaluer la significativité des contraintes sélectionnées pour chaque axe.

2.5 Résultats

2.5.1 Variation spatiale des attributs géométriques des feux

La taille, la forme et l'orientation des feux varient significativement entre les écodistricts (Tableau 2.3). La variabilité de la taille des feux entre les écodistricts est très grande avec une taille moyenne de $7\,825\text{ ha} \pm 236.78$. De façon générale, la forme des feux est très variable mais elle est peu complexe avec une moyenne de 2.18. Toutefois, la forme de certains feux peut être très complexe avec un maximum de 6.41 (valeur non montrée dans le Tableau 2.3). L'orientation géographique des feux est très variable, puisque pour l'ensemble du territoire 9.18% des feux sont orientés EW, 33.58% en NE-SW, 31.91% en NS et 25.34% en NW-SE (Tableau 2.4). Bien que l'excentricité ne varie pas significativement entre les écodistricts, une moyenne de 0.82 indique que les feux ont majoritairement une forme en ellipse dans tous les écodistricts (Tableau 2.3).

2.5.2 Groupement hiérarchique des écodistricts

La méthode de Ward a permis de regrouper les 27 écodistricts en 5 zones spatialement homogènes, et pour la plupart contiguës, sur la base des attributs spatiaux (Fig. 2.2). De façon générale, les attributs spatiaux des feux, surtout la taille et leur orientation géographique, permettent effectivement de bien distinguer les zones (Tableau 2.4), indiquant que les variables environnementales qui contrôlent la

variabilité spatiale des attributs spatiaux des feux peuvent s'exprimer à très grande échelle.

La zone A est caractérisée par de très grands feux, avec une taille moyenne >17 000 ha et une orientation significativement dominante EW. La zone B est caractérisée par des feux de taille moyenne de 6 403 ha sans orientation dominante. La zone C est caractérisée par des feux plus petits que dans les zones A et B, avec une taille de moyenne 4 349 ha et une orientation dominante NS. La zone D est caractérisée par des feux de taille moyenne (3 079 ha) avec une orientation significativement dominante NE-SW. La zone E est caractérisée par des petits feux avec une taille moyenne de 2 682 ha sans orientation dominante. On remarque que les feux en zones A, B, et C ont une forme plus complexe que dans les zones D et E, avec respectivement un indice de forme compris entre 2,08 et 2,22 contre 1,54 et 1,94. Comme mentionné plus haut, l'excentricité varie peu entre les zones avec des valeurs entre 0,81 et 0,85.

2.5.3 Direction du vent et orientation paysage

La direction des vents dominants au moment des conditions les plus propices aux feux mise en relation avec l'agencement des paysages, aide à comprendre le patron de l'orientation et de la taille des feux dans la plupart des zones décrites précédemment (Fig. 2.3). Si on regarde les stations météo 1 à 13, localisées dans les zones A, B et E, on constate que le vent a tendance à venir de l'ouest et du sud-ouest au moment des conditions climatiques propices aux feux. En bordure de la Baie-James (stations 2, 5 et 6), les vents sont majoritairement EW comme les feux en zone A. La zone A fait partie des bassins versants de la Baie James et de la Baie Hudson qui sont tous orientés EW. Le paysage y est donc fortement structuré par des grandes rivières et un écoulement glaciaire EW parallèles aux vents dominants. La zone B est spatialement plus hétérogène et plus étendue que la zone A. Par conséquent, les vents dominants et

le paysage ne sont pas aussi concordant qu'en zone A. La direction de l'écoulement glaciaire passe de EW à NE-SW (comme les feux dans cette zone), alors que les rivières sont EW sauf le lac Mistassini qui est visiblement NE-SW. L'altitude y est aussi plus variable avec la présence des Monts Otish (1 100 m). En zone E, il est difficile de distinguer une concordance entre les vents et l'agencement du paysage. Les vents ont tendance à venir du SW-NE alors que les rivières sont orientées NW-SE et EW. Localisée au sud de la Baie James, la zone E (et une partie de la zone C) correspond aux basses terres de la ceinture d'argile caractérisées par des dépôts organiques sans agencement ni morphologie particulière. À l'est du lac Mistassini, on passe dans la zone C et la direction des vents change, de même que l'agencement général du paysage qui devient NS. En effet, les bassins versants coulent dans le Saint-Laurent ou le lac Saint-Jean et sont orientés NS comme les feux en zone C. Les stations 14 et 16 qui sont localisées dans des vallées encaissées avec de rivières orientés NS montrent des directions des vents NS. La station 15 au sud du lac Saint-Jean montre des vents orientés NE-SW mais le paysage est ici beaucoup plus plat que dans le reste de la zone C. Pour les stations 19 (zone D), 20 et 21 (zone C), localisées sur la Côte-Nord, on remarque que la topographie accidentée additionné à l'effet maritime du Saint-Laurent influence les vents puisque la direction des vents peut venir autant du NW, NNW que de l' W. On remarque finalement que la zone D est marquée par l'orientation NWSE des rivières et du paysage, comme les feux à l'intérieur de cette zone.

2.5.4 Analyses statistiques des contraintes exercées par les variables environnementales

Parmi les variables environnementales, la sélection Forward de l'ACR a permis de sélectionner 6 variables significatives qui confirment l'effet de la physionomie du paysage sur les attributs de feux en accord avec la figure 2.3. Les 6 variables significatives sont l'orientation EW des cours d'eau, l'orientation NS des dépôts de

surface, l'orientation EW du relief et l'orientation NESW des dépôts de surface, la température moyenne estivale et l'indice de sévérité des feux. Le tableau 2.5 montre qu'en utilisant les 6 variables significatives, les trois premiers axes de l'ACR expliquent 95% de la variance: 47 % pour le premier, 29% pour le second et 19% pour le troisième. Sur l'ordination de l'axe 1 et de l'axe 2 (Fig 2.4a), nous pouvons distinguer trois zones contraintes par des variables environnementales différentes, en rapport avec les zones préalablement décrites plus haut. En zone A (points rouges), les très grands feux orientés EW sont effectivement contrôlés par une orientation EW à la fois des cours d'eau et du relief. On remarque notamment que le district 619 est plus proche des patrons de feux observés en zone B (tel que nous pouvons l'observer à la figure 2.2, puisque le district 619 est encerclé par la zone B). La zone C (points verts foncés) se distingue également des autres zones sur l'ordination, notamment par leur concentration dans la partie négative de l'axe. L'orientation NS des dépôts de surface contraint l'orientation NS et la forme des feux ainsi que leur taille (Tableau 2.4). Entre ces deux extrêmes que représentent la zone A et la zone C, les autres zones se distinguent moins aisément. La zone D compte deux écodistricts uniquement (points verts clairs) qui semblent contrôlés par la température. Par contre, il est difficile de distinguer l'effet de variables environnementales sur les attributs des feux en zone B et E (points oranges et violets). Toutefois, l'ordination de l'axe 2 et de l'axe 3 (Fig 2.4b), permet de voir qu'en zone B la taille et l'orientation NE-SW des feux peuvent s'expliquer par l'orientation NESW de dépôts et une orientation EW des rivières et du relief (tel que suggéré à la figure 2.3). En zone E, les feux pourraient répondre davantage à la température et à l'ISS qu'à une orientation quelconque du paysage. Il est vrai que dans ce cas, l'effet de la physionomie du paysage est moins détectable parce la zone E est relativement plate et sans relief (Fig 2.3).

2.6 Discussion

2.6.1 Effets de la physionomie du paysage sur les attributs de feux

Confirmant la relation entre les patrons spatiaux observés dans un paysage et les processus écologiques (McKenzie et al. 2011), cette étude souligne l'effet de la physionomie du paysage sur les attributs spatiaux des feux en forêt boréale. En utilisant les écodistricts comme unité de référence, nos résultats confirment que l'orientation et la taille des feux varient régionalement en réponse à la physionomie du paysage et du climat (Parisien et al. 2006; Cyr et al. 2007; Hély et al. 2010; Parks et al. 2012). Toutefois, nos résultats se distinguent de ceux de Parisien et al. (2006), qui n'avaient pas trouvé de différence significative dans l'orientation des feux entre l'écozone de la taïga du bouclier (Taiga Shield) et celle du bouclier boréal (Boreal Shield). Cette différence significative provient du fait que nous avons utilisé les écodistricts qui délimitent des territoires plus petits, et qui par conséquent, permettent de mieux décrire certains processus écologiques et physiques à l'échelle du paysage que les écozones (ESWG 1995).

Alors que l'orientation dominante des feux est toujours mise en relation avec les patrons météorologiques et le vent qui existent au moment du feu, nos résultats semblent décrire une combinaison de processus bottom-up liés à l'agencement des éléments physiques du paysage (Legendre et Fortin 1989; Hellberg et al. 2004; Mermoz et al. 2005). En fait, s'il est démontré que le vent et la météo sont toujours des éléments déclencheurs des feux et littéralement le moteur de la progression des feux (i.e. Van Wagner 1977), nos résultats suggèrent que les dépôts de surface et les cours d'eau qui sont des éléments fixes du paysage qui peuvent agir comme des « rails » pour contraindre et diriger la propagation du feu et ce même dans un territoire où la topographie n'est pas très marquée. En effet, nos analyses confirment que les feux dans le nord-est du Québec sont significativement plus grands que ceux des autres régions et qu'ils sont majoritairement orientés EW, (Parisien et Sirois 2003; Parisien et al. 2006), comme le sont les dépôts de surface, les rivières et le microrelief

qui compose le paysage de cette région (Parent et al. 1995; Lajeunesse et Allard 2003). De plus, Mansuy et al. (2010) ont montré que le cycle de feu des dépôts secs et sableux avec une morphologie longiligne (du type esker ou drumlin) est significativement plus court que sur les dépôts plus humides sans morphologie particulière. D'un point de vue climatique, les très grands feux observés en zone A peuvent être aussi attribués à des longues sécheresses estivales caractéristiques des systèmes de hautes pressions du Nord du Québec (Skinner et al. 2006). L'effet du vent sur les attributs des feux semble pouvoir s'exprimer seulement si l'orientation du paysage est similaire, et donc facilitatrice, à la direction des vents dominants pendant les épisodes climatiques propices aux feux, tel qu'observé en zone A. Dans ce cas-ci, les conditions climatiques et physiques sont alors réunies pour favoriser une propagation des très grands feux (taille moyenne >17 000 ha) avec une orientation unidirectionnelle (Linn et al. 2007; Viegas 2004). En outre, si les vents dominants ne sont pas parallèles au paysage, on peut supposer que les ensembles hydrographiques tels que la rivière Grande, la rivière Eastmain et la rivière de la Baleine, larges de plusieurs centaines de mètres peuvent agir comme des coupe-feux et contraindre la propagation des feux EW.

Tel qu'observé en zone C qui diffère du reste du territoire étudié, la taille et l'orientation des feux semblent répondre directement à un changement drastique dans la physionomie des paysages. On peut supposer que l'orientation NS du paysage (perpendiculaire aux vents dominants) marqué par des vallées encaissées joue un rôle de coupe-feux naturel à la propagation des feux et peut ainsi limiter la taille des feux. En fait, dépendamment des régions et des échelles étudiées l'influence de la topographie sur l'activité des feux peut être insignifiante ou extrême (Parks et al. 2011; Cyr et al. 2007). Dans le cas de la zone C, il semble que l'effet de la topographie sur les attributs des feux supplante l'effet du vent. Il est vrai que dans une région accidentée, la direction du vent étant affectée par des mouvements de convection, est moins prévisible et constante que dans une région plate (Sharples

2008). De plus, il est probable que l'influence maritime du golf du Saint-Laurent modère l'activité des feux (Bouchard et al. 2008) et affecte les attributs spatiaux des feux.

L'interprétation des résultats de cette étude se limite toutefois à l'échelle régionale. En effet, en raison du manque de données, les analyses n'ont pas pu tester l'effet des variables physiques et climatiques, et notamment du vent, au moment du départ et de la propagation de chaque feu. D'autres facteurs écologiques ou anthropiques non testés dans ce papier peuvent intervenir dans les processus qui influencent le comportement du feu. Nous n'avons pas évalué l'orientation des feux en relation avec la couverture forestière, car nous croyons qu'elle ne peut être responsable de la variation des attributs spatiaux des feux observée dans le territoire étudié. Pour preuve, nos résultats suggèrent que l'orientation des feux est en accord avec l'orientation dominante du paysage qui couvre une grande variabilité dans la composition et dans la continuité de la végétation. Il est aussi raisonnable d'assumer que la suppression des feux n'a pas de conséquences majeures sur les attributs des feux. D'une part, au nord du 51°N la suppression des feux est restreinte à protéger les infrastructures humaines avec un rayon d'action limité aux massifs forestiers hautement combustible (SOPFEU). D'autre part, même si la protection est intensive au sud du 51°N, l'étude de Gauthier et al. (2005) a montré sa faible efficacité à contenir les superficies brûlées qui se produisent lors des sécheresses estivales propices aux grands feux. De plus, il est raisonnable de penser que les activités humaines en générale, n'ont pas un rôle significatif sur le comportement du feu puisque le territoire étudié est éloigné et relativement peu perturbé par les activités humaines (à l'exception de la coupe forestière dans le sud et des barrages hydroélectriques). Cependant, il est vrai que sur les territoires densément peuplés, les interfaces urbaines-végétation peuvent affecter le régime de feu, localement et à grande échelle dans les écosystèmes méditerranéens (Lampin et al. 2006) et les forêts boréales (Chapin et al. 2008).

2.6.2 Application pour la gestion du feu

Les connaissances qui résultent de cette étude constituent un atout précieux pour la lutte contre les incendies de forêt. Alors qu'il est difficile de réduire le nombre de départ de feu naturel, il est possible en certaines circonstances de réduire les superficies brûlées par un contrôle adéquate et proactif du combustible (Hirsch et al. 2001). Pour limiter la propagation du feu, la connaissance des attributs spatiaux des feux dans une région donnée peut être très utile pour le combattant du feu *a priori* le départ du feu mais aussi *a posteriori*. Par exemple, pour diminuer la continuité du combustible inflammable, des coupe-feux peuvent être installés de façon plus efficace si la direction du feu est connue à l'avance (Wei 2012). Les travaux de Finney et al. (2001, 2007) menés dans l'état de Washington et Californie, ont montré que la localisation de coupe-feux perpendiculaires à la direction dominante des feux nécessitait moitié moins de zone traitée que des coupe-feux aléatoires dans le paysage, afin de produire la même réduction sur l'avancement du feu. La grande majorité des superficies brûlées s'expliquent par un petit nombre de feux « échappés » hors de contrôle des agences de protection (pour des raisons de météo sévères jumelées à des ressources humaines limitées; Stock 1991). Ainsi, lorsque plusieurs feux se déclarent en même temps, la mise en commun des connaissances sur l'orientation dominante des feux, des vents et du paysage permettrait aux combattants du feu de concentrer les ressources humaines et matérielles sur les territoires qui ont risque de propagation plus élevé. Par exemple, un feu qui se déclare dans une région où l'orientation dominante des feux est perpendiculaire à l'orientation dominante des cours d'eau (suffisamment large), a un potentiel de propagation moins élevé qu'un feu qui se propage dans une région où le paysage et les vents dominants sont orientés dans la même direction.

2.7 Conclusion

L'analyse des attributs géométriques des feux a montré que l'orientation des feux en forêt boréale varie de façon significative d'une région à l'autre tout comme la fréquence et la taille des superficies brûlées, deux éléments majeurs du régime de feu. Cette étude a éclairé le rôle nouveau de l'agencement des dépôts de surface parallèles à l'écoulement des eaux de fonte de l'inlandsis et confirmé celui des cours d'eau et de la topographie sur l'orientation des patrons de feux. Considérant les implications majeures que peut avoir la connaissance de l'orientation des feux sur la gestion du feu, il serait intéressant de réfléchir à intégrer l'orientation des feux parmi les éléments qui caractérisent le régime de feu. Actuellement, à l'exception de la taille des feux, aucun attribut géométrique n'est considéré dans la caractérisation du régime de feu. Ainsi, comme les processus écologiques et physiques en action dans notre territoire ne sont pas garants de ceux des autres régions de la forêt boréale, la prochaine étape pourrait tenter de vérifier si les liens entre les attributs spatiaux des feux et la physionomie du paysage se confirment à l'échelle du Canada ou dans les forêts boréales eurasiennes.

Remerciements

Cette recherche a été rendue possible grâce au soutien financier et en nature fournis par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). Nous reconnaissons l'importante contribution du MRNFQ, dont la plupart des données ont été obtenues, sans leur contribution de cette étude n'aurait pas été menée. Nous tenons à remercier Julie Fortin (Direction de l'Environnement et de la protection des Forêts) pour avoir fourni les données provinciales sur les incendies. Nous remercions Ressources Naturelles Canada pour la base de données des feux supérieurs à 200 ha, la carte des matériaux superficiels et les données sur l'hydrographie. Nous remercions également Pamela Cheers et Alix Rive pour la relecture du manuscrit et leurs commentaires utiles. Nous remercions Aurélie Terrier pour son aide avec R. Nous sommes très reconnaissants à l'Université du Québec à Montréal et au Service canadien des forêts pour leur soutien logistique. Nous remercions également le CRSNG, le FQRNT Fonds Forestier et l'UQAM (Bourse d'excellence) pour leur soutien financier.

2.8 Références

- Anderson, GS and Danielson BJ (1997) The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecol* 12: 261-271.
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M., and Kafka V (2004) Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85: 1916-1932.
- Bouchard, M., Pothier, D., and Gauthier, S. (2008). Fires return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1621-1633.
- Buliung, R.N., and T.K. Rimmel. (2008). Open Source, Spatial Analysis, and Activity–Travel Behaviour Research: Capabilities of the ASPACE Package. *Journal of Geographical Systems* 10: 191–215.
- Burton, P.J., Messier C., Adamowicz, W.L., and Kuuluvainen, T. (2006). Sustainable management of Canada's boreal forests: Progress and prospects. *Ecoscience* 13: 234-248
- Carcaillet, C., Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Fréchette, B., Gauthier, S., and Prairie, Y.T. 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *J. Ecol.* 89: 930-946.
- Catchpole E.A, Alexander M.E., Gill A.M. 1992. Elliptical-fire perimeter and area-intensity distributions. *Can. J. For. Res.* 22, 968–972.
- Chapin, F.S., Trainor, S.F., Huntington, O., Lovcraft, A.L., Zavaleta, E., Natcher, D.C., McGuire, A.D., Nelson, J.L., Ray, L., Calef, M., Fresco, N., Huntington, H.,

- Rupp, T.S., DeWilde, L.o., and Naylor, R.L. 2008. Increasing Wildfire in Alaska's Boreal Forest: Pathways to Potential Solutions of a Wicked Problem. *BioScience* 58(6): 531-540.
- Clark, C.D., Knight, J.K., and T. Gray, J. 2000. Geomorphological reconstruction of the Labrador Sector of the Laurentide Ice Sheet. *Quaternary Science Reviews* 19(13): 1343-1366.
- Cyr, D., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2007. Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. *Landscape Ecol.* 22(9): 1325-1339.
- Ecological Stratification Working Group. 1995. A National Ecological Framework for Canada. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research and Environment Canada, State of the Environment Directorate, Ecozone Analysis Branch, Ottawa/Hull. Report and national map at 1:7500 000 scale.
- Finney, M., 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47 (2), 219–228.
- Finney, M., Seli, R., McHugh, C., Ager, A., Bahro, B., Agee, J., 2007. Simulation of longterm landscape-level fuel treatments on large wildfires. *International Journal of Wildland Fire* 16, 712–727.
- Flatley, W., Lafon, C., and Grissino-Mayer, H. 2011. Climatic and topographic controls on patterns of fire in the southern and central Appalachian Mountains, USA. *Landscape Ecology* 26(2): 195-209.

- Fullerton D.S., Bush, C.A., and Pennell, J.N. 2003. Map of surficial deposits and materials in the eastern and central United States (East of 102° West Longitude). US Department of the Interior and US Geological Survey, Washington, DC.
- Fulton, R.J. 1995. Surficial Materials of Canada, Geological Survey of Canada, Map 1880A. available at <http://geogratias.cgdi.gc.ca/geogratias/en/collection>
- Gauthier S, Chabot M, Drolet B, Plante C, Coupal J, Boivin C, Juneau B, Lefebvre F, Ménard B, Villeneuve R, Gagnon L 2005. Groupe de travail sur les objectifs opérationnels de la SOPFEU: Rapport d'analyse. SOPFEU internal report. (Québec)
- Girardin, M.P., Tardif, J., Flannigan, M.D., Wotton, B.M., and Bergeron, Y. 2004. Trends and periodicities in the Canadian Drought Code and their relationships with atmospheric circulation for the southern Canadian boreal forest. *Can. J. For. Res.* 34(1): 103-119.
- Greene, D.F., and Johnson, E.A. 2000. Tree recruitment from burn edges. *Canadian Journal of Forest Research* 30(8): 1264-1274.
- Hamrick, J.L. 2004. Response of forest trees to global environmental changes. *For. Ecol. Manag.* 197(1-3): 323-335.
- Hellberg, E., Niklasson, M., and Granström, A. 2004. Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 332-338.
- Hély, C., Fortin, C.M.-J., Anderson, K.R., and Bergeron, Y. 2010a. Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in

- mixedwood boreal forest using the Prescribed Fire Analysis System. *International Journal of Wildland Fire* 19(8): 1099-1109.
- Hély, C., Girardin, M.P., Ali, A.A., Carcaillet, C., Brewer, S., and Bergeron, Y. 2010b. Eastern boreal North American wildfire risk of the past 7000 years: A model-data comparison. *Geophys. Res. Lett.* 37(14): L14709.
- Hirsch, K., Kafka, V., Tymstra, C., McAlpine, R., Hawkes, B., Stegehuis, H., Quintilio, S., Gauthier, S., and Peck, K. 2001. Fire-smart forest management: A pragmatic approach to sustainable forest management in fire-dominated ecosystems. *The Forestry Chronicle* 77(2): 357-363.
- Jenness J (2005) 'Distance/Azimuth Tools v.1.6 extension for ArcView 3x, v38a.' (Jenness Enterprises). Available at <http://www.jennessent.com/>
- Johnson, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lajeunesse P. et Allard M. 2003. Late Quaternary Deglaciation, Glaciomarine Sedimentation and Glacioisostatic Recovery in the Rivière Nastapoka Area, Eastern Hudson Bay, Northern Québec. *Geographie Physique et Quaternaire* Volume 57, n 1, p. 65-83.
- Lampin, C., Jappiot, M., Long, M., Mansuy, N., and Borgniet, L. 2006. WUI and road networks/vegetation interfaces characterizing and mapping for forest fire risk assessment. *Forest Ecology and Management* 234, Supplement(0): S140.
- Lecomte, N., and Bergeron, Y. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Can. J. For. Res.* 35(8): 1984-1995.

- Legendre, P. and M.-J. Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation*, 80: 107-138
- Linn, R., Winterkamp, J., Edminster, C., Colman, J.J., and Smith, W.S. 2007. Coupled influences of topography and wind on wildland fire behaviour. *International Journal of Wildland Fire* 16(2): 183-195.
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A., and Bergeron, Y. 2010. Effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *Int. J. Wildland Fire* 19(8): 1083-1098.
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A., and Bergeron, Y. 2012. Regional patterns of postfire canopy recovery in the northern boreal forest of Quebec: interactions between surficial deposit, climate, and fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 42(7): 1328-1343.
- Mc Kenzie, D., Miller, C., and Falk, D.A. 2011. Toward a theory of landscape fire. In *the landscape ecology of fire. Ecological Studies*, 2011, Volume 213, Part 1, 3-25, DOI: 10.1007/978-94-007-0301-8_1
- Mermoz, M., Kitzberger, T., and Veblen, T.T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forest and scrublands. *Ecology* 86(10): 2705-2715.
- Moss, M., and Hermanutz, L. 2009. Postfire seedling recruitment at the southern limit of lichen woodland. *Can. J. For. Res.* 39(12): 2299-2306.
- MRNF. 2000. Limite nordique des forêts attribuables. Ministère des Ressources naturelles. Rapport final du comité. Available at: <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation>
- NRCAN. 2012. Available at: <http://geogratias.cgdi.gc.ca/clf/en>

- NRCAN. 2013. Ressources Naturelles Canada. (<http://scf.rncan.gc.ca/pages/153>).
Site web consulté le 12 avril 2013.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B. 2006. Package 'vegan'. Community ecology package. R package version 1.7-96. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/>.
- Parent, M., Paradis, S.J. and Boisvert, É., 1995. Ice-flow patterns and glacial transport in the eastern Hudson Bay region: Implications for the late Quaternary dynamic of the Laurentide Ice Sheet. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 32: 2057-2070.
- Parisien, M.-A., and Sirois, L. 2003. Distribution and dynamics of tree species across a fire frequency gradient in the James Bay region of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 33(2): 243-256.
- Parisien, M.-A., Peters, V.S., Wang, Y., Little, J.M., Bosch, E.M., and Stocks, B.J. 2006. Spatial patterns of forest fires in Canada, 1980–1999. *International Journal of Wildland Fire* 15(3): 361-374.
- Parks, S.A., Parisien, M.-A., and Miller, C. 2011. Multi-scale evaluation of the environmental controls on burn probability in a southern Sierra Nevada landscape. *International Journal of Wildland Fire* 20(7): 815-828.
- Parks, S.A., Parisien, M.-A., and Miller, C. 2012. Spatial bottom-up controls on fire likelihood vary across western North America. *Ecosphere* 3(1): art12.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In 'A System Analysis of the Global Boreal Forest'. *Edited by* HH Shugart, R Leemans, GB Bonan. Cambridge University Press, New York. pp. 144-169.

- Prest, V. K., Grant, D. R., and Rampton, V. N. 1967. Glacial map of Canada. Cartography by the Geological Survey of Canada, 1964-1966. [Map] / Geological Survey of Canada, Department of Energy, Mines, and Resources ; 1253A
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing. Available at <http://www.R-project.org>.
- Régnière, J., and St-Amant, R. 2007. Stochastic simulation of daily air temperature and precipitation from monthly normals in North America north of Mexico. *Int. J. Biometeorol.* 51(5): 415-430.
- Rommel, T.K., and Perera, A.H. 2009. Mapping Natural Phenomena: Boreal Forest Fires with Non-discrete Boundaries. *Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization* 44(4): 274-288.
- Robitaille, A., and Allard, M. 2007. Guide pratique d'identification des dépôts de surface au Québec. 2e éd. Les Publications du Québec, Québec, QC.
- Robitaille, A., and Saucier, J.P. 1996. Land district, ecophysiological units and areas: The landscape mapping of the Ministère des Ressources naturelles du Québec. *Environ. Monit. Assess.* 39: 127-148.
- Robitaille, A., and Saucier, J.P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, QC.
- Rowe, J.S., and Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.* 3(3): 444-464.
- Ruiz, J., and Domon, G. 2009. Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. *Landscape Ecology* 24(3): 419-432.

- Sharples, J.J. 2008. Review of formal methodologies for wind–slope correction of wildfire rate of spread. *International Journal of Wildland Fire* 17(2): 179-193.
- SOPFEU. Société de protection contre le feu. <http://www.sopfeu.qc.ca/fr/sopfeu>
- Stocks, B.J. 1991. The extent and impact of forest fires in northern circumpolar countries. In 'Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications'. (Ed. JS Levine) pp. 197–202. (MIT Press: Cambridge, MA)
- Trenhaile, A.S. 1990. *The Geomorphology of Canada*. Oxford University Press, Toronto, 240 pp.
- Viegas, D. 2004. Slope and wind effects on fire propagation. *International Journal of Wildland Fire* 13(2): 143-156.
- Wei, Y. 2012. Optimize landscape fuel treatment locations to create control opportunities for future fires; *Canadian Journal of Forest Research*, 2012, 42(6): 1002-1014, 10.1139/x2012-051

Figure 2. 1 Localisation du territoire étudié et des écodistricts sélectionnés incluant les superficies brûlées entre 1970 et 2010.

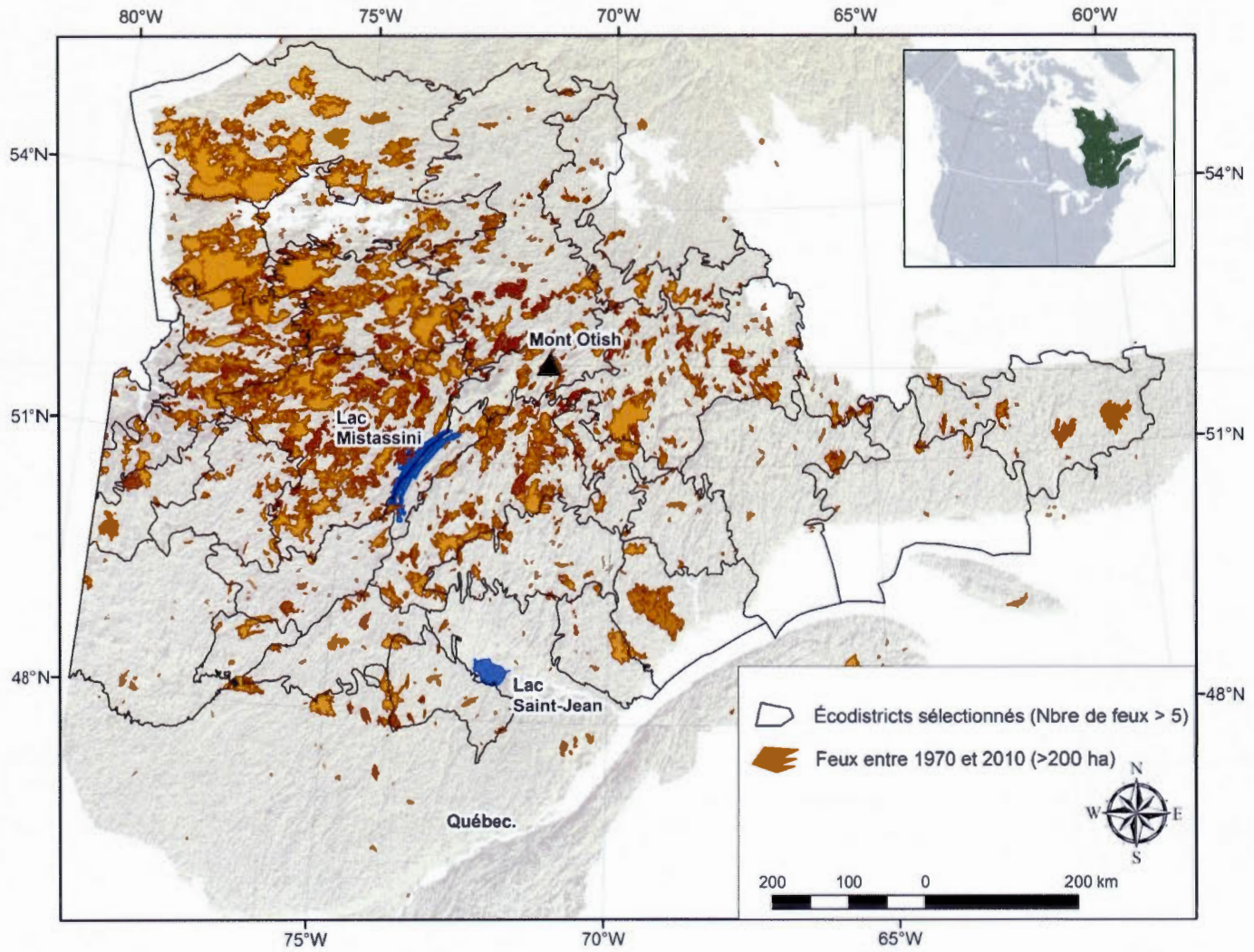


Figure 2.2 Groupement hiérarchique des écodistricts en 5 zones distinctes avec la méthode de Ward, basé sur la taille, l'indice de forme, l'excentricité et l'orientation géographique des feux à l'échelle du district.

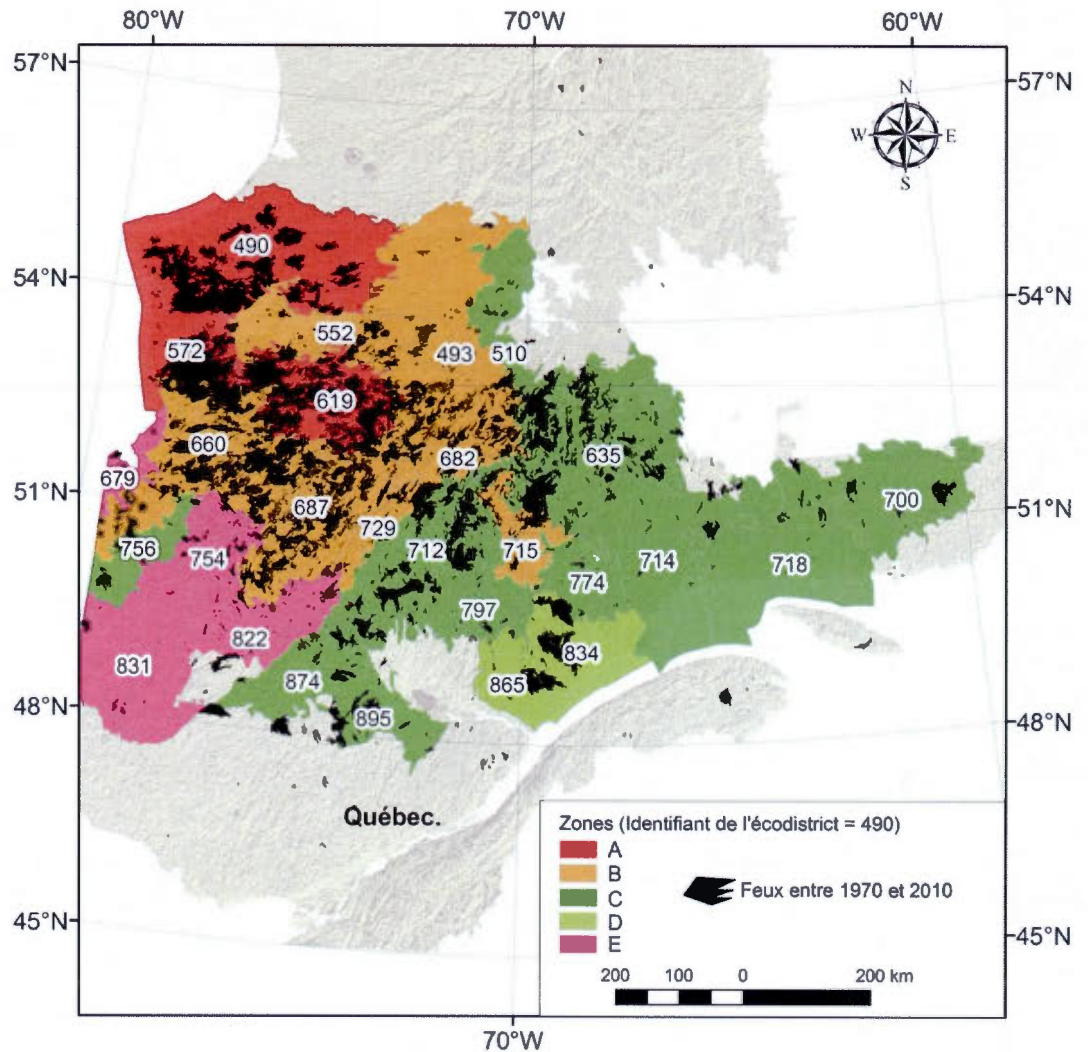


Figure 2.3 Direction des vents dominants lors des conditions météorologiques propices aux feux dans le contexte physique du territoire étudié. La direction des vents a été enregistrée aux stations météorologiques entre 1980 et 2010 (entre Mai et Août) avec Biosim pour un indice saisonnier de sévérité des feux > moyenne +2 écart-types. Certaines stations peuvent avoir plusieurs directions dominantes. Les numéros rouges réfèrent au nom des stations (Annexe 2.2). Les lettres majuscules réfèrent aux zones (Figure 2.2).

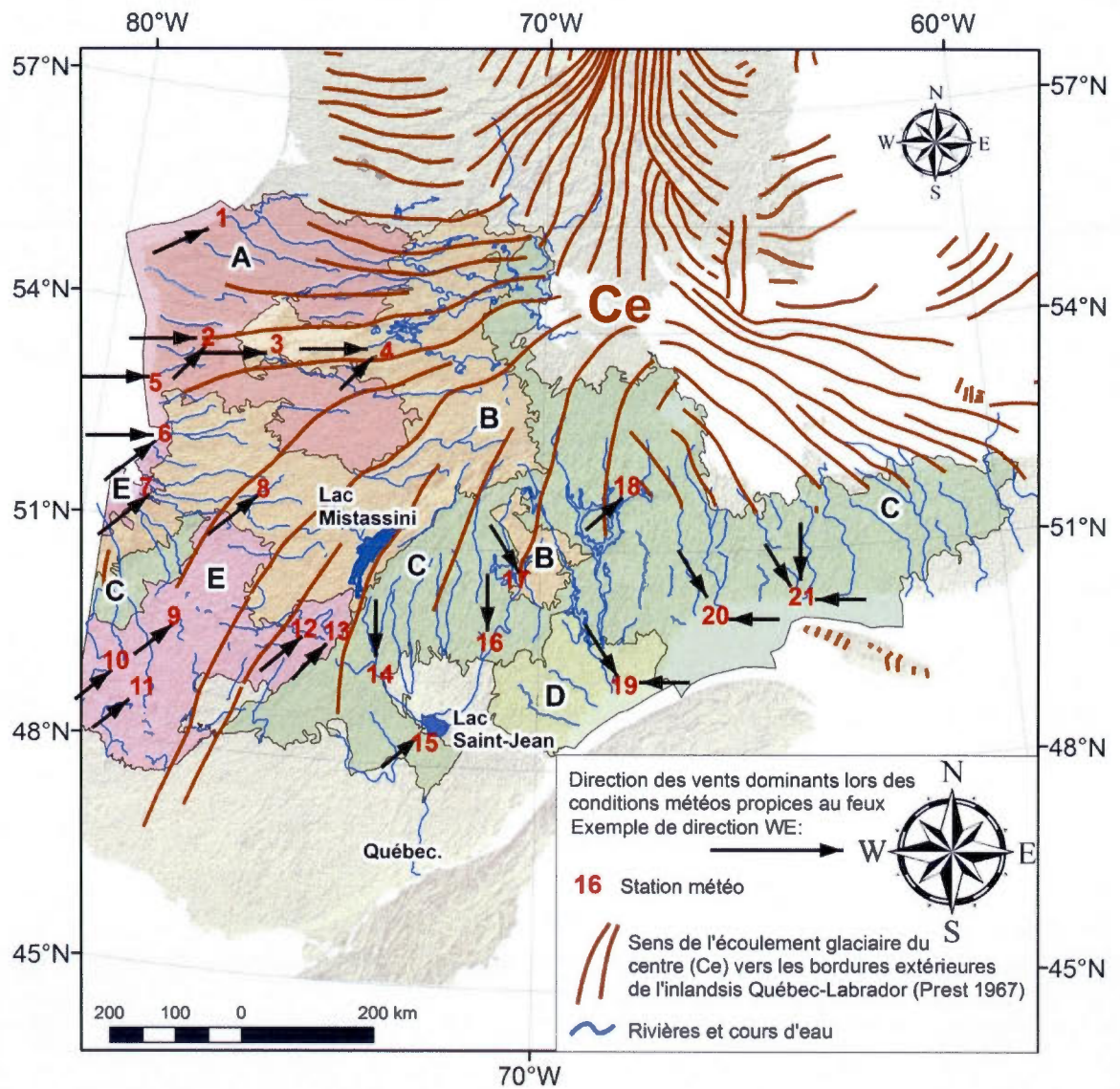


Figure 2.4 Ordination basée sur les résultats de l'analyse canonique de redondance avec les 27 écodistricts (points avec identifiant unique). a) axes 1 et 2 de l'ordination; b) axes 2 et 3 de l'ordination. Les 3 axes expliquent 95% de la variance (Tableau 2.5). Les couleurs attribuées aux écodistricts permettent d'identifier les zones (Fig 2.2). Les variables environnementales les plus significatives sont identifiées avec les flèches bleues. Les variables décrivant les attributs spatiaux des feux sont identifiées avec les croix noires. EW_E : orientation EW des rivières; EW_R : orientation EW du relief; NESW_D : orientation NESW des dépôts; ISS : Indice saisonnier de sévérité des feux; NS_D : orientation NS des dépôts de surface; T_C : Températures moyennes entre le 1^{er} Mai au 30 Août.

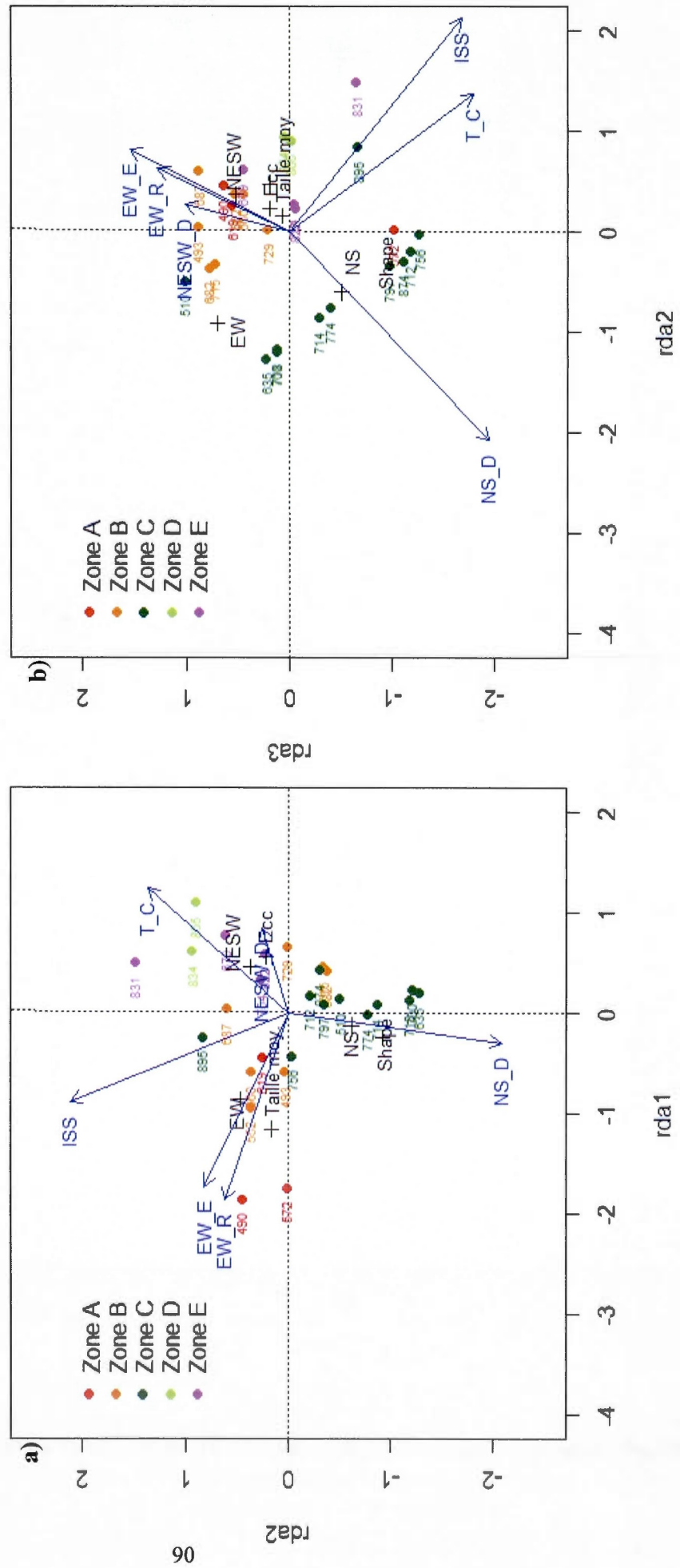


Table 2. 1 Description, échelle et sources des attributs géométriques des feux.

Nom (codes)	Échelle	Description	Sources (Logiciels et auteurs)
Taille du feu (Taille_moy)	Feu	Aire moyenne de chaque feu (ha)	ArcGIS 9.3
Indice de forme (Shape)	Feu	Indice de complexité de la forme du feu : Exprime le degré de divergence entre une forme simple (un cercle) de 1 à >1 et forme complexe (en dents de scie)	Patch Analyst ArcGIS 9.3 (Rempel et al. 2008)
Excentricité (Ecc)	Feu	Exprime le degré de divergence entre un cercle parfait (égale à 0) et une forme elliptique (égale à 1)	R (Builling et Remmel 2008)
Orientation* (Orientation)	Feu	Azimut (0 à 180°) de l'axe composé des deux extrémités les plus éloignées. L'azimut est transformé en 4 directions cardinales: NS, SWNE, WE, NWSE pour l'analyse de regroupement hiérarchique et l'analyse canonique de redondance (voir section analyses statistiques dans le texte)	ArcGIS 9.3 (Jenness 2005)

*Les orientations ne reflètent pas les directions des feux. Par exemple, une orientation NS est équivalente à une orientation SN (idem pour toutes les orientations). Le même outil est utilisé pour calculer l'orientation des dépôts de surface et des cours d'eau (Tableau 2.2)

Table 2. 2 Description, échelle et sources des variables environnementales utilisées dans l'analyse canonique de redondance.

Variables environnementales (codes)	Échelle	Sources
<u>Climatiques</u>		
Température moyenne estivale (T°C)	Centroïde de l'écodistrict	BioSIM
Précipitations moyenne estivale (PT)	Centroïde de l'écodistrict	BioSIM
L'indice saisonnier de sévérité des feux (ISS)	Centroïde de l'écodistrict	BioSIM
<u>Physiques</u>		
*Orientation dépôts parallèle au sens de l'écoulement glaciaire (D)	Proportion des 4 directions: NS, SW-NE, WE, NW-SE par écodistrict	GEOGRATIS
*Orientation des cours d'eau majeurs (E)	Proportion des 4 directions: NS, SW-NE, WE, NW-SE par écodistrict	GEOGRATIS
*Orientation du relief (RE)	Proportion des 4 directions: NS, SW-NE, WE, NW-SE par écodistrict	GEOGRATIS
Altitude moyenne (ALT)	Altitude moyenne de l'écodistrict	GEOGRATIS

*Les orientations ne reflètent pas les directions des cours d'eau, ni des dépôts de surface et ni du relief. Par exemple, une orientation NS peut être équivalente à une orientation SN (idem pour toutes les orientations). Les codes de l'orientation des dépôts de surface sont notés NS_D (avec D pour dépôts) si l'orientation NS est dominante (idem pour chaque orientation dominante). Les codes de l'orientation des cours d'eau sont notés NS_E (avec E pour eaux) si l'orientation NS est dominante (idem pour chaque orientation dominante). Les codes de l'orientation du relief sont notés NS_R (avec R pour relief) si l'orientation NS est dominante (idem pour chaque orientation dominante).

Table 2. 3 Résultats de l'analyse de variance effectuée sur les valeurs moyennes des attributs spatiaux des feux par éco-district (N=27). Les valeurs moyennes (\pm écart-type (sd)) des attributs sont calculées pour l'ensemble des feux (N=959).

Attributs	Df	F value	Pr (>F)	Moyenne \pm sd
Taille_moy	25	10.067	0.00397	7825 ha \pm 236.78
Ecc	25	1.5554	0.22390	0.82 \pm 0.17
Shape	25	18.459	0.00023	2.18 \pm 0.81
Orientation	25	8.6896	0.00684	84.47 \pm 62.09

Table 2. 4 Valeur moyenne des attributs spatiaux des feux par zone. L'azimut des feux a été transformé en 4 classes d'orientation puis calculé en % pour chaque zone. *Indique une différence significative du nombre de feu par classe d'orientation.

Zones	Districts	Nombre de feu	Taille_moy (ha)	Ecc	Shape	EW	NE-SW	NS	NW-SE
A	490, 572, 619	194	17 746	0.81	2.20	20.62%*	23.71%	29.38%	26.29%
B	493, 552, 635, 660, 682, 687, 715, 729	507	6 043	0.82	2.25	6.90%	39.64%	28.40%	25.05%
C	510, 712, 714, 718, 756, 774, 797, 874, 895	180	4 349	0.83	2.08	4.44%	27.22%	46.67%*	21.67%
D	834, 865	15	3 079	0.85	1.56	6.67%	26.67%	26.67%	40.00%*
E	679, 754, 822, 831	63	2 682	0.83	1.94	6.35%	34.92%	26.98%	31.75%
Total		959	7 825	0.82	2.18	9.18%	33.58%	31.91%	25.34%

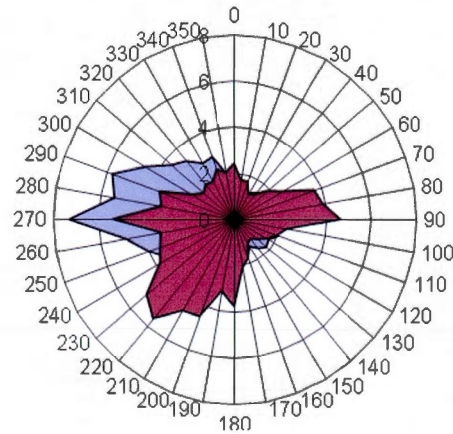
Table 2. 5 Proportion de la variance expliquée par chaque axe de l'analyse canonique de redondance avec les 6 variables significatives sélectionnées (EW_E : orientation EW des rivières; EW_R: orientation EW du relief; NESW_D : orientation NESW des dépôts; ISS : Indice saisonnier de sévérité des feux; NS_D : orientation NS des dépôts de surface; T_C : Températures moyennes entre le 1^{er} Mai au 30 Août).

Axes	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4	RDA5	RDA6
Valeur propre	1.2775	0.7858	0.5167	0.08908	0.0307	0.0001565
Proportion expliquée	0.4732	0.291	0.1914	0.03299	0.01137	0.00006
Proportion cumulée	0.4732	0.7642	0.9556	0.98857	0.99994	1

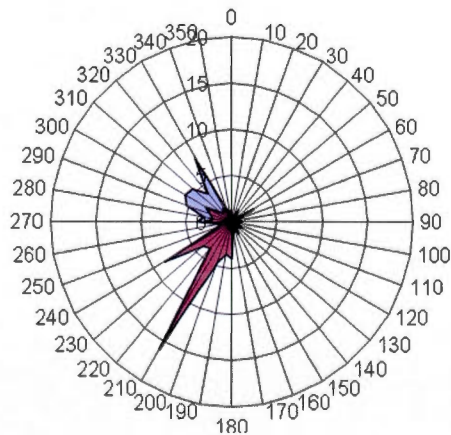
Annexe 2. 1 Altitude moyenne et données climatiques des 27 districts étudiés.
 Les données climatiques ont été calculés avec BioSIM entre les années 1970 et 2010 pour la saison des feux uniquement (de Mai à Août) pour le centroïde de chaque districts.
 *L'indice saisonnier de sévérité est une transformation de la valeur quotidienne de l'indice forêt-météo (Van Wagner, 1987).

Districts (N=27)	Altitude moyenne (m)	Température estivale Moyenne (°C)	Précipitation estivale Moyenne (mm)	Indice saisonnier de sévérité du feu
490	218.6	11.0	66.7	3.3
493	483.0	12.0	78.9	1.9
510	606.1	11.7	76.8	1.9
552	281.2	12.5	74.4	2.7
572	117.0	12.3	67.7	4.4
619	348.7	13.0	77.3	2.2
635	592.4	11.6	79.6	1.2
660	169.9	13.1	74.1	2.5
679	42.8	12.6	72.1	2.5
682	694.4	12.6	78.8	2.0
687	335.7	14.4	82.8	2.3
700	425.3	11.9	82.1	1.3
712	513.9	15.2	77.8	3.0
714	659.8	12.8	84.6	2.0
715	587.6	12.8	77.2	2.0
718	413.0	11.8	82.8	1.4
729	412.6	14.4	79.0	2.5
754	294.3	14.6	80.0	3.1
756	232.1	14.6	77.0	3.6
774	422.9	12.9	79.5	2.2
797	440.4	14.5	77.1	2.8
822	371.7	15.0	83.9	2.9
831	305.5	15.1	79.5	4.1
834	419.8	13.4	79.1	3.1
865	495.2	14.2	85.9	2.8
874	432.3	15.3	81.5	2.7
895	463.9	15.5	77.5	4.3

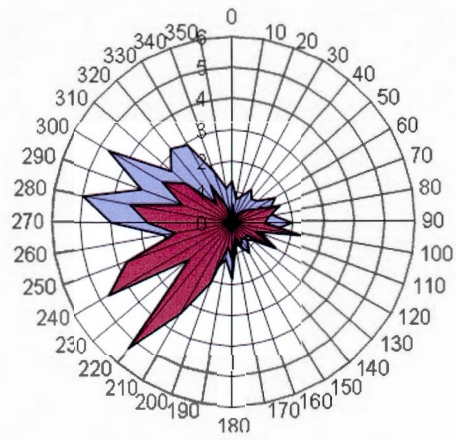
Annexe 2. 2 Direction des vents lors des conditions climatiques dites propices aux feux (indice saisonnier de sévérité des feux > moyenne + 2 écart-type) en violet et dans les conditions dites normales en bleu (indice saisonnier de sévérité des feux < moyenne). Les numéros identifient les stations dans la figure 2.3. La direction des vents a été enregistrée entre 1981 et 2010 entre Mai et septembre avec Biosim pour chaque station météos du territoire étudié.



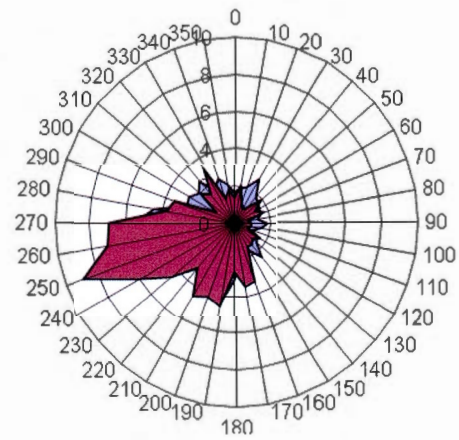
La Grande rivière (zone A)



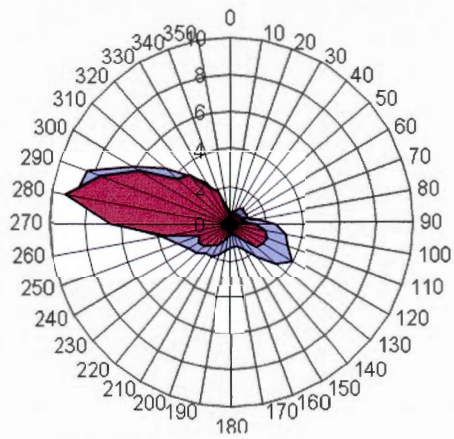
Wemindji (Zone A)



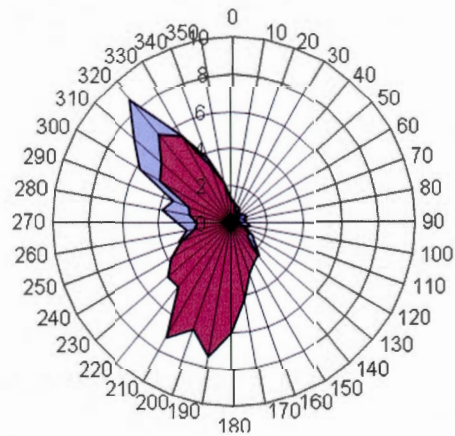
La Grande III (zone B)



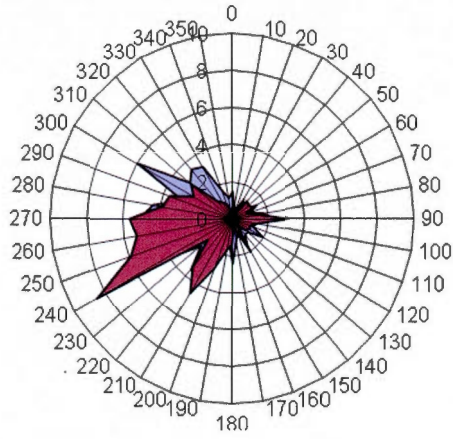
La Grande IV (zone B)



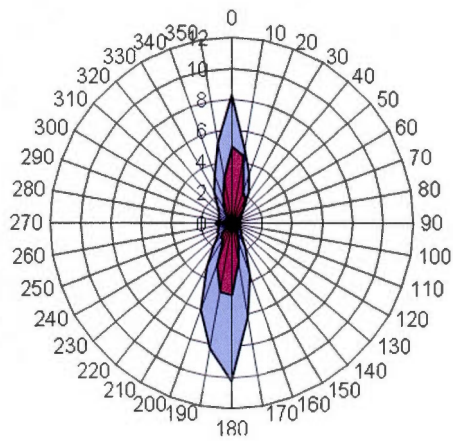
Manouane (zone B)



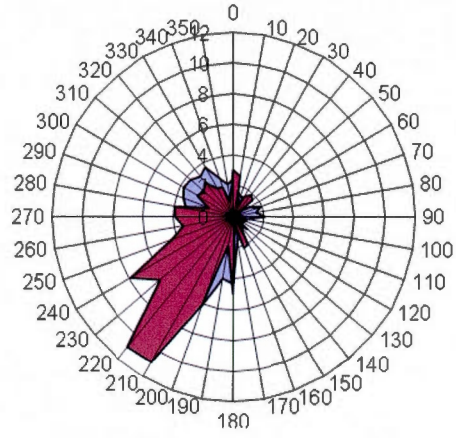
Matagami (zone B)



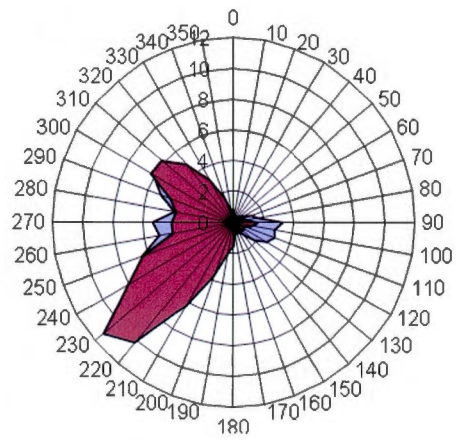
Nemiscau (zone B)



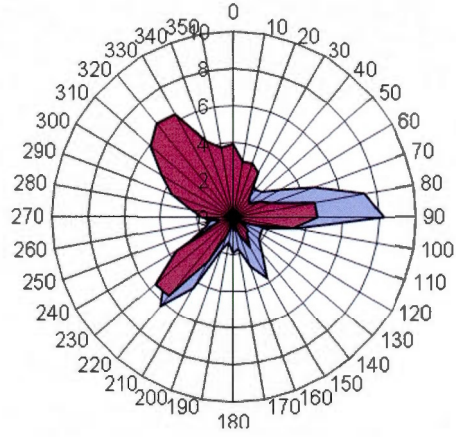
Chamouchane (Zone C)



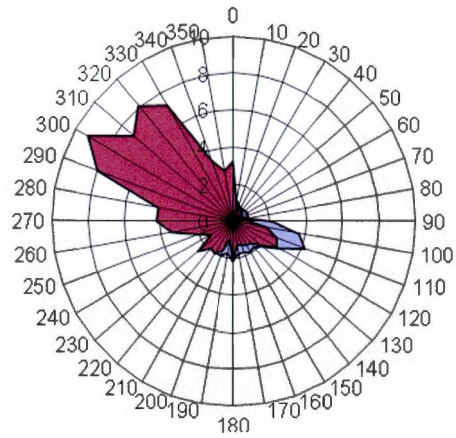
Gagnon (Zone C)



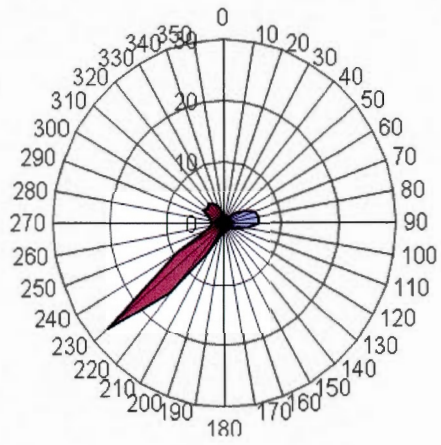
Roberval (Zone C)



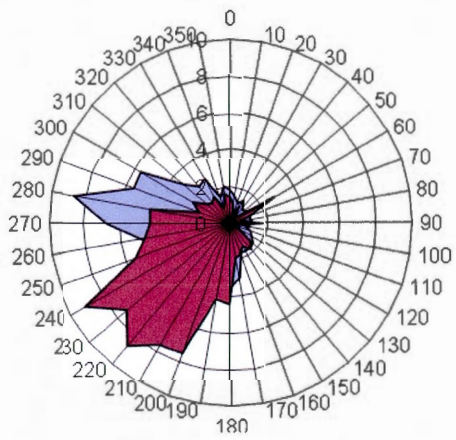
Sept-îles (Zone C)



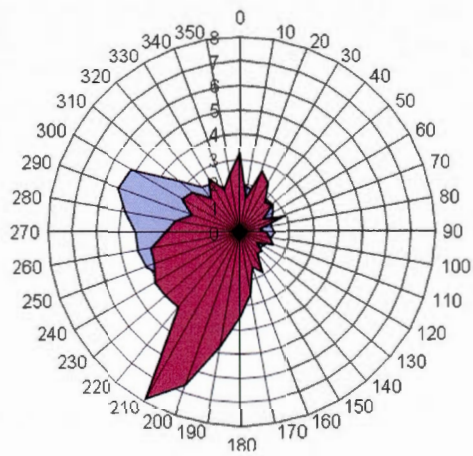
Chutes-des-passes (Zone C)



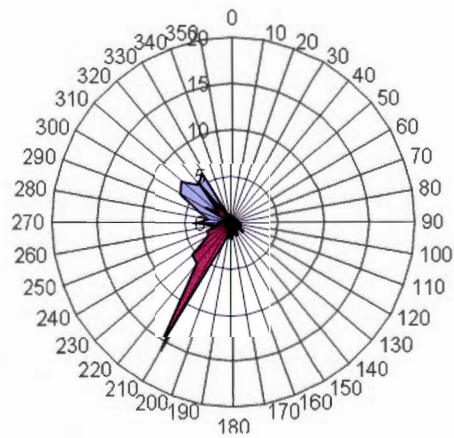
Baie-Comeau (Zone D)



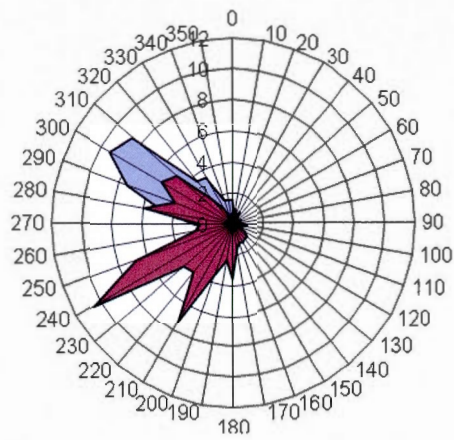
Chibougamau (Zone E)



Chapais (Zone E)



Eastmain (Zone E)



Waskaganish (Zone E)

CHAPITRE III

REGIONAL PATTERNS OF POSTFIRE CANOPY RECOVERY IN THE NORTHERN BOREAL FOREST OF QUEBEC: INTERACTIONS BETWEEN SURFICIAL DEPOSIT, CLIMATE AND FIRE CYCLE.

Cet article a été soumis en Janvier 2012 et publié en juillet 2012 dans la revue *Canadian Journal of Forest Research* (<http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-101>). Cet article fait partie d'une sélection de documents issue de la 7ème Conférence Internationale sur la Dynamique des Perturbations dans les Forêts Boréales. Les coauteurs sont les superviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Yves Bergeron ainsi qu'André Robitaille.

3.1 Résumé

Dans de nombreux écosystèmes forestiers nordiques, la régénération après feu d'une forêt dense en lande ouverte est souvent observée mais peu comprise. Ce papier teste les interactions entre les dépôts de surface et leur drainage (SDD), le climat et le cycle de feu sur le rétablissement de la forêt après feu dans territoire de la forêt boréale de l'Est du Canada. Le rétablissement après feu a été estimé au moyen du temps écoulé pour passer du stade de brûlis au stade régénéré puis au stade de jeune forêt. L'objectif principal est de déterminer si les forêts situées dans les régions sèches (caractérisées par une proportion élevée de SDD secs et grossiers, de faibles précipitations et un cycle de feu court) tendent à se rétablir plus lentement après feu, menant à une forêt plus ouverte, par rapport à une région plus humide caractérisée par un cycle de feu plus long. Pour identifier le meilleur modèle de récupération après feu, des régressions logistiques multinomiales avec le critère d'information d'Akaike ont été menées en utilisant une combinaison de facteurs physico-climatiques. Notre meilleur modèle suggère que les variables prédictives les plus significatives sont le temps depuis feu ($\chi^2 = 1370,06$), les SDD ($\chi^2 = 651,95$), l'indice de sécheresse canadien du système forêt-météo ($\chi^2 = 247,75$), et la précipitation de la saison de croissance ($\chi^2 = 102,80$). Un rétablissement rapide et dense des forêts est observé sur les dépôts de till subhydric seulement dans les régions caractérisées par un cycle de feu long (> 500 ans). A l'inverse, un rétablissement lent propice à une forêt clairsemée est observé dans les régions caractérisées par un cycle de feu court (<200 ans) et une proportion élevée de dépôts grossiers secs tels que les juxta-glaciaires, mais aussi les dépôts mésiques dans certains cas. Nos résultats montrent également qu'un rétablissement lent et une densité réduite des forêts est plus susceptible suivant les années particulièrement sèches.

3.2 Abstract

In many northern forest ecosystems, the postfire transition from a closed-crown forest to open woodland is often observed but poorly understood. This study investigates the interactions between surficial deposit, climate and fire cycle on postfire forest recovery within a large territory (190 000km²) of the boreal forest of eastern Canada. Postfire

recovery was estimated using the time elapsed to move from the burnt stage to the regenerated stage, and the young forest stage. The main objective was to determine if forests situated in dry regions (characterized by a high proportion of dry coarse surficial deposits, low precipitation, and short fire cycle) tend to re-establish more slowly after fire, obtaining a more open stand compared with wetter regions characterized by a longer fire cycle. To identify the best explanatory model for postfire recovery, multinomial logistic regressions with the Akaike Information Criterion were conducted using a combination of physico-climatic factors. Our best model suggests that the most significant predictors of postfire recovery are time since fire ($\chi^2=1370.06$), surficial deposit type ($\chi^2=651.95$), the Canadian Drought Code ($C \chi^2 =247.75$), and the growing season precipitation ($\chi^2=102.80$). Fast recovery and dense forest regeneration is associated with subhydric till deposits only in the regions characterized by a long fire cycle (>500 years). Conversely, slow regeneration conducive to a sparse young forest was usually associated with regions characterized by a short fire cycle (<200 years) underlain by dry coarse deposits such as juxta-glacial but also mesic deposits in some cases. Our results also show that slow recovery and reduced forest regeneration are most likely to occur following fires that occurred in dry years, regardless of the deposit type and region.

3.3 Introduction

Since the beginning of the Holocene, the floristic composition and vegetation structure of the boreal forest has been driven by periodic naturally occurring large fires ignited by lightning (Rowe and Scotter 1973). In turn, the fire regime, which is variable in time and space, is itself influenced by the regional climate, the landforms and also the susceptibility of fuels to drought (Johnson 1992; Payette 1992). In order to sustain forest services and predict ecosystem responses to global changes, the understanding of the mechanisms and pathways of disturbance effects on ecosystem recovery is essential in devising effective strategies for ecosystem management (Hirsch 2001). In addition to the fire regime, the regeneration of the boreal forest is strongly influenced by ecophysiological and physico-climatic factors (Payette et al. 2008). As a top-down factor, climate has a major influence on rates of photosynthesis, growth potential and

establishment of trees, and on other forest processes, acting through temperature, radiation, and moisture regimes over medium and long time periods (Thompson et al. 2009). Topography and soil conditions also directly influence postfire recovery, through the soil moisture regime (drainage) or through microclimates that in turn determine seedbed quality as well as fire cycle (Greene et al. 1999; Cyr et al. 2007).

Black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) and jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) are characteristic of the black spruce-feathermoss domain in eastern Canada. They are fire-adapted species, usually able to reestablish themselves quickly and abundantly after fire, due to their semi- or serotinous cones (Greene et al. 2004). Punctuated by the fire cycle, defined as the time necessary to burn an area equivalent to the study area (Johnson and Gutsell 1994), this loop is generally well-observed within the closed-crown spruce forest zone, creating uniform and dense landscapes dominated by black spruce. In contrast, reduced post-disturbance regeneration has been widely reported within the closed-crown forest leading to an open lichen-woodland characterized by low density (<25% cover) stands interspersed with lichens (mainly *Cladonia* spp.; Girard et al. 2008, 2009). In some cases, development of the low density stands could be the result of natural and anthropogenic disturbances (Jasinski and Payette 2005; Payette et al. 2000). Successive disturbances, such as logging followed by fire or spruce budworm outbreaks followed by fire which occur before trees reach sexual maturity or before seed stocks are replenished, may strongly reduce tree density and cause regression of the closed-crown forest (Girard et al. 2008, 2009).

The soil moisture regime is also important to the germination and survival of black spruce due to its high vulnerability to water stress (Black and Bliss 1980; Moss and Hermanutz 2009). Therefore, the open type stand can also originate from edaphic constraints related to the thinness, excessive stoniness and xeric drainage of the surficial deposits (hereafter SDD or deposit refers to surficial deposits and their drainage; Table 3.1), which would restrict both establishment and growth of trees. However, sites with strong edaphic constraints are not all occupied by open lichen-spruce woodland (Asselin et al. 2006). SDD are defined as sediments or materials that accumulated or were deposited after component particles were transported by ice, water, wind, or gravity

(Fullerton et al. 2003). SDD play a key role in the distribution and development of vegetation in the boreal forest (Robitaille and Allard 2007), as well as in the spatial variation of the fire cycle (Mansuy et al. 2010). Considering the potential effect of the SDD on spatial variations in the fire cycle, we expect that different SDD types will show differences in development and density patterns in their postfire recovery. Altogether, these assumptions suggest that dry regions, due both to drought as well as shorter fire cycles, may be more prone to reduced establishment and poor regeneration.

Consequently, the main objective of our study is to evaluate the influence of environmental factors driving the regional drying potential (physico-climatic factors such as SDD, slope, altitude, temperature, precipitation, the number of degree-days and Canadian Drought Code) and regional fire risk on postfire recovery in the boreal forest. Our first hypothesis predicts that forest development following fire is reduced within dry regions (i.e. high proportion of dry SDD, low precipitation, short fire cycle) compared with a more humid region with a longer fire cycle. The second hypothesis predicts that postfire forest cover within dry regions is likely to exhibit a low density cover (open) compared with a more humid region. To test these hypotheses, we will (1) determine which combination of physico-climatic factors best explains postfire recovery using a comparison of multinomial logistic model regressions; (2) use the best model to predict the rate and age of transitions of different succession stages as an indicator of the forest development; (3) then, compare the proportion of the open versus closed forest 45 years after fire (the older stage available with our data), as an indicator of the forest density.

3.4 Materials and methods

3.4.1 Study area

The study area, located in the Canadian Shield (Precambrian rock formation), encompasses a vast territory of roughly 190 000 km² between 70°-76°W and 49°-53°N (Fig. 3.1). The black spruce-feathermoss bioclimatic domain dominated by black spruce and jack pine largely covers the study area, while north of 52°N the vegetation belongs to the black spruce-lichen domain (Fig. 3.1). The entire study area is relatively inaccessible and little affected by human activities. The largest city in the area is Chibougamau with

30 000 inhabitants. South of 51°N, the forest is under forest management licences and intensive fire protection by the SOPFEU (Société de Protection des forêts contre le Feu; intensive implies that all fires are fought). The dynamics of the vegetation and spatial variations of the fire cycle observed throughout the study area mostly repond to climatic and biophysical factors (Mansuy et al. 2010). This study focuses on the three regions illustrated in Fig. 3. 1, compiled from a classification of landscape units based on the mean fire cycle in Mansuy et al. (2010). The landscape units are one of the elements in the hierarchical ecological classification system developed by the MRNFQ (Robitaille and Saucier 1996). The physico-climatic description of the three regions that follow is predominantly adapted from the final report on the northern limit for timber allocation (MRNF 2000) and from Robitaille and Saucier (1998) and Mansuy et al. (2010).

Region A spreads out westward and northwest of Lake Mistassini (Fig. 3.1) and consists of undulating hillocks with an average altitude of 350 m. The SDD are mainly composed of stony and sandy textured glacial deposits, which explains the abundance of xeric areas particularly north of 52°N. The mean annual temperature ranges from -1.5° to -1.8°C and the mean annual precipitation varies between 680 and 800 mm. The fire cycle is considered short with a mean value of 120 years between 1940 and 2006.

Region B is located northeast and east of Lake Mistassini and consists of high hilly territory (Mounts Techigami and Otish). The mean altitude ranges roughly between 700 and 750 m with some peaks higher than 1000 m. The SDD are mainly composed of glacial till and various moraines with rocky outcrops that occupy approximately 30% of the zone. The mean annual temperature varies from -6.0 to -1.5°C and the mean annual precipitation is between 800 and 950 mm. South of Mount Otish, the land becomes slightly hilly with a mean altitude of roughly 250 m, characterized by hillocks and a few hills covered by thick undifferentiated till. The mean annual temperature is about -1.5°C and the mean annual precipitation is roughly 900-1000 mm. The fire cycle is considered medium-long with a mean value 228 years between 1940 and 2006.

Region C covers three zones, all south of 51°N. The most western zone consists of slightly undulating plains with a mean altitude of 350 m. Located between the Geer

moraines and drumlins are depressions generally occupied by peat bogs that occupy 20% of the surface area (20% of ORG in Region C; Table 3.2). The two most eastern zones consist of hilly terrain with a mean altitude of 600 m. The narrow and deep valleys (400 m deep), oriented north–south, cut across the plateau and are characterized by rocky escarpments. Thick undifferentiated till characterizes flat surfaces and valley bottoms, whereas thin till covers the steep slopes and the rocky outcrops on the summits. For the three zones, the mean annual temperature ranges from -2.5 to 0°C and the mean annual precipitation varies between 800 and 1000 mm. The fire cycle is considered long with a mean value of 512 years between 1940 and 2006.

3.4.2 Forest recovery data

The data were compiled from mapping conducted by the Ecoforestier inventory program (Létourneau et al. 2008). Data are polygons of 8 ha minimum, treated with ArcGIS 9.3 (ESRI Inc., Redlands). This inventory aims to extensively describe the vegetation and physical characteristics of the northern boreal forests of Quebec. North of 51°N, information on vegetation is gathered from satellite images while in the south it is derived from aerial photograph interpretation. In the south, photo-interpretations are validated routinely by ground-truthing. To assess the quality of northern data, 1000 stands were selected randomly and described using the same photo-interpretation rules as used in the south. There was a good agreement between the two mapping strategies, as revealed by Kappa statistic (measure of inter-rater agreement) value higher than 60%, for any of the variables used in this study (maturity stage, disturbance type and surficial deposit, see below). As our data do not distinguish between species, the analysis will be done on the vegetation as a whole, which is comprised of approximately 90% coniferous species such as black spruce and jack pine. In order to obtain a measure of postfire recovery, we considered four successional stages, in accordance with the mapping standards used in Quebec (Létourneau et al. 2008, 2009) and with the first three decadal forest inventories.

The successional stages correspond to different tree heights and canopy densities (Fig. 3.2):

1. Burnt (BURNT): Stand affected by a recent fire with no trace of regeneration more than 2 m in height.
2. Regenerated (REG): Initial regeneration stage with seedlings and saplings growing in diameter, with a height between 2 and 7 m. The stand has no or very few stems with a diameter of 9 cm and greater.
3. Young (DENSE): Average stand height measure 7 m and greater and the majority of the stems have a diameter greater than 9 cm. It has a density (as estimated by ground cover estimation from photo-interpretation) higher than 25%.
4. Young sparse (SPARSE): Average stand height measure 7 m and greater, the majority of the stems have a diameter greater than 9 cm. However it has a density (as estimated by ground cover estimation from photo-interpretation) less than 25%.

As our fire dataset extend only from 1940 to 2007 (67 years after fire), we did not consider the mature stage of development in the analysis.

3.4.3 Explanatory variables

In order to model postfire recovery and predict the probability of each successional stage over time, we tested several types of variables including: SDD, slope, altitude, degree-days, temperature, precipitation, Canadian Drought Code, the three regions described above (expressing three levels of fire risk) and time since fire. Sources and scales of the whole dataset used in the analyses are described in Table 3.2 but some variables are also described here. The Canadian Drought Code, a component of the Canadian Fire Weather Index system (DC; Van Wagner 1987) is a useful indicator of the seasonal drought effects on forest fuels and the potential for smouldering in deep duff layers and large logs. In order to assess whether particularly dry years can affect the postfire recovery compared with so-called normal years, the 67 years of data have first been categorized in two classes, normal or dry based on the DC. The average DC has been computed with BioSIM (Régnière and St-Amant 2007) for each year based on the monthly mean of May,

June, July and August and for each region (with the random points inside each region). The years above the threshold of 240 ($240 = \text{average DC} + \text{standard deviation}$) are considered as 'dry'. Years below the threshold of 240 are considered as 'normal' (Fig 3.3).

In order to have sufficient well-represented classes to estimate forest recovery for each type of SDD, we grouped together the combinations of SDD by similar fire cycles from Tables 3.1 and 3.2 in Mansuy et al. (2010) (Table 3.1). The SDD were grouped to illustrate the soil drying potential, based on their texture, stoniness, drainage and morphology. For this paper, among the SDD with a short fire cycle (<200 years), we distinguished the coarse-sand deposits (DRY) from the rock outcrops (ROC) and the mesic thick tills (MES) given the possibility that they may have a different effect on postfire forest recovery despite a similar fire cycle (Table 3.1). Among the SDD with a long fire cycle (>200 years), we distinguished the subhydric thin tills (SUB) from the pure organic deposits (ORG) for the same reasons.

In order to estimate the time since last fire (TSF) for the period between 1940 and 2006, we used the provincial fire spatial database provided by the MRNFQ. Most of these fires were classified with an exact ignition date by the SOPFEU. For remotely located fires, for which the perimeter was obtained using remote sensing (accounting for 30% of the fires), the fire dates are approximations subsequently integrated into classes of 5 years. For these fires, the middle value of each class was considered as their fire date. The fire perimeter was also validated with ground-truthing data using the Kappa statistic with more than 90% success. The fire polygon database was included in ArcGIS 9.3 with the following attributes: location, size and date. Then, we attributed to each random point a TSF from 1 to 67 years. In the study area, 1094 fires occurred between 1940 and 2006, with fire sizes ranging from 5 to 225 918 ha (mean size = $5442 \text{ ha} \pm 15101$). Despite the large fires ($>50\,000$ ha), less than 13% of the total number of fires are responsible for burning over 65% of the study area between 1940 and 2006 (Fig. 3.1). In addition, 61% of the total area burned occurred in region A, 23% in region B and 16% in region C. 74% of the total area burned occurred since 1980 of which 45% occurred in region A (Fig. 3.4).

3.4.4 Model selection and logistic regression

We randomly sampled the study area with 30 000 points with ArcGIS 9.3 in manner similar to the methodology used in Mansuy et al. (2010). We considered the stands that originated from fire only between 1940 and 2006, and among them the points representing non-forest land (water, island, wetland, barrenland, dam, road, etc.) were not included in the analyses. Finally, our dataset consists of 6 133 points for which we assigned the four successional stages and all the explanatory variables cited in Table 3.3. Our statistical method can be organized into three steps.

First, to test if the environmental variables (combined or not) can explain the postfire recovery we built 11 *a priori* multinomial logistic models with the explanatory variables and then we compared the models with the Akaike Information Criterion (AICc) using R (R Development Core Team 2007). Differences in AICc values, delta AIC (Δ_i), and Akaike weights (W_i) among models were used to identify the model that was best supported by our data. Models with large Δ_i values are less plausible given the data, and W_i provides an additional measure of strength of evidence for a model (Burnham and Anderson 2002; Mazerolle 2006). Then, we ran the multinomial logistic regression to find the most significant variables among the best selected model. Logistic regression has emerged as a valuable statistical tool for analyzing spatial and temporal patterns of vegetation cover change (Taylor and Chen 2011). It tests the global null hypothesis that none of the independent variables in the model are related to changes in probability of event occurrence and fit a logistic regression model by using the maximum likelihood estimation method (Agresti 2002). If X_i are explanatory variables and p is the response probability to be modeled, the logistic model has the form:

$$(\text{Log } p/(1-p)) = B_0 + B_1X_1 + B_2X_2 + B_3X_3 + \dots + B_mX_m$$

where B_i is the regression coefficient. For a response with k levels (four in our case: BURNT, REG, DENSE, SPARSE), a logistic regression is used to describe $k-1$ pairs, with three levels relative to a reference level. We selected the SPARSE level as a reference level. All variables presented in Table 3.3 were tested as explanatory variables.

Second, we used the probabilities generated by the output of the best model to predict the rate and age of transitions to different succession stages as an indicator of the forest development over the time since fire, for each type of SDD and each region. In order to show the probability of reaching the 7 m and more stage, regardless of the cover density, we summed the probabilities of reaching the sparse and dense stages. Using the year dryness classification (dry or normal from Fig. 3.3), we also included a comparison between the driest years and all the years together.

Third, as an indicator of the forest density, we compared the predicted proportion of dense versus sparse forests at 45 years after fire (the oldest stage available with our data) to see if this ratio had changed compared with the old landscape (burned before 1940). Finally, we also compared the chances of being in a dense or sparse stage, focusing on the odds ratios $\Psi = \exp(\beta)$ where β s are the estimated coefficients for the significant independent variables in the logistic regression model. The odds ratio is a more intuitive and easily understood way to capture the relationship between the continuous variables (Jalkanen and Mattila 2000; Hosmer and Lemeshow 1989).

3.5 Results

3.5.1 Model selection and individual effect of variables

Among the 11 *a priori* models tested (Table 3.3), Mod11 which combines all the geographical, temporal, physical and climate variables, is the most significant for describing postfire recovery. Notice that Δ_i tends to decrease drastically (meaning a better model) as soon as the climatic, physical and temporal variables are combined $\Delta_i < 273$ for Mod11, Mod10 and Mod9 compared with other models with $\Delta_i > 2864.73$ (Table 3.3). However, comparing $\Delta_i \text{Mod9} = 272.90$ with $\Delta_i \text{Mod10} = 12.17$, we see that the Drought Code (DC) significantly improves the model. Models with a single variable are not significant. Nevertheless, Mod2, which alone contains the time since fire variable, appears as the fourth strongest model ($\Delta_i \text{Mod2} = 2864.73$).

In addition, the logistic procedure displays a table that shows the effect for each variable included in the best model (Table 3.4). The chi-square test statistics and associated p-

values indicate that each of the 10 variables significantly improves the model (all the p-values are < 0.05). The time since fire, as expected (TSF; $\text{Chi}^2=1370.06$) and the surficial deposits (SDD; $\text{Chi}^2=651.95$) are clearly the most significant variables followed by the Canadian Drought Code (DC; $\text{Chi}^2=247.75$) and the growing season precipitation (GSP; $\text{Chi}^2=102.80$). The remaining variables are less significant with $\text{Chi}^2 < 100$ in the following order: the altitude (ALT), the interaction of the region and the deposits (REG*SDD), the annual mean temperature (TM), the degree-day (DD), the growing season temperature (GST) and the slope (SLOPE). The region alone (REG) is not significant but is kept in the model. Our best model fits particularly well with our data, since 85.5% of predicted values are consistent with the observed values (Appendix 3.1).

3.5.2 Rate and age succession over time

As an indicator of postfire forest development, the predicted transition probability values for the four successional stages were estimated over the time since fire for each type of SDD within each region (Appendix 3.2). However, to simplify the text for the reader, we chose to present only the greatest extremes in terms of forest recovery in order to highlight the effects of SDD and the region (Fig. 3.5). In order to show the probability of reaching the 7 m and more stage, we summed the SPARSE and the DENSE stages. When the data allow for it, we also included a comparison between the driest years and all the years together. The effect of dry years was included in analyzes only if they were enough dry years in the region. It was not the case in Region C which burns less than the regions A and B (Fig. 3.1). Region B, which is not discussed in this section, shows intermediate results between regions A and C (Appendix 3.2).

Looking at the whole study area, the regenerated stage surpasses the burnt stage from 25 years after fire (Fig. 3.5a). Then, the regenerated state dominates the chronosequence up until 42 years after fire. At 45 years after fire, the 7 m and more stage is above all other stages (0.52). In region A, the pattern of the recovery is similar regardless of the deposit (Figs. 3.5b and 3.5c). The regenerated stage surpasses the burnt stage from 28 years after fire on the DRY deposit and 23 years on the SUB deposit. The transition from the regenerated stage to the 7 m and more stage is carried out at the same time for both

deposits (40 years for DRY and 42 for SUB). Meanwhile, 45 years after fire, the probability of attaining the 7 m and more stage tends to be much higher for the DRY (0.61) than the SUB deposit (0.41). In region C, the pattern of forest recovery is different from region A, but it is also influenced by the deposits (Figs. 5d and 5e). For the SUB deposit in region C, the probability of attaining the 7 m and more stage tends to be much higher and faster than the DRY deposits in region C and any other case (Appendix 3.2). The curve shows a net increase from 15 years after fire, passing the regenerated state at 37 years after fire and reaching 0.68 of probabilities above all other stages at 45 years after fire (Fig. 3.5e).

Generally, the effects of the driest years for the DRY and SUB deposits within region A are similar to those observed throughout the whole study area. The driest years slow the transition (up to 10 more years to switch from the burnt state to the regenerated one compared with all the years together), meaning a higher probability of staying longer in the burnt stage and a lower probability of reaching the regenerated stage.

3.5.3 Opened vs. closed forest 45 years after fire

Figure 3.6a shows that the predicted proportion of dense forest, 45 years after fire, increases (28%, 31% and 60% for A, B and C) with a decreasing risk of fire. The driest years reduce the proportion of dense forest for the three regions (25%, 28% and 52% for A, B and C). Within regions, the proportion of dense forest increases when the drying potential of the deposit decreases, except with the ORG deposit, which always shows a proportion of dense forest close to zero. The SUB deposit shows the highest proportion of dense forest (41%, 45% and 62% in A, B and C respectively). Conversely, the DRY deposit presents the lowest proportion of dense forest (22%, 25% and 40% in A, B and C, respectively). Other deposits are intermediate between these two extremes. We notice that the predicted regional pattern is similar to the proportions observed in the old landscape (burnt before 1940; Fig. 3.6b) in relative terms. The rank of each region on the canopy density (the mean proportion dense forest) is clearly preserved (57%, 72% and 88% for A, B and C, respectively). The predicted proportions of dense forest are obviously lower

than those observed in the old landscape because the forest is older in the latter case. Similar to the predicted proportions, the SUB deposit shows the highest proportion of dense forest in the three regions (94% in region C). However, unlike the predicted proportions, the DRY deposit shows a higher proportion of dense forest than the ROC deposit.

In addition to the region and the deposit, other variables influence whether a forest will be in the dense or sparse stage (Table 3.5). All the continuous variables are statistically significant at p -values <0.05 . As suggested in Table 3.4, GSP is highly significant with an odds ratio of 29.3. Specifically, one unit increase in GSP increases the probability of being a young dense forest over that of being a young sparse one by 29.3%. Similarly, one unit increase in TM increases the chance of being young dense compared with young sparse one by 4.2%. On the other hand, ALT, DD and GST with an odds ratio between 0.97 and 0.99, have a very slight risk of decreasing the chance of being in a young dense state compared with the young sparse state.

3.6 Discussion

3.6.1 Interaction of processes at a regional scale

Our results suggest that the regional pattern of postfire vegetation recovery is controlled by a complex combination of physical and climatic factors. Therefore, postfire recovery appears highly variable in space and time but as well as in density across the entire study area. Among the variables tested in this paper, time since fire, deposit, the historical Canadian Drought Code, growing season precipitation and the mean annual temperatures are the most significant predictors of postfire successional stages. The time since fire is an expected significant factor because fire is well known to be the main natural disturbance driving ecological succession in the boreal forest (Heinselman 1981; Johnson 1992). A longer fire interval will naturally allow tree re-establishment, while a short interval could lead to an opening of the forest leading to open woodland in the burned areas (Payette 1992; Girard et al. 2008). In the context of short fire intervals, as one can

assume for region A with a 121-year fire cycle, the black spruce stems may not have sufficient time to reach sexual maturity and produce sufficient seeds following the occurrence of the next fire (Girard et al. 2009).

This paper confirms the key role of deposits as bottom-up factors controlling forest succession (Lecomte and Bergeron 2005; Kang et al. 2006). The deposits affect both the speed and the density of tree establishment after fire through differential creation of micro-site conditions influencing the soil moisture regime (Taylor and Chen 2011). Dry deposits within dry regions appear to be the worst site type for forest recovery in our study area. The driest ones, composed of sandy-gravel deposits such as juxta-glacial deposits, eskers or disintegration moraines, are most likely to limit seedling establishment and subsequent forest development, thus generating an open forest. Indeed, fast drainage accentuated by a slope or coarse material could make the mineral soil particularly exposed after fire, causing high seedling mortality at the start of the regeneration period (Greene et al. 2004). Interactions of a high proportion of dry deposits within a dry region (such as region A, which combines a high proportion of DRY deposits, mean annual precipitation <800 mm with a short fire cycle), could create extreme fire-weather conditions for fuels to dry and increase their flammability regardless of the type of deposit (Mansuy et al. 2010). In this situation, even sites with better drainage conditions (mesic or subhydric) may have a forest recovery pattern similar to the driest deposits, leading to a high probability of maintaining or creating open forest conditions over time (Fig. 3.6; Appendix 3.2). However, even in region C (which is more humid and has a very long fire cycle), control of forest recovery by the inherent characteristics of the driest deposits rather than regional top-down processes is still detectable. Conversely, fast and dense forest regeneration is observed on subhydric deposits only in region C, which is characterized by a long fire cycle (>500 years), making region C the best situation for closed-crown forest recovery in our study area. Consistent with other studies, organic deposits in our study area led in most cases to unproductive low wetland environments (peatlands) that remain stable over time (Appendix 3.2).

Regional climate conditions also influence the speed of forest recovery as well as cover density. Our analyses clearly show that the transition period from the burnt stage to the

regenerated one is slowed during the driest years compared with the "normal" years, whatever the deposit or the region considered. This suggests that the rate of forest development is influenced by climatic and soil moisture conditions during this initial stage after fire. A drought involving low water retention in the deep compact organic layers the first 3-5 years after fire could be critical for black spruce survival (Moss and Hermanutz 2009; Johnstone et al. 2010). In addition, if spruce fail to re-establish during this time span after fire, lichen expansion is likely to reduce spruce extension and growth (Sirois and Payette 1989; Hébert et al. 2006). Therefore, in the first 3-5 years post fire the Canadian Drought Code seems to be a good indicator of potential forest recovery since it allows us to describe the critical parameters for the survival of spruce after fire such as the moisture of deep organic layers and the hydric stress depth (Girardin et al. 2004; Turner 1972). In addition, cover density seems particularly responsive to the regional variation in precipitation and temperature, as is usually the case in the boreal forest (Girard and Payette 2011; Greene et al. 1999). As shown in Table 3.5, an increase in the growing season precipitation and temperature is likely to regenerate a dense stand rather than a sparse one. That is why we observe better regeneration in region C compared with region A, which are climatically distinct. The potential for regeneration after fire is, of course, also under the control of intrinsic characteristics of the vegetation before fire, such as the density and age of trees as well as the seedbank in cones (Greene et al. 1999). However, due to a lack of information on the pre-disturbance stand conditions, the influence of these factors has not been tested here. In this regard, a comparison of our results with a study conducted at the stand level in the same area suggests similar effects of SDD and climate on tree recruitment 10 to 30 years after fire (R. Van Bogaert et al. submitted). Similarly, we did not include past fire severity in the analysis because we did not have this information.

3.6.2 Current regional postfire recovery

Although species such as jack pine and black spruce are well adapted to fire, the absence or decrease in postfire regeneration in the boreal forests of Quebec has been observed with the extension of the open spruce-lichen woodlands toward the south over the last 50 years (Payette et al. 2008; Girard et al. 2009). Our data do not allow us to draw

conclusions about the transition from a closed forest to an open forest cover (or the decrease in the density of trees compared with the prefire stands). Indeed, it is difficult to compare a 67-year-old recent portion of the landscape, where most of the fires occurred over the last 20 years, with an old forested portion of the landscape where the date of the last fire remains unknown. Meanwhile, we first notice that the regional pattern predicted using the best model is somewhat similar to that of the old landscape (Fig. 3.6) Thus, the high probability of having sparse forest in region A as well as the overall canopy recovery could therefore be linked at least partly to the prefire stand composition associated with regional physico-climatic processes rather than drastic recent changes in the successional pathways. It is also possible that this phenomenon is increasing (i.e., transition from a closed crown forest to an open forest), as there is a higher proportion of open forest in the recent landscape than in the old one. To support this idea, several studies have already demonstrated the recent impacts of climate change on boreal forests (; Thompson et al. 2009; Bergeron et al. 2010; Johnstone et al. 2010). Recent studies suggest that seedlings will be more susceptible to episodic soil drying and less competitive for belowground resources in future climates in the boreal region (Angert et al. 2005; Way and Sage 2008; Moss and Hermanutz 2009). This may be particularly true for black spruce, which is more vulnerable to prolonged and repeated drought than jack pine (Sirois 1993). Therefore, the opening of the landscape on the driest sites may be accompanied by a replacement of black spruce by jack pine (Le Goff and Sirois 2004). On the other hand, global changes will not only influence the fire regime in terms of fire but also influence soil moisture regime thereby affecting long-term water tables (Yi et al. 2009). Whereas some characteristics of deposits, such as composition and elevation, are stable over time, other attributes such as drainage and water table are responsive to climate change and will certainly influence future forest establishment.

Another major natural disturbance not addressed in this paper may interfere with the successional processes and possibly compromise the re-establishment of the closed crown-forest within our study area. A recent spruce budworm outbreak has been detected along a corridor (70-72°W and 49-52°N; Girard and Payette 2011). Although the preferred host of the spruce budworm is balsam fir, recent studies have shown a large decrease in growth and survival following defoliation of black spruce in the boreal forest

of eastern Canada (Simard and Payette 2005). Hennigar and MacLean (2010) have shown that recent warming episodes might accelerate the seasonal development of outbreaks and might also cause catastrophic loss in growth.

3.7 Conclusion

The dynamics of change in the boreal forest vary tremendously in time and space, which makes generalizations or predictions difficult to make (Chapin et al. 2010). Nevertheless, this study helps us to better understand the complex interactions between surficial deposits and forest mosaics. The combined effects of deposits, climate and regional fire cycle appear to effectively control the rate of succession as well as forest density. Similarly to Mansuy et al. (2010), we have shown that their joint effects can somehow be synergistic when a high proportion of dry-coarse deposits accentuates the ambient drought within a region characterized by a short fire frequency. In this case, forest recovery is likely to be slow and maintain an open cover over time. Conversely, fast and dense forest recovery is most likely on subhydric deposits within the southern region characterized by a long fire cycle (>500 years). The scope of this study (190 000 km²) provides substantial information for forecasting future vegetation mosaic on a regional scale in the boreal forest. In addition, because fire-prone regions in which the drying factors are already additive are more susceptible to undergoing higher fire activities in the future (Wotton et al. 2010), policy-makers should anticipate forest recovery in response to fire regime changes. With the expected global changes, new perspectives are needed to explore the interactions between fire-weather patterns, soil moisture regimes, and vegetation recovery dynamics.

Acknowledgements

This research was made possible thanks to the financial and in-kind support provided by the ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). We acknowledge the important contribution of the MRNFQ, from whom most of the data was obtained; without their contribution this study would not have been conducted. We thank Julie Fortin (Direction de l'environnement et de la protection des forêts) for providing the provincial fire data and Antoine Leboeuf (Service de l'acquisition de

l'information forestière) for providing the surficial deposit data. We also thank Pamela Cheers for editing the manuscript and Alix Rive and François Girard for their useful comments. We are most grateful to the Université du Québec à Montréal and the Canadian Forest Service for their logistical support. We also thank NSERC Strategic Grants, FQRNT Fonds Forestier and UQAM (Bourse d'excellence) for their financial support.

3.8 References

- Agresti, A. 2002. An introduction to categorical analysis. Wiley Intersciences, Wiley in probabilities and statistics, New York.
- Angert, A., Biraud, S., Bonfils, C., Henning, C.C., Buermann, W., Pinzon, J., Tucker, C.J., and Fung, I. 2005. Drier summers cancel out the CO₂ uptake enhancement induced by warmer springs. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **102**(31): 10823-10827.
- Asselin, H., Belleau, A., and Bergeron, Y. 2006. Factors responsible for the co-occurrence of forested and unforested rock outcrops in the boreal forest. *Landsc. Ecol.* **21**(2): 271-280.
- Bergeron, Y., Cyr, D., Girardin, M.P., and Carcaillet, C. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *Int. J. Wildland Fire* **19**(8): 1127-1139.
- Black, R.A., and Bliss, L.C. 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill) BSP, at tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. *Ecol. Monogr.* **50**(3): 331-354.
- Burnham, K.P., and Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, 2nd ed. Springer-Verlag.
- Chapin III, F.S., McGuire, A.D., Ruess, R.W., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., Johnstone, J.F., Kasischke, E.S., Euskirchen, E.S., Jones, J.B., Jorgenson, M.T., Kielland, K., Kofinas, G.P., Turetsky, M.R., Yarie, J., Lloyd, A.H., and Taylor, D.L. 2010. Resilience of Alaska's boreal forest to climatic change. *Can. J. For. Res.* **40**(7): 1360-1370.
- Cyr, D., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2007. Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. *Landsc. Ecol.* **22**(9): 1325-1339.

- Fullerton D.S., Bush, C.A., and Pennell, J.N. 2003. Map of surficial deposits and materials in the eastern and central United States (East of 102° West Longitude). US Department of the Interior and US Geological Survey, Washington, DC.
- Girard, F., and Payette, S. 2011. Dendroecological analysis of black spruce in lichen-spruce woodland of the closed-crown forest in eastern Canada. *Ecoscience* **18**(3): 1-16
- Girard, F., Payette, S., and Gagnon, R. 2008. Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *J. Biogeogr.* **35**(3): 529-537.
- Girard, F., Payette, S., and Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecol. Biogeogr.* **18**(3): 291-303.
- Girardin, M.P., Ali, A.A., and Hély, C. 2010. Wildfires in boreal ecosystems: past, present and some emerging trends. *Int. J. Wildland Fire* **19**(8): 991-995.
- Girardin, M.P., Tardif, J., Flannigan, M.D., Wotton, B.M., and Bergeron, Y. 2004. Trends and periodicities in the Canadian Drought Code and their relationships with atmospheric circulation for the southern Canadian boreal forest. *Can. J. For. Res.* **34**(1): 103-119.
- Greene, D.F., Noël, J., Bergeron, Y., Rousseau, M., and Gauthier, S. 2004. Recruitment of *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* across a burn severity gradient following wildfire in the southern boreal forest of Quebec. *Can. J. For. Res.* **34**(9): 1845-1857.
- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., and Simard, M.-J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Can. J. For. Res.* **29**(6): 824-839.
- Hamrick, J.L. 2004. Response of forest trees to global environmental changes. *For. Ecol. Manag.* **197**(1-3): 323-335.

- Hébert, F., Boucher, J.-F., Bernier, P.Y., and Lord, D. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. *For. Ecol. Manag.* **223**(1-3): 226-236.
- Heinselman, M.L. 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of the northern ecosystems. Fire regimes and ecosystem properties, USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26.
- Hennigar, C.R., and MacLean, D.A. 2010. Spruce budworm and management effects on forest and wood product carbon for an intensively managed forest. *Can. J. For. Res.* **40**(9):1736–1750
- Hosmer, D.W., and Lemeshow, L.S. 1989. Applied logistic regression. John Wiley and Sons.
- Jalkanen, A., and Mattila, U. 2000. Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. *For. Ecol. Manag.* **135**(1-3): 315-330.
- Jasinski, P., and Payette, S. 2005. The creation of alternative stable states in the southeastern boreal forest, Québec, Canada. *Ecol. Monogr.* **75**(4): 561–583.
- Johnson, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnson E.A., and Gutsell S.L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research* **25**, 239–287.
- Johnstone, J.F., Chapin III, F.S., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., Romanovsky, V., and Turetsky, M. 2010. Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* **40**(7): 1302-1312.
- Kang, S., Kimball, J.S., and Running, S.W. 2006. Simulating effects of fire disturbance and climate change on boreal forest productivity and evapotranspiration. *Sci. Total Environ.* **362**(1-3): 85-102.

- Lecomte, N., and Bergeron, Y. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Can. J. For. Res.* **35**(8): 1984-1995.
- Le Goff, H., and Sirois, L. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.* **34**(12): 2399-2409.
- Létourneau, J.P., Bard A., and Lambert, J. 2009. Normes de cartographie écoforestière: troisième inventaire écoforestière. (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, QC.
- Létourneau, J.P., Matejek, S., Morneau, C., Robitaille, A., Roméo, T., Brunelle, J., and Leboeuf, A. 2008. Normes de cartographie écoforestière du Programme d'inventaire écoforestier nordique. (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, QC.
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A., and Bergeron, Y. 2010. The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *Int. J. Wildland Fire* **19**(8): 1083-1098.
- Mazerolle, M.J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphib. Reptilia.* **27**: 169-180.
- Moss, M., and Hermanutz, L. 2009. Postfire seedling recruitment at the southern limit of lichen woodland. *Can. J. For. Res.* **39**(12): 2299-2306.
- MRNF. 2000. Limite nordique des forêts attribuables. Ministère des Ressources naturelles, Rapport final du comité. (Québec) Available at <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/partie1.pdf>
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In 'A System Analysis of the Global Boreal Forest'. *Edited by* HH Shugart, R Leemans, GB Bonan. Cambridge University Press, New York. pp. 144-169.

- Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A., and Simard, M. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Can. J. For. Res.* **30**(2): 288-305.
- Payette, S., Filion, L., and Delwaide, A. 2008. Spatially explicit fire-climate history of the boreal forest-tundra (Eastern Canada) over the last 2000 years. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* **363**(1501): 2301-2316.
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing. Available at <http://www.R-project.org>.
- Régnière, J., and St-Amant, R. 2007. Stochastic simulation of daily air temperature and precipitation from monthly normals in North America north of Mexico. *Int. J. Biometeorol.* **51**(5): 415-430.
- Robitaille, A., and Allard, M. 2007. Guide pratique d'identification des dépôts de surface au Québec. 2^e éd. Les Publications du Québec, Québec, QC.
- Robitaille, A., and Saucier, J.P. 1996. Land district, ecophysiographic units and areas: The landscape mapping of the Ministère des Ressources naturelles du Québec. *Environ. Monit. Assess.* **39**: 127-148.
- Robitaille, A., and Saucier, J.P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, QC.
- Rowe, J.S., and Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.* **3**(3): 444-464.
- Simard, M., and Payette, S. 2005. Reduction of black spruce seed bank by spruce budworm infestation compromises postfire stand regeneration. *Can. J. For. Res.* **35**(7): 1686-1696.
- Sirois, L. 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *J. Veg. Sci.* **4**: 795-802.

- Sirois, L., and Payette, S. 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.* **19**(12): 1571-1580.
- Taylor, A.R., and Chen, H.Y.H. 2011. Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography* **34**: 208-219.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., and Mosseler, A. 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43.
- Turner, J.A. 1972. The Drought Code component of the Canadian Forest Fire Behavior System: Dept. of the Environment, Canadian Forestry Service, Information Canada, Ottawa.
- Van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian forest fire weather index system. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute, Forestry Technical Report No. 35. (Chalk River, ON).
- Way, D.A., and Sage, R.F. 2008. Elevated growth temperatures reduce the carbon gain of black spruce [*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.]. *Global Change Biol.* **14**(3): 624-636.
- Wotton, B.M., Nock, C.A., and Flannigan, M.D. 2010. Forest fire occurrence and climate change in Canada. *Int. J. Wildland Fire* **19**(3): 253-271.
- Yi, S., McGuire, A.D., Harden, J., Kasischke, E., Manies, K., Hinzman, L., Liljedahl, A., Randerson, J., Liu, H., Romanovsky, V., Marchenko, S., and Kim, Y. 2009. Interactions between soil thermal and hydrological dynamics in the response of Alaska ecosystems to fire disturbance. *J. Geophys. Res.* **114**(G2): G02015.

Figure 3. 1 Location of the study area with the main bioclimatic domains in the province of Quebec. The enlarged square refers to the study area subdivided into three regions, A, B and C, based on the mean fire cycle (from the burn rate estimated between 1940 and 2006 in Mansuy et al. 2010). The orange polygons represent the area burned between 1940 and 2006.

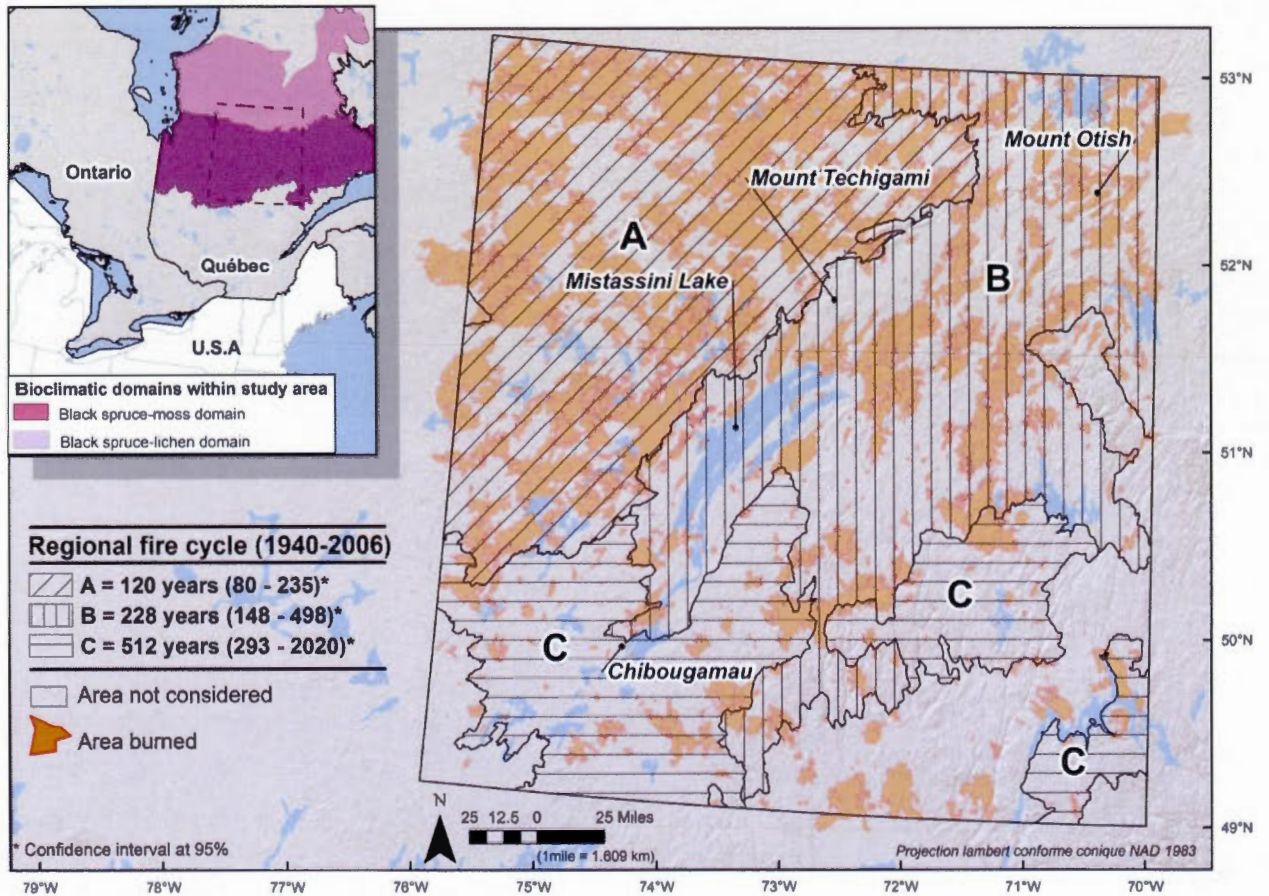


Figure 3.2 Examples of the four successional stages used as an indicator of forest recovery. 1-burnt, 2-regenerated, 3-young dense and 4-young sparse. This paper aims to estimate the time required to shift from one state to another and the role of the surficial deposits in this succession (photo credits: 1 and 2, François Girard; 3 and 4, MRNFQ).



Figure 3.3 Annual Canadian Drought Code (monthly maximum of the year) computed with BioSIM 10 (Régnière and St-Amant 2007). The years 1945, 1952, 1953, 1957, 1961, 1962, 1963, 1967, 1981, 1982, 1987, 1988, 1989, 1995, 2002, 2005 and 2006 above the the threshold of 240 (mean+one SD) were considered particularly dry (see details in the text).

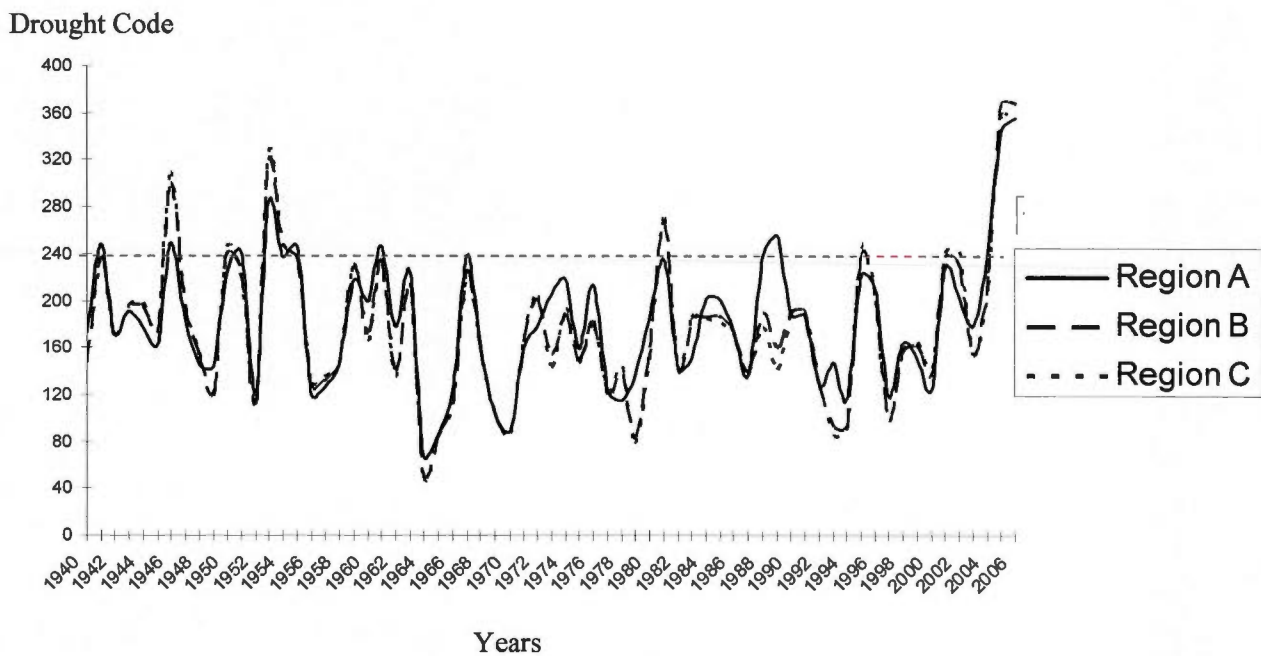


Figure 3. 4 Percentage of the study area burned by decade from each region.
 One decade represents 10 years of collected data (1940 to 1949, etc.) except for 2000 which represents only 7 years (from 2000 to 2006). 74% of the total area burned occurred since 1980 when 45% occurred in region A.

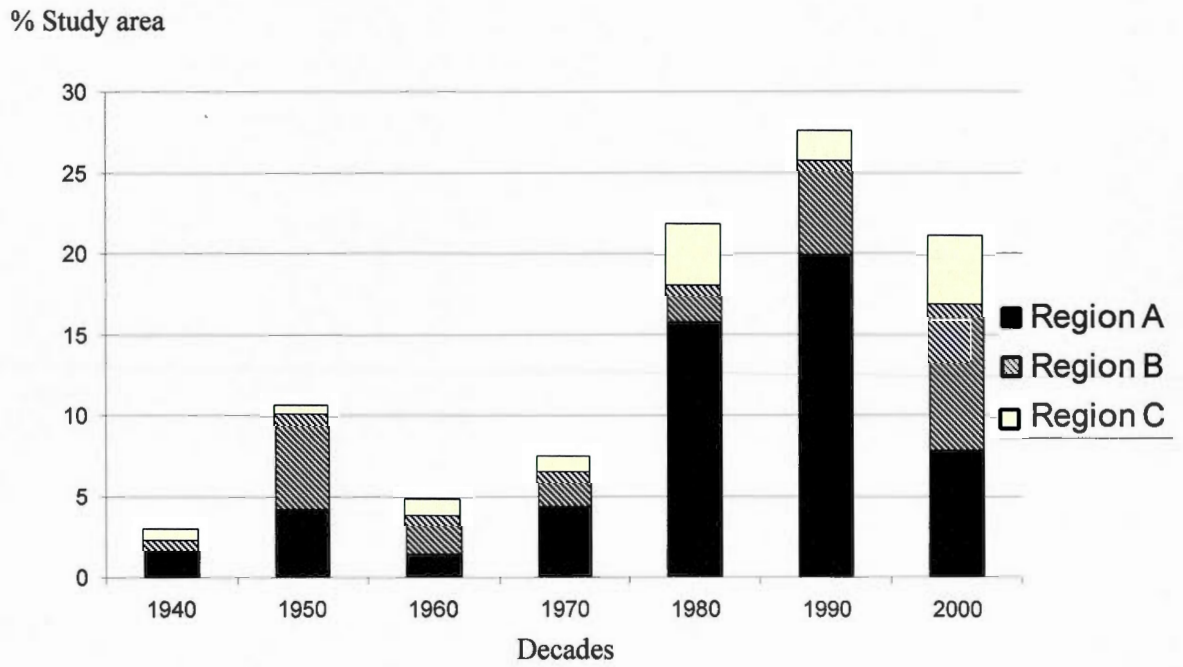


Figure 3. 5 The predicted transition probability values for the three successional stages (we summed the SPARSE and the DENSE stages) over mean time since fire for: (a) the whole study area; (b) the driest (DRY) deposits in region A; (c) the subhydryc deposits (SUB) in region A; (d) the driest deposits in region C and (e) on the subhydryc deposits in region C. Solid lines describe all the years and dotted lines describe only the 'dry' years (annual DC >240) when the data permit (Fig. 3.3).

Probabilities

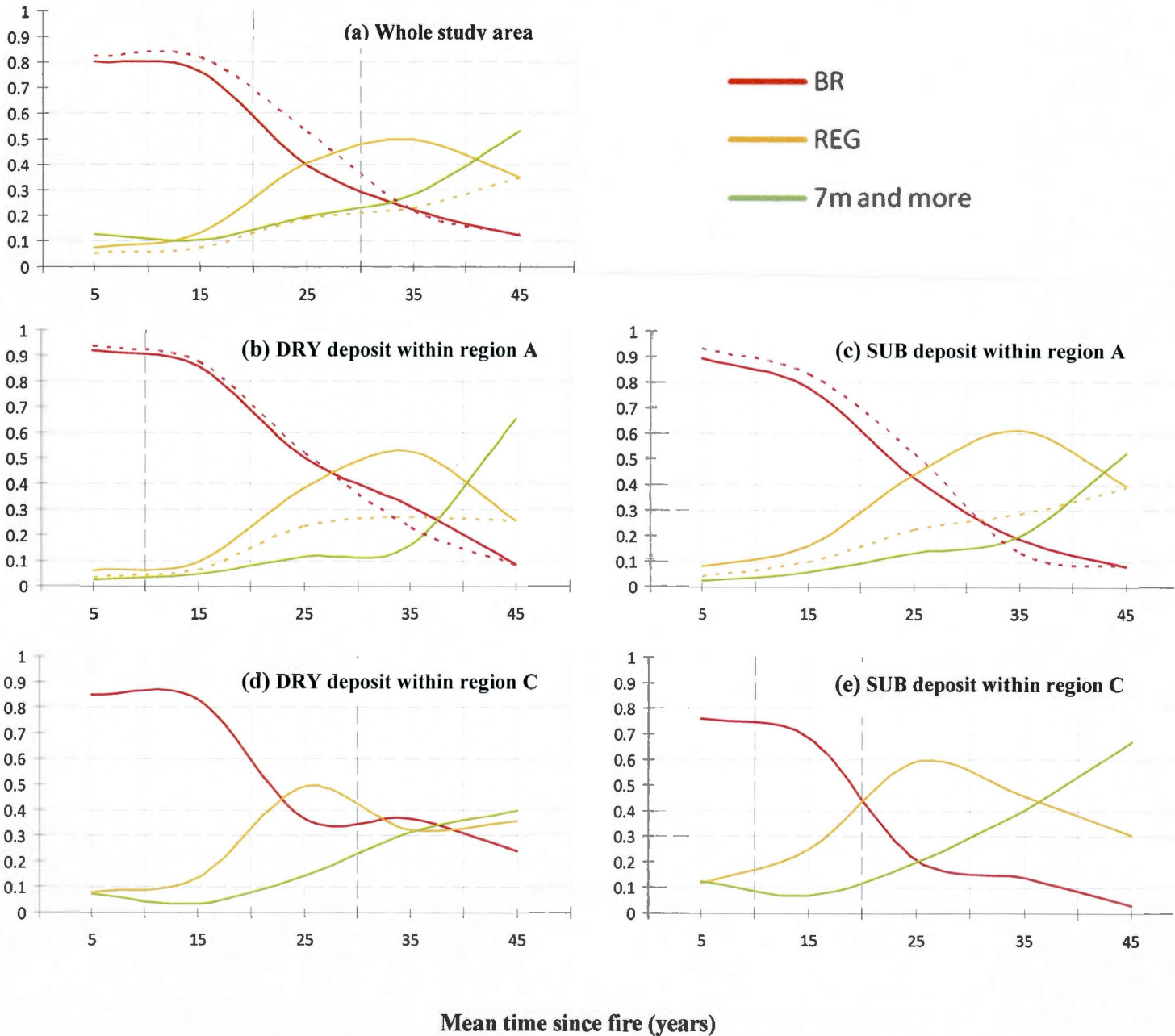


Figure 3. 6 a) Predicted proportion of dense vs. sparse forest 45 years after fire, for each deposit by region. b) Observed proportion of dense forest vs. sparse 45 years after fire, for each deposit by region in the landscape burned before 1940. The black dotted line shows the mean proportion of dense forest for each region (ORG deposit not included). The black dashed line shows the mean proportion of dense forest for each region during the driest years (ORG deposit not included; available only in Fig. 3.6a).

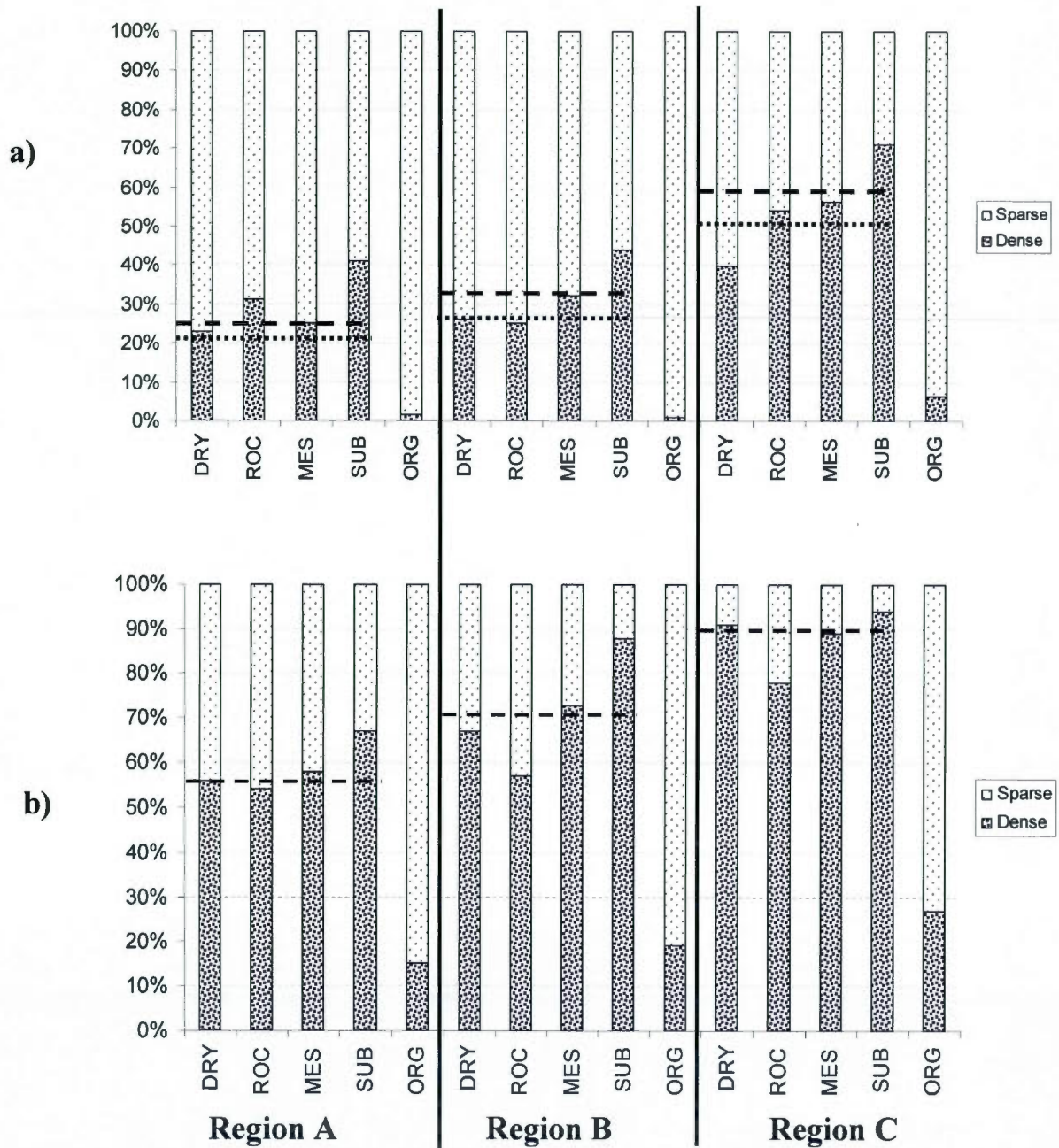


Table 3. 1 Classification of the surficial deposit-drainage (SDD) combinations based on their mean fire cycle and their texture, stoniness, thickness, morphology, drainage, and associated soil drying potential (modified from Mansuy et al. 2010)

Dominant deposits	Fire cycle ¹ (Years; CI-95%)	Texture ²	Stoniness ³	Thickness ⁴	Morphology ⁵	Drainage ⁶	Drying Potential ⁷	Area ⁸ %	Codes ⁹
Juxta-glacial and disintegration moraine	144 (96-288)	Sa	GPB	≈1 m	knob-and-kettle	M	++++	3	DRY
Ablation till > 1 m and rogen moraine	146 (100-273)	SaSi	GB	1-5 m	hummocky	X	+++	7.1	DRY
Juxta-glacial and disintegration moraine	157 (190-282)	Sa	GPB	≈1 m	knob-and-kettle	X	+++++	11.3	DRY
Outwash	173 (118-327)	SaSi	G	≈1 m	relatively flat	X	+	2.7	DRY
Bedrock < 25 cm	171 (116-323)	Null/ SaSiC	Rock	0.25 m	steep-sided / concave	X	++ or -	3.2	ROC
Undifferentiated till > 1 m	178 (123-322)	SaSiC	SPGB	5-1 m	wavy	M	--	45.7	MES
Undifferentiated till between 25 cm and 1 m	213 (150-368)	SaSiC	SPG	0.25-1 m	wavy	M	-	11.3	SUB
Undifferentiated till > 1 m	246 (168-460)	SaSiC	SPGB	5-1 m	wavy	L	---	1.1	SUB
Undifferentiated till > 1 m	290 (230-510)	SaSiC	SPGB	5-1 m	wavy	H	----	3.9	SUB
Undifferentiated till between 25 cm and 1m	425 (269-1017)	SaSiC	SPG	0.25-1 m	wavy	X	-	2.4	SUB
Organic > 40 cm	279 (184-568)	Organic	null	1-2 m	wavy	H	-----	8.3	ORG

¹Fire cycle given with confidence interval 95% for the period 1940-2006 from Mansuy et al. (2010).

²Texture is defined in terms of the size distribution of primary particles <2 mm. From the smallest to largest particles: C=Clay (0.25-40 μ), Si=Silt (40-63 μ) and Sa=Sand (63-2000 μ). The sequence of letters in the column indicates the importance of each element in the combination.

³Stoniness is defined in terms of the size of the particles >2 mm. From the smallest to the largest particles: G=Gravel (2-5 mm), P= Pebble (75-250 mm), S=Stone (25-600 mm) and B=Boulder (>600 mm)

⁴The average thickness in meters of the deposit from the bedrock

⁵The morphology is the general shape of the deposit observed in the field.

⁶Drainage classes: X=xeric; M=mesic; H=hydric; L=lateral.

⁷Drying potential refers to the speed at which water drains from the soil and the potential availability of surface water for fuel types. A high drying potential is indicated by (+) while a low drying potential is represented by (-).

⁸% area estimated with the 6133 sampled points

⁹Code summarizes the quality of the stoniness and the texture: DRY=dry because very sandy and very coarse, ROC=rock, MES=mesic, SUB=subhydric and ORG=organic.

Table 3. 2 Types and descriptions of the explanatory variables used in the analyses

Variables (abbreviation)	Types	Description	Scale	Sources
Physical				
Surficial deposit-drainage (SDD)	Class	Five surficial deposit-drainage combinations	See Table 2.2	Mansuy et al. (2010)
Slope (SLOPE)	Continuous	Mean slope (%) at the landscape unit scale	2% to 15%	Robitaille and Saucier (1998)
Altitude (ALT)	Continuous	Mean altitude (m) at the landscape unit scale	353 to 800 m	Robitaille and Saucier (1998)
Geographic				
Region (REG)	Class	3 regions based on mean fire cycle	A, B, C (Fig. 1.2)	Mansuy et al. (2010)
Climatic				
Degree-days (DD)	Continuous	Annual growing degree-day summation over 5°C	894 to 1342°C	BioSIM 10
Growing season ¹ precipitation (GSP)	Continuous	Total precipitation (mm) during growing season	352 to 497 mm	BioSIM 10
Growing season temperature (GST)	Continuous	Mean temperature (°C) during growing season	13.4 to 15.8°C	BioSIM 10
Temperature mean (TM)	Continuous	Annual mean temperature (°C)	-3.7 to 0.8°C	BioSIM 10
Canadian Drought Code ² (DC)	Class	The years with DC >240 (mean+SD) were considered particularly dry	Dry or normal years (Fig. 3.2)	BioSIM 10
Temporal				
Time since fire (TSF)	Continuous	Time since last fire	1 to 67 years	Mansuy et al. (2010)

¹Growing season is defined as the period between 3 consecutive days without frost ($T_{min} > 0$) and 3 consecutive days with frost ($T_{min} < 0$). ²The driest years recorded with BioSIM 10 (Régnière and St-Amant 2007) are 1945, 1952, 1953, 1957, 1961, 1962, 1963, 1967, 1981, 1982, 1987, 1988, 1989, 1995, 2002, 2005 and 2006 (Fig. 3.2).

Table 3. 3 Description and model selection based on Akaike's Information Criterion (AIC)

Candidate models	Names	Parameters ²	AICc	Δ_i^3	W_i
REPNSE ¹ ~ REG*SDD+TDF+DD+GSP+TM+GST+SLOPE+ALT+DC	Mod11	72	8836.84	0	1
REPNSE ~ REG+SDD+TDF+DD+GSP+TM+GST+SLOPE+ALT+DC	Mod10	48	8849.02	12.17	0
REPNSE ~ REG+SDD+TDF+DD+GSP+TM+GST+SLOPE+ALT	Mod9	45	9109.74	272.90	0
REPNSE ~ DD+GSP+TM+GST+DC	Mod8	21	12725.61	3888.77	0
REPNSE ~ DC	Mod7	6	13268.74	4431.90	0
REPNSE ~ REG*SDD	Mod6	45	12195.00	3358.16	0
REPNSE ~ SDD	Mod5	15	12307.82	3470.97	0
REPNSE ~ SDD+SLOPE+ALT	Mod4	21	12209.53	3372.68	0
REPNSE ~ REG	Mod3	9	13493.62	4656.78	0
REPNSE ~ TSF	Mod2	6	11701.57	2864.73	0
REPNSE ~ 1	Mod1	3	13571.45	4734.60	0

Models are ranked based on their AICc scores where the smallest AICc represents the best model. ¹RESPONSE refers to the four successional stages as explained in the text. Abbreviations are explained in Table 3.2. *Means an interaction between the variables REG and SDD.

²Parameters refers to the number of estimated parameters for a given model.

³Delta AICc (Δ_i) is the difference in AICc scores between the best model and another competing model from the same set of candidate models. $\Delta_i \leq 2$ as substantial evidence in support of a model. Mod11=0 and an Akaike weights $W_i=1$ is interpreted as meaning that model Mod11 has a 100% probability of being the best model among the set of candidate models, given the data (Burnham and Anderson 2002).

Table 3. 4 Summary of the logistic regression (variables significant at $p < 0.05$)

Variables	DF	Wald	
		Chi-Square	Pr > ChiSq
TSF	3	1370.06	<.0001
SDD	12	651.95	<.0001
DC	3	247.75	<.0001
GSP	3	102.80	<.0001
ALT	3	79.96	<.0001
REG*SDD	24	53.13	0.0006
TM	3	43.18	<.0001
DD	3	34.61	<.0001
GST	3	27.10	<.0001
SLOPE	3	23.20	<.0001
REG	6	12.78	0.0465

Abbreviations are explained in Table 3.2
 Based on the Wald test, the table shows the significance for each variable included in the best model (Mod11) individually (Table 3.3). *Means an interaction between the variables REG and SDD.

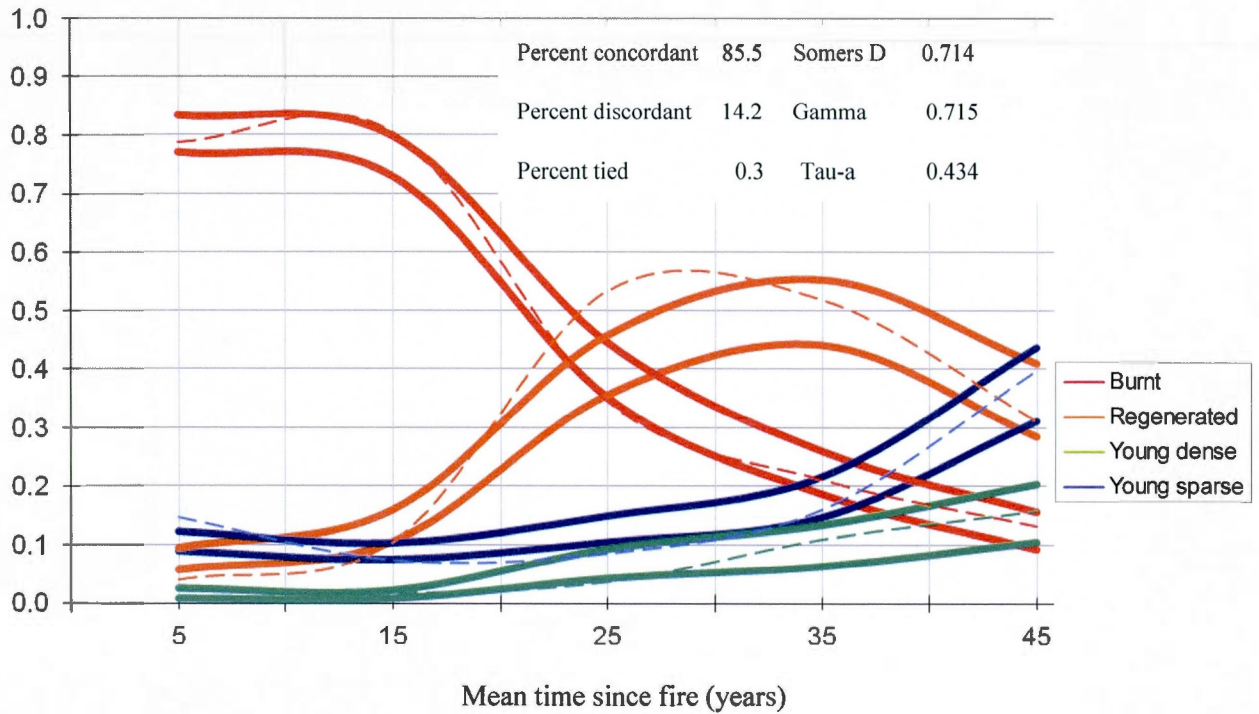
Table 3. 5 Odds ratio of the continuous variables for the young dense state compared with the young sparse one (variables significant at $p < 0.05$)

Variables	Response	DF	Estimate	Standard error	Wald Chi-Square	Pr > ChiSq	Odds ratio ¹
							exp(Estimate)
ALT	DENSE/SPARSE	1	-0.008	0.002	16.361	<.0001	0.992
SLOPE	DENSE/SPARSE	1	0.126	0.046	7.407	0.007	1.134
TM	DENSE/SPARSE	1	1.449	0.566	6.550	0.011	4.258
GST	DENSE/SPARSE	1	-0.017	0.007	5.524	0.019	0.983
GSP	DENSE/SPARSE	1	3.378	1.075	9.877	0.002	29.303
DD	DENSE/SPARSE	1	-0.025	0.010	6.015	0.014	0.975

¹the Exp(estimate) value corresponds to the odds ratio for a unit increase of the corresponding variable (the odds ratio is equal to the odds raised to the power of the increment of interest). Odds ratios greater than 1 mean that the event is more relatively likely to occur than not for one group as opposed to another. Abbreviations are explained in Table 3.2

Appendix 3. 1 Proportion of the four successional stages observed throughout the study area (dotted line) versus the 95% confidence interval of the predicted probability (solid line) computed with the best logistic model (Mod11). The association of predicted probabilities and observed responses table contains four measurements for assessing the predictive ability of our model. With 85.5% concordant and Somers D = 0.714, our model is highly predictive. Somer's D index is used to determine the strength and direction of relationships between pairs of observed/predicted variables. Its values range from -1.0 (all pairs disagree) to 1.0 (all pairs agree). The Gamma and Tau-a test are a variant of Somer's D index (Agresti 2002).

Probabilities



Appendix 3. 2 The predicted transition probability values for the four successional stages over mean time since fire for each type of deposit (SDD) within the three regions for all years. The driest deposits characterized by a short fire cycle DRY, ROC and MES, have a tendency to slow down the succession (longer time to move from one stage to another) and are more likely to reach the sparse young state. The SUB deposits stand out clearly from the latter since it is the only deposit to support young dense forest 45 years after fire but only in regions B and C. As suggested in Fig. 6. , the ORG deposits lead to a sparse forest in all cases.

SDD	Time since fire (years)	Region A				Region B				Region C			
		BR	RE	YD	YS	BR	RE	YD	YS	BR	RE	YD	YS
DRY	5	0.94	0.04	0.00	0.02	0.85	0.11	0.01	0.04	0.82	0.09	0.03	0.05
	15	0.89	0.07	0.01	0.03	0.78	0.19	0.01	0.02	0.81	0.16	0.02	0.02
	25	0.57	0.32	0.06	0.05	0.40	0.47	0.03	0.10	0.33	0.44	0.09	0.14
	35	0.37	0.48	0.07	0.08	0.12	0.75	0.05	0.08	0.35	0.34	0.12	0.20
	45	0.12	0.28	0.15	0.45	0.18	0.43	0.09	0.30	0.22	0.32	0.17	0.28
ROC	5	0.83	0.11	0.01	0.04	0.88	0.04	0.04	0.04	0.63	0.12	0.07	0.18
	15	0.64	0.19	0.04	0.13	0.64	0.27	0.07	0.02	0.79	0.13	0.04	0.04
	25	0.34	0.43	0.11	0.12	n.d	n.d	n.d	n.d	0.17	0.35	0.20	0.29
	35	0.16	0.56	0.14	0.15	0.09	0.46	0.36	0.09	0.02	0.42	0.21	0.35
	45	0.04	0.25	0.19	0.52	0.10	0.16	0.36	0.38	0.00	0.13	0.41	0.45
MES	5	0.91	0.06	0.01	0.02	0.87	0.09	0.01	0.03	0.83	0.09	0.03	0.06
	15	0.84	0.11	0.02	0.03	0.75	0.22	0.01	0.02	0.80	0.17	0.01	0.02
	25	0.52	0.36	0.07	0.05	0.24	0.60	0.04	0.11	0.26	0.55	0.06	0.13
	35	0.29	0.52	0.11	0.08	0.14	0.72	0.05	0.09	0.31	0.47	0.07	0.15
	45	0.08	0.30	0.18	0.44	0.15	0.43	0.12	0.30	0.19	0.38	0.20	0.23
SUB	5	0.88	0.09	0.01	0.02	0.83	0.08	0.05	0.04	0.78	0.12	0.08	0.02
	15	0.76	0.17	0.02	0.05	0.61	0.30	0.07	0.02	0.69	0.26	0.04	0.01
	25	0.41	0.46	0.07	0.06	0.20	0.54	0.16	0.09	0.23	0.57	0.14	0.05
	35	0.18	0.64	0.11	0.07	0.13	0.59	0.22	0.06	0.16	0.50	0.26	0.08
	45	0.07	0.39	0.16	0.38	0.15	0.23	0.37	0.25	0.04	0.33	0.52	0.11
ORG	5	0.29	0.04	0.01	0.66	0.07	0.01	0.00	0.92	0.16	0.02	0.01	0.81
	15	0.17	0.10	0.02	0.71	0.09	0.02	0.00	0.88	0.20	0.05	0.01	0.74
	25	0.07	0.11	0.03	0.79	0.00	0.01	0.00	0.99	0.02	0.04	0.01	0.93
	35	0.02	0.14	0.05	0.79	0.01	0.02	0.00	0.98	0.05	0.03	0.01	0.91
	45	0.00	0.02	0.03	0.95	0.00	0.00	0.00	0.99	0.00	0.01	0.02	0.96

	likely to be in the burnt (BR) state than all other states for each time step.
	likely to be in the regenerated (RE) state than all other states for each time step.
	likely to be in the young dense (YD) state than all other states for each time step.
	likely to be in the young sparse (YS) state than all other states for each time step.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Une meilleure connaissance du régime des feux

Depuis trois décennies, une amélioration significative des connaissances a permis une meilleure compréhension des mécanismes qui engendrent la variabilité spatiale du régime des feux dans les forêts boréales du monde. Ces améliorations ont été rendues possibles grâce à des techniques telles que l'analyse des cicatrices de feu, la dendrochronologie, l'analyse de photos aériennes ou des images satellites, le tout intégré dans des systèmes d'informations géographiques ou dans des outils de modélisation spatiale de plus en plus performants. Ces analyses spatiales multi-échelles ont dans la plupart des cas, identifiés des combinaisons de facteurs « top-down » et « bottom-up » comme responsables des variations régionales du régime de feu (Heyerdhal et al. 2001; Hellberg et al. 2004; Cyr et al. 2007; Hély et al. 2010). La reconstruction de l'historique des feux passés, grâce à l'étude des macro-restes provenant des dépôts sédimentaires des lacs, a quant à elle permis de mesurer l'impact du climat sur les variations temporelles de la fréquence des feux (Bradshaw et al. 2010; Carcaillet et al. 2010; Higuera et al. 2010). Cette thèse s'inscrit donc dans cette lignée d'études qui s'interrogent sur la complexité des processus écologiques qui agissent à différentes échelles et qui contrôle l'hétérogénéité spatiale du régime de feu. Les nouvelles connaissances acquises ont permis de mieux décrire les processus écologiques qui affectent le régime des feux et aussi de mieux comprendre l'influence du régime de feu sur la dynamique de la forêt à l'échelle régionale. En mettant l'accent sur l'effet des dépôts de surface et leur drainage (SDD) sur le potentiel d'assèchement du combustible et en rappelant leur importance dans la physionomie des paysages nordiques, cette thèse a contribué à souligner le rôle peu documenté des SDD dans la variation du régime de feu et sur le rétablissement de la

régime de feu, nos résultats montrent que les SDD, dans certaines conditions, peuvent modérer ou accentuer la fréquence et la taille des feux voir même contraindre leur forme et leur orientation dominante. Toutefois, comme les études précédentes (Wallenius et al. 2004; Lecomte et al. 2006), les résultats n'ont pas permis d'isoler un effet indépendant des SDD sur l'ensemble de ces processus mais bien une combinaison de facteurs climatiques et physiques qui interagissent entre eux et affectent la variation du régime de feu. En effet, cette thèse confirme que les processus écologiques qui déterminent le comportement du feu et finalement le régime de feu sont différents et varient selon l'échelle de temps et d'espace considérée (Parisien et Moritz 2009).

En effet, les SDD peuvent contraindre le comportement du feu à l'échelle du paysage en influençant le combustible et la topographie tel qu'illustré à la figure 2. La topographie, basée sur la roche mère, influence la morphologie des dépôts des surfaces et le drainage qui en retour joue un rôle structurant dans le paysage. C'est pourquoi les SDD peuvent, non seulement, influencer l'ensemble du régime de feu à l'échelle régionale en agissant sur l'établissement de la végétation et du combustible mais aussi par l'intermédiaire de la physionomie du paysage. En outre, parce que cette étude se limite à l'échelle régionale et au régime de feux récent, il est néanmoins difficile de conclure sur l'effet des SDD à l'échelle locale. Cependant, on peut citer l'étude de Belisle et al. (2011) qui ont confirmé nos résultats à l'échelle locale et les travaux récents de Senici et al. (2013) et Genries et al. (2013) qui ont montré que les forêts mésiques étaient historiquement associées à un cycle de feu long alors que les forêts xériques reposant sur un substrat avec une forte proportion de dépôts sableux était associées à un cycle de feu court.

À l'échelle de la province du Québec, l'étendue géographique des analyses a permis de délimiter des régions homogènes en termes de cycle de feu et de formes de feux, mais aussi de climat et de physionomie du paysages (topographie et type de SDD).

Ces nouvelles connaissances pourront certainement compléter le cadre de référence écologique du Québec (MDDEP 2013), de même que de participer à délimiter les futures unités de paysages du Québec vers le nord (Robitaille et Saucier 1998). Alors que le cycle de feu semble être principalement sous contrôle climatique, les résultats du chapitre I suggèrent que les SDD les plus secs conduisent à un cycle de feu plus court que les SDD les plus humides. Toutefois, dans les régions avec un cycle de feu moyen < 150 ans, les cycles de feu des SDD ne se distinguent pas significativement. Ceci suggère que dans ce cas-ci, le régime de feu est fortement contrôlé par un climat régional particulièrement sec. À l'inverse, lorsque le climat devient plus humide et moins propice au feu (région avec un cycle de feu > 300 ans), les SDD peuvent se distinguer significativement. Le chapitre I démontre également que la zone au nord-ouest du Lac Mistassini enregistre le cycle de feu moyen le plus court (120 ans) pour l'ensemble Québec mais aussi pour tout l'est du Canada entre 1940 et 2006 (Stocks et al. 2003). Depuis les années 1980, la même zone connaît un cycle de feu inférieur à 100 ans, ce qui peut avoir des effets sur la capacité de refermeture du couvert forestier après perturbation.

Les résultats du chapitre II suggèrent qu'il existe aussi des zones spatialement homogènes caractérisées par des feux ayant des attributs spatiaux similaires (principalement la taille et l'orientation). Il semblerait que l'orientation "préférentielle" des feux est déterminée par une physionomie particulière du paysage, c'est à dire une orientation similaire des SDD, des cours d'eau et de la topographie. Ce chapitre confirme aussi que des vents dominants parallèles à l'ensemble du paysage peuvent créer les conditions propices à la propagation des incendies de très grandes tailles (Schulte et Mladenoff 2005), et suggèrent que ce phénomène pourrait être amplifié lorsque la physionomie du paysage est aussi parallèle aux vents. À l'inverse, une orientation du paysage perpendiculaire aux vents dominants peut agir comme un coupe-feu naturel et limiter la taille des feux.

Les résultats du chapitre III ont mis en évidence que les forêts des régions avec un climat sec, un cycle de feu court et une proportion élevée de SDD secs ont tendance à se rétablir plus lentement et avec un couvert forestier moins dense que les forêts dans les régions humides avec un cycle de feu long et une faible proportion de SDD secs. De plus, il apparaît que les années particulièrement sèches pourraient ralentir les étapes de succession après feu et favoriser ainsi l'établissement de forêts ouvertes.

Implications pour la lutte contre les incendies de forêt

Une meilleure connaissance du régime de feu représente un outil précieux pour la gestion des incendies de forêt. Alors qu'il est difficile de réduire le nombre de départ de feu naturel, il serait possible de réduire les superficies brûlées par un contrôle adéquat et proactif du combustible (Hirsch et al. 2001). Toutefois, nos résultats peuvent suggérer que ce type de traitement est peu susceptible d'être efficace dans les zones où les cycles de feu sont courts (< 150 ans) et ne se distinguent pas par type de SDD. En outre, la mise en commun des connaissances sur les facteurs de la variabilité du régime de feu (Chapitres I et II) peut s'avérer utile pour le combattant du feu *a priori* et *a posteriori* le départ du feu. Une cartographie du risque de feu basée sur les facteurs de la variabilité du régime de feu est un atout inestimable pour les agences de protection au moment d'intervenir sur le terrain pour combattre les feux. Par exemple, une cartographie de la direction du vent et des SDD avec un faible potentiel d'assèchement du combustible, offre des opportunités intéressantes pour positionner des coupe-feux afin de diminuer efficacement la continuité du combustible et de ralentir ainsi la propagation du feu. Finney et al. (2007) a montré que la localisation des coupe-feux perpendiculaires à la direction des feux nécessitait moitié moins de zone traitée comparé à la localisation aléatoire de coupe-feux dans le paysage, pour produire la même réduction sur l'avancement du feu.

En raison des conditions météorologiques sévères jumelées à des ressources humaines limitées, la grande majorité des superficies brûlées s'explique par un petit nombre de feu « échappés » hors de contrôle des agences de protection (Stocks et al

1991). Ainsi, lorsque le risque de feu est élevé et que plusieurs feux se déclarent en même temps, la connaissance des facteurs qui influencent la taille et l'orientation des feux dans le paysage permettrait au combattant du feu d'en tenir compte afin d'optimiser les actions pour cibler les feux à éteindre en priorité. Par exemple, un feu qui se déclare dans une région où l'orientation dominante des feux est perpendiculaire à l'orientation dominante du paysage aura un potentiel de propagation moins élevé qu'un feu qui se propage dans une région où le paysage et les vents dominants sont orientés dans la même direction. Pareillement, une région où les dépôts organiques humides occupent une forte proportion présente un risque de feu moindre qu'une région où les dépôts secs du type moraine de décrépitude ou esker sont majoritaires (Hellberg et al. 2004). En intégrant les caractéristiques régionales du régime de feu à la physionomie du paysage et aux autres composantes déjà utilisées dans l'Indice Forêt Météo (type de combustible, météo), il serait envisageable de participer à la mise en place d'un outil spatial d'aide à la décision qui pourrait faciliter les opérations des agences de protection sur le terrain afin de contrôler efficacement les superficies brûlées à l'échelle régionale.

Implications pour l'aménagement durable des forêts

Les deux dernières décennies ont été marquées par un changement de paradigme dans les pratiques forestières (Galindo-Leal et Bunnell 1995; Gauthier et al. 2008). L'aménagement écosystémique fait partie de ces changements qui visent à maintenir des écosystèmes sains et résilients en misant sur une diminution des écarts entre les paysages naturels et ceux qui sont aménagés afin d'assurer à long terme le maintien des multiples services écologiques et économiques de la forêt (Burton et al. 2003). L'approche écosystémique propose ainsi qu'on établisse des cibles d'aménagement fondées sur la connaissance de la variabilité spatiale des perturbations naturelles (Kuuluvainen 2002; Gauthier et al. 2008). Une telle approche fait donc appel à une gestion par objectifs adaptés aux particularités régionales plutôt que par un règlement national ou provincial normatif et fixe (Seely et al. 2004). Nos résultats qui suggèrent

une grande variabilité régionale du régime de feu (Chap I et II) avec des conséquences majeures sur l'établissement des forêts après feu (Chap III) pourraient être utilisés par les gestionnaires pour établir des cibles d'aménagement durable. En Scandinavie, une approche similaire classifie et gère les forêts selon la fréquence des incendies naturels (le modèle ASIO): A, le feu est absent; S, un incendie se produit rarement, I, le feu se produit à intervalles intermédiaires; O, un incendie se produit souvent (Angelstam 1998; Wallenius 2004). En Finlande et en Suède, le modèle ASIO est aussi utilisé comme cadre de référence national pour la forêt et la gestion du paysage mais aussi par les compagnies forestières (Fries et al. 1998). De la même façon et afin de diminuer les écarts entre les forêts aménagées et les forêts naturelles, les connaissances acquises au cours de la thèse, complétées à d'autres notamment (Belleau et al. 2012), permettraient l'application des mesures concrètes. Par exemple, la sélection des sites qui sont productifs et moins vulnérables au feu pour y faire de l'aménagement plus intensif, l'agrégation des parterres de coupe de manière à respecter les mosaïques naturelles en espaçant celles-ci, lorsque les feux sont grands et fréquents, la taille de l'unité d'aménagement pourrait être augmentée afin d'obtenir une plus grande proportion de vieilles forêts, ou encore favoriser la rétention d'arbres semenciers pour relancer la régénération après perturbation.

Sur les bases de ce qui précède, il faut retenir que la pérennité des industries forestières (en termes d'approvisionnement) dans une région où le risque de feu est élevé, semble autant menacée que celle des écosystèmes. Car si les arbres peinent déjà à joindre la maturité et à rétablir un couvert dense après feu dans les conditions naturelles de risque de feu élevé, il est fort probable que l'ajout des coupes forestières va augmenter la pression sur la forêt et diminuer encore davantage les capacités de résilience de l'ensemble de l'écosystème (Drever et al. 2006; Payette et Jasinski 2005). En outre, c'est également pour ces mêmes raisons de vulnérabilité au feu, que l'aménagement des forêts qui cible l'afforestation des forêts les moins denses afin d'augmenter les stocks de carbone, n'a pas encore trouvé de consensus (Mansuy et al.

2013). Idéalement, il serait donc souhaitable que les décideurs intègrent de façon *à priori* le risque de feu dans les aménagements forestiers de même que dans les étapes de calcul de la possibilité forestière tel que proposé par Raulier et al. (2013). Dans cet article, les auteurs suggèrent d'identifier des seuils dans l'évaluation de la vulnérabilité pour fixer des objectifs minimums de production ligneuse tenant compte à la fois de la productivité du territoire et du risque de feu.

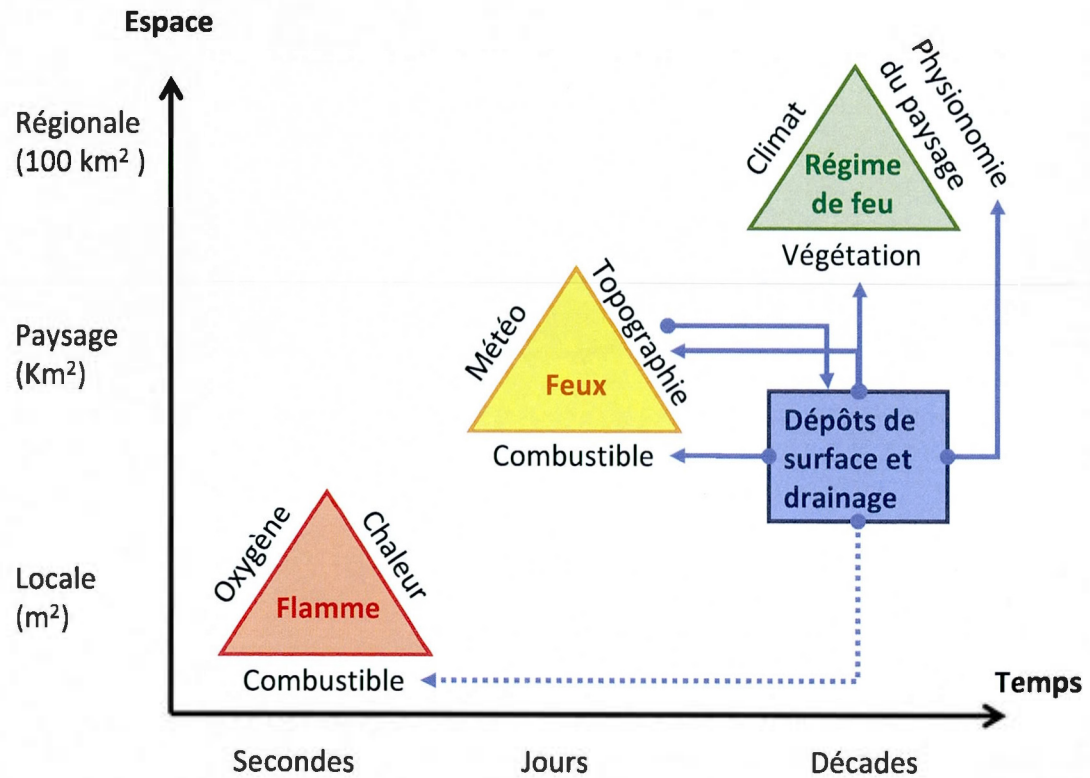
Vers des stratégies d'aménagement adaptées au changement climatique

De nombreuses études ont démontré les impacts directs et indirects des changements climatiques sur les forêts boréales (Thompson et al. 2009; Bergeron et al. 2010; Johnstone et al. 2010). Les effets directs comprennent la modification de la distribution, de la migration et de la croissance des espèces tandis que les effets indirects correspondent à des modifications du régime des perturbations naturelles comme les incendies de forêt et les épidémies d'insectes (Dale et al. 2001). Par exemple, pour une région incluse dans notre territoire d'étude, Le Goff et al. (2009) ont montré que le risque de feu du mois d'août pourrait doubler d'ici 2100, alors que le risque de feu du mois de mai pourrait diminuer. D'autres études ont démontré que la saison de feu pourrait s'allonger et débiter plus tôt en raison de la fonte des neiges hâtives au printemps (Westerling et al. 2006). Selon Bergeron et al. (2010), en dépit de l'augmentation des superficies brûlées, le futur taux de brûlage devrait rester au sein de la variabilité naturelle du régime de feu observée sur tout l'Holocène de cette région de la forêt boréale au moins d'ici 2100. On peut penser que les effets des changements climatiques sur l'ensemble du territoire étudié dans cette thèse ne seront pas différents. Toutefois, considérant nos résultats, il est important de souligner que les changements climatiques vont non seulement influencer la composition de la végétation par une modification du régime de feu (Terrier et al. 2012) mais également par une modification du régime hydrique dans les SDD incluant le drainage du sol et l'eau disponible dans les nappes phréatiques. Dans ces circonstances, l'établissement

et la survie des jeunes semis, notamment d'épinettes noires, sera vraisemblablement plus sensibles à l'assèchement saisonnier du sol et moins compétitifs pour accéder aux éléments nutritifs souterrains (Way et Sage 2008; Moss et Hermanutz 2009; Yi et al. 2009), ce que suggèrent également le Chapitre III. Des études récentes suggèrent que les régions déjà sèches risquent de s'assécher encore plus vite et de voir leur capacité de croissance et de résilience diminuer (Angert et al. 2005). Cela peut être particulièrement vrai pour l'épinette noire, qui est plus vulnérable à la sécheresse prolongée, que le pin gris qui est mieux adapté aux conditions xériques (Sirois 1993). Les sites les plus secs pourraient éventuellement voir un remplacement de l'épinette noire par le pin gris (Le Goff et Sirois 2004) évitant ainsi de se transformer en forêt ouverte. Par contre, les changements climatiques pourraient favoriser le ralentissement voir l'absence de régénération après feu et accélérer ainsi la transition des pessières fermées vers les pessières à lichens ouvertes (Girard et al. 2011), surtout en l'absence de pin gris.

Compte tenu des incertitudes soulevées par l'activité future des feux, les stratégies d'aménagement dans la forêt boréale nordique doivent être déterminées non seulement par l'historique des perturbations naturelles du site, son potentiel de régénération et sa productivité mais aussi par le risque régional du feu qui découle des conditions climatiques, des types de SDD et de la physionomie des paysages (orientation, présence ou absence de coupe-feu naturels). Tel que suggéré par Burton et al. (2006), il apparaît inévitable que les stratégies qui ont le plus de chance d'être efficaces sont celles qui incluent à la fois des bénéfices environnementaux (maintien des ressources non ligneuses) et des bénéfices économiques (réduction des coûts et maintien des ressources ligneuses dans le futur). Il n'y a pas de doute que les études telles que celle-ci, qui analysent et cartographient la variabilité du régime des feux mais qui renseignent aussi sur les facteurs de cette variabilité font partie des solutions à intégrer dans les politiques d'aménagement forestier.

Figure 2 Effets des dépôts de surface et du drainage(SDD) sur les feux de forêts selon différentes échelles de temps et d'espace (modifié de Parisien et Moritz 2009). Les flèches pleines indiquent une influence des SDD sur le combustible, la topographie, la végétation et la physionomie du paysage en général. La flèche pointillée indique un effet potentiel sur le combustible à l'échelle locale car cette hypothèse n'a pas été testée dans cette thèse.



BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Angert, A., Biraud, S., Bonfils, C., Henning, C.C., Buermann, W., Pinzon, J., Tucker, C.J., et Fung, I. 2005. Drier summers cancel out the CO₂ uptake enhancement induced by warmer springs. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 102(31): 10823-10827.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*. 63(2):247-300
- Barros A. M., Pereira J.M., Lund, U. 2012. Identifying geographical patterns of wildfire orientation: A watershed-based analysis. *Forest Ecology and Management*. 264 (1):98-107.
- Bélisle, A.C., Gauthier, S, Cyr, D., Bergeron, Y., et Morin H. 2011. Fire regime and old-growth boreal forests in central Québec, Canada: an ecosystem management perspective. *Silva Fennica*. 45(5): 889-908.
- Belleau, A., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S., Fal, A. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *The Forestry Chronicle* 83(1): 72-83
- Bergeron, Y. and Fenton, N.J. 2012. Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. *Botany*. 90(6): 509-523
- Bergeron, Y., Flannigan, M., Gauthier, S., Leduc, A., Lefort P. 2004a. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 33 (6): 356-360.

- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M., Kafka, V. 2004b. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*. 85: 1916–1932.
- Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Lauzon, E., Leduc A, Le Goff H, Lesieur D, Logan K. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research*. 36: 2737-2744.
- Bradshaw, R.H.W., Lindbladh, M., Hannon, G.E. 2010. The role of fire in southern Scandinavian forests during the late Holocene. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 1040–1049.
- Burton, P.J., Messier C., Adamowicz, W.L., and Kuuluvainen, T. 2006. Sustainable management of Canada's boreal forests: Progress and prospects. *Ecoscience*. 13 (2): 234-248
- Burton, P.J., Messier, C., Weetman G.F, Prepas E. E., Adamowicz, W.L., and Tittler R. 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. Pages 1–40. In Burton, P. J., C. Messier, D. W. Smith, and W. L. Adamowicz, editors. eds. *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest NRC Research Press*. Ottawa, Ontario
- Carcaillet, C., Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Fréchette, B., Gauthier, S., and Prairie, Y.T. 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *J. Ecol.* 89(6): 930-946.

- Carcaillet, C., Richard, P.J.;H., Bergeron, Y., Fréchette, B., Ali A.A. 2010. Resilience of the boreal forest in response to Holocene fire-frequency changes assessed by pollen diversity and population dynamics. *International Journal of Wildland Fire*. 19:1026–1039.
- Chapin III, F.S., McGuire, A.D., Ruess, R.W., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., Johnstone, J.F., Kasischke, E.S., Euskirchen, E.S., Jones, J.B., Jorgenson, M.T., Kielland, K., Kofinas, G.P., Turetsky, M.R., Yarie, J., Lloyd, A.H., and Taylor, D.L. 2010. Resilience of Alaska's boreal forest to climatic change. *Canadian Journal of Forest Research*. 40(7): 1360-1370.
- Cyr, D. 2011. Cycle des feux, vieilles forêts et aménagement en forêt boréale de l'est du Canada. Thèse de doctorat, UQAM, Février 2011.
- Cyr, D., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2007. Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. *Landsc. Ecol*. 22(9): 1325-1339.
- Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y., Flannigan, M. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research*. 36:2285-2299
- Finney, M., 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science*. 47 (2):219–228.
- Finney, M., Seli, R., McHugh, C., Ager, A., Bahro, B., Agee, J., 2007. Simulation of longterm landscape-level fuel treatments on large wildfires. *International Journal of Wildland Fire*. 16: 712–727.

- Flatley, W., Lafon, C., and Grissino-Mayer, H. 2011. Climatic and topographic controls on patterns of fire in the southern and central Appalachian Mountains, USA. *Landscape Ecology*. 26(2): 195-209.
- Fries, C., Carlsson, M., Dahlin, B., Lämås, T., and Sallnäs, O. 1998. A review of conceptual landscape planning models for multiobjective forestry in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*. 28: 159–167.
- Fullerton D.S., Bush, C.A., and Pennell, J.N. 2003. Map of surficial deposits and materials in the eastern and central United States (East of 102° West Longitude). US Department of the Interior and US Geological Survey, Washington, DC.
- Galindo-Leal, C., and Bunnell, F.L. 1995. Ecosystem management: implications and opportunities of a new paradigm. *Forestry Chronicle* 71(5): 601-606.
- Gauthier, S., Chabot, M., Drolet, B., Plante, C., Coupal, J., Boivin, C., Juneau, B., Lefebvre, F., Ménard, B., Villeneuve, R., Gagnon, L. 2005. Groupe de travail sur les objectifs opérationnels de la SOPFEU: Rapport d'analyse. SOPFEU (Québec).
- Gauthier, S., Vaillancourt, M-A., Leduc, A., De Grandpre, L., Kneeshaw, D.D., Morin, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. 2009. 'Ecosystem Management in the Boreal Forest.' (Les Presses de l'Université du Québec: Montréal).
- Genies, A., Finsinger, W., Asnong, H., Bergeron, Y., Carcaillet, C., Garneau, M., Hély, C., et al. 2012. Local versus regional processes: can soil characteristics overcome climate and fire regimes by modifying vegetation trajectories?. *Journal of Quaternary Science*. 27(7):745-756
- Girard, F., and Payette, S. 2011. Dendroecological analysis of black spruce in lichen-spruce woodland of the closed-crown forest in eastern Canada. *Ecoscience*. 18(3): 1-16

- Girard, F., Payette, S., and Gagnon, R. 2008. Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *J. Biogeogr.* 35(3): 529-537.
- Girard, F., Payette, S., and Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecol. Biogeogr.* 18(3): 291-303.
- Girardin, M.P. 2009. Wildfire risk inferred from tree rings in the Central Laurentians of boreal Quebec, Canada. *Dendrochronologia.* 28(3): 187-206.
- Girardin, M.P., Ali, A.A., and Hély, C. 2010. Wildfires in boreal ecosystems: past, present and some emerging trends. *International Journal of Wildland Fire.* 19(8): 991-995.
- Girardin, M.P., Tardif, J., Flannigan, M.D., Wotton, B.M., and Bergeron, Y. 2004. Trends and periodicities in the Canadian Drought Code and their relationships with atmospheric circulation for the southern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research.* 34(1): 103-119.
- Greene, D.F., Noël, J., Bergeron, Y., Rousseau, M., and Gauthier, S. 2004. Recruitment of *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* across a burn severity gradient following wildfire in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research.* 34(9): 1845-1857.
- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., and Simard, M.-J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research.* 29(6): 824-839.

- Haydon, D.T., Friar J.K., Pianka E.R. 2000. Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia. A spatial and temporal landscape model. *Landscape Ecology*. 15(5) 407-423.
- Hellberg, E., Niklasson, M., Granström, A. 2004. Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*. 34: 332-338.
- Hély, C., Girardin, M.P., Ali, A.A., Carcaillet, C., Brewer, S., Bergeron, Y. 2010. Eastern boreal North American wildfire risk of the past 7000 years: A model-data comparison. *Geophys. Res. Lett.* 37(14): L14709.
- Heyerdahl, E.K, Brubaker. L.B., Agee, J.K, 2001. Spatial controls of historical fire regimes: a multi-scale example from the Interior West USA. *Ecology*. 82: 660–678.
- Higuera, P.E., Gavin, D.G., Bartlein, P.J., Hallett, D.J. 2010. Peak detection in sediment-charcoal records: impacts of alternative data analysis methods on fire-history interpretations. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 996–1014.
- Hirsch K, Kafka V, Tymstra C, McAlpine R, Hawkes B, Stegehuis H, Quintilio S, Gauthier S, Peck K (2001) Fire-smart forest management: a pragmatic approach to sustainable forest management in fire-dominated ecosystems. *The Forestry Chronicle* 77: 357-363.
- Holling, C.S. 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In *Sustainable Development of the Biosphere* (Clark and Munn, eds.), Cambridge University Press. p 292-397
- Jasinski, P., and Payette, S. 2005. The creation of alternative stable states in the southeastern boreal forest, Québec, Canada. *Ecol. Monogr.* 75(4): 561–583.

- Johnson, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnson, E.A., and Gutsell, S.L. 1994 Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research*. 25: 239–287.
- Johnstone, J.F., Chapin III, F.S., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., Romanovsky, V., and Turetsky, M. 2010. Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*. 40(7): 1302-1312.
- Johnstone, J. F., Rupp, T. S., Olson, M., & Verbyla, D. 2011. Modeling impacts of fire severity on successional trajectories and future fire behavior in Alaskan boreal forests. *Landscape ecology*. 26(4):487-500.
- Kneeshaw, D., Bergeron, Y., Kuuluvainen, T. 2011. Forest ecosystem structure and disturbance dynamics across the circumboreal forest. *The SAGE handbook of biogeography*. London: Sage, 263-280.
- Kuuluvainen, Timo, et Russell Grenfell. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management — theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*. 42(7): 1185-1203.
- Lauzon, E., Kneeshaw, D., Bergeron, Y. 2007. Reconstruction of fire history (1680–2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*. 244. 41–49.
- Le Goff H, Flannigan MD, Bergeron Y, Girardin MP. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire*. 16: 607-618.

- Le Goff H, Girardin MP, Flannigan MD, Bergeron Y. 2008 Dendroclimatic inference of wildfire activity in Quebec over the 20th century and implications for natural disturbance-based forest management at the northern limit of the commercial forest. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 348-362.
- Le Goff, H., and Sirois, L. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 34(12): 2399-2409.
- Lecomte, N., and Bergeron, Y. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research*. 35(8): 1984-1995.
- Lefort, P., Gauthier, S., Bergeron, Y. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity of the lake Abitibi area, eastern Canada. *Forest Science*. 49: 509–521.
- Lefort, P., Leduc, A., Gauthier, S., Bergeron. 2004. Recent fire regime (1945–1998) in the boreal forest of western Québec. *Ecoscience*. 11: 433–445.
- Legendre, P. and M.-J. Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation*. 80: 107-138.
- Lehtonen, H., and Kolström, T. 2000. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 15: 585–590.
- Lehtonen, H., Huttunen, P., and Zetterberg, P. 1996. Influence of man on forest fire frequency in north Karelia, Finland, as evidenced by fire scars on Scots pines. *Ann. Bot. Fenn.* 33: 257–263.

- Lertzman, K., and Fall, J. 1998. From forest stands to landscapes: spatial scales and the role of disturbance. In 'Ecological Scale: Theory and Applications.' (Eds DL Peterson, VT Parker) (Columbia University Press: New York, NY).
- Lesieur, D., Gauthier, S., Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 32, 1996-2009.
- Li Li-Ming, Wei-Guo Song, Jian Ma, Kohyu Satoh. 2009. Artificial neural network approach for modeling the impact of population density and weather parameters on forest fire risk. *International Journal of Wildland Fire*. 18(6): 640-647.
- Linn, R., Winterkamp, J., Edminster, C., Colman, J.J., and Smith, W.S. 2007. Coupled influences of topography and wind on wildland fire behaviour. *International Journal of Wildland Fire*. 16(2): 183-195.
- Mansuy, N., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2013. Afforestation opportunities when stand productivity is driven by a high risk of natural disturbance: a review of the open lichen woodland in the eastern boreal forest of Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 18(2): 245-264.
- Marlon, J.R., Bartlein, P.J., Carcaillet, C., Gavin, D.G., Harrison, S.P, Higuera, P.E., Joos, F., Power, M.J, Prentice, I.C. 2008. Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia. *Nature Geoscience* 1: 697-702.
- McGuire, A. D., Chapin III, F. S., and Ruess, R. 2010. The dynamics of change in Alaska's boreal forests: resilience and vulnerability in response to climate warming. *Canadian Journal of Forest Research*. 40.

- Mermoz, M., Kitzberger, T, Veblen, TT. 2005. Landscape influences on frequency and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology*. 86:2705-2715.
- Moss, M., and Hermanutz, L. 2009. Postfire seedling recruitment at the southern limit of lichen woodland. *Canadian Journal of Forest Research*. 39(12): 2299-2306.
- MRNF. 2000. La limite nordique des forêts attribuables. Rapport final du comité <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/partie1.pdf>
- Niklasson, M., and Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81: 1484–1499.
- Parisien, M.A and Moritz, M.A 2009. Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales. *Ecological Monographs*. 79(1): 127-154.
- Parisien, M.A, Peters, V.S., Wang, Y., Little, J.M., Bosch, E.M., and Stocks, B.J. 2006. Spatial patterns of forest fires in Canada, 1980–1999. *International Journal of Wildland Fire*. 15(3): 361-374.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In 'A System Analysis of the Global Boreal Forest'. Edited by HH Shugart, R Leemans, GB Bonan. Cambridge University Press, New York. pp. 144-169.
- Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A., and Simard, M. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 30(2): 288-305.
- Payette, S., Filion, L., and Delwaide, A. 2008. Spatially explicit fire-climate history of the boreal forest-tundra (Eastern Canada) over the last 2000 years. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 363(1501): 2301-2316.

- Peterson, G.D. 2002. Contagious Disturbance, Ecological Memory, and the Emergence of Landscape Pattern. *Ecosystems*. 5(4): 329-338.
- RNCAN. 2013. Ressources Naturelles Canada. (<http://scf.rncan.gc.ca/pages/153>). Site web consulté le 12 avril 2013.
- Robitaille, A., and Saucier, J.P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, QC.
- Robitaille, A., and Allard, M. 2007. Guide pratique d'identification des dépôts de surface au Québec. 2^e éd. Les Publications du Québec, Québec, QC.
- Rohan, F., Vigilante, T., Yates C., Russell-Smith, J. 2003. Patterns of landscape fire and predicted vegetation response in the North Kimberley region of Western Australia. *International Journal of Wildland Fire*. 12(4): 369-379.
- Rowe, J.S., and Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.* 3(3): 444-464.
- Schulte, L.A. and Mladenoff, D.J. 2005. Severe wind and fire regimes in northern forests: historical variability at the regional scale. *Ecology*. 86(2): 431-445.
- Seely, B., Nelson, J., Wells, R., Peter, B., Meitner, M., Anderson, A., Harshaw, H., Sheppard, S., Bunnell, F.L., Kimmins, H., and Harrison, D. 2004. The application of a hierarchical, decision-support system to evaluate multi-objective forest management strategies: a case study in northeastern British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management*. 199(2-3): 283-305.
- Senici, D., Aurore Lucas, A., Chen, H.Y.H., Bergeron, Y., Larouche, A., Brossier, B., Blarquez, O., et Ali, A. 2013. Multi-millennial fire frequency and tree abundance differ between xeric and mesic boreal forests in central Canada. *Journal of Ecology*. 101(2):356-367

- Sharples, J.J. 2008. Review of formal methodologies for wind-slope correction of wildfire rate of spread. *International Journal of Wildland Fire*. 17(2): 179-193.
- Simard, M., and Payette, S. 2005. Reduction of black spruce seed bank by spruce budworm infestation compromises postfire stand regeneration. *Canadian Journal of Forest Research*. 35(7): 1686-1696.
- Simard, M., Bernier, P. Y., Bergeron, Y., Pare, D., and Guérine, L. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research*. 39(3) : 546-552.
- Sirois, L. 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *J. Veg. Sci.* 4: 795-802.
- Skinner, W.R., Stocks, B.J, Martell, D.L., Bonsal, B., Shabbar, A. 1999. The association between circulation anomalies in the mid-troposphere and area burned by wildland fire in Canada. *Theoretical and Applied Climatology*. 63: 89-105.
- Stocks, B.J. 1991. The extent and impact of forest fires in northern circumpolar countries. In 'Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications'. (Ed. JS Levine) pp. 197-202. (MIT Press: Cambridge, MA).
- Stocks, B.J., Fosberg M. A., Lynham T. J., Mearns L., Wotton B. M., Q. Yang, J-Z. Jin, K. Lawrence, G. R. Hartleyet J. A. Mason, et al .1998. Climate change and forest fire potential in russian and canadian boreal forests. *Climatic Change*. 38(1):1-13.
- Stocks BJ, Mason JA, Todd JB. 2003. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *Journal of Geophysical Research*. **108**, p. 8149

- Syphard, A.D., Radeloff, V.C. et al. 2008 Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape *International Journal of Wildland Fire*.17(5): 602 – 613.
- Taylor, A.H., Skinner, C.N. 2003. Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications* 13: 704–719.
- Terrier, A., Girardin, M.P., Périé, C., Legendre, P., and Bergeron, P. 2013. Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications*. 23:21-35.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., Mosseler, A. 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the Biodiversity /resilience/ stability relationship in forest ecosystems. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal. Cahier technique no. 43, 67 pages.
- Trenhaile, A.S. 1990. *The Geomorphology of Canada*. Oxford University Press, Toronto, 240 pp.
- Turner, M.G, and Romme W.H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology*. 9(1):59-77
- Van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian forest fire weather index system. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute, Forestry Technical Report No. 35. (Chalk River, ON).
- Veillette, J. 1997. Le rôle d'un courant de glace tardif dans la déglaciation de la Baie James. *Géographie physique et Quaternaire*.51(2):141-161.

- Veillette, J. 2004. Ice-Flow Chronology and Palimpsest, Long-Distance Dispersal of Indicator Clasts, North of the St. Lawrence River Valley, Quebec. *Géographie physique et Quaternaire*. 58(2-3):187-216
- Wallenius, T.H., Kuuluvainen, T., et Vanha-Majamaa, I. 2004. Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research*. 34(7):1400-1409.
- Way, D.A., and Sage, R.F. 2008. Elevated growth temperatures reduce the carbon gain of black spruce [*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.]. *Global Change Biol*. 14(3): 624-636.
- Wei, Y. 2012. Optimize landscape fuel treatment locations to create control opportunities for future fires; *Canadian Journal of Forest Research*. 42(6): 1002-1014.
- Wotton, B.M., Nock, C.A., and Flannigan, M.D. 2010. Forest fire occurrence and climate change in Canada. *International Journal of Wildland Fire*. 19(3): 253-271.
- Yi, S., McGuire, A.D., Harden, J., Kasischke, E., Manies, K., Hinzman, L., Liljedahl, A., Randerson, J., Liu, H., Romanovsky, V., Marchenko, S., and Kim, Y. 2009. Interactions between soil thermal and hydrological dynamics in the response of Alaska ecosystems to fire disturbance. *J. Geophys. Res.* 114(G2): G02015.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos*. 29: 22-32.