

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

CONFIGURATION SPATIALE DES HABITATS RÉSIDUELS ET DYNAMIQUE
DE LA RÉGÉNÉRATION SUITE AUX FEUX ET À LA COUPE DANS LA PESSIÈRE À
MOUSSES DE L'OUEST DU QUÉBEC

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

PAR
AMAR MADOUÏ

JUILLET 2014

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 -Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Faire une thèse dans le prolongement du cursus d'étude est certes un exploit, mais faire une thèse en fin de carrière est un grand défi, si ce n'est la volonté qui a été plus forte que tous les obstacles et les contraintes. Cette thèse n'a pu voir le jour que grâce à des sacrifices énormes et, surtout, grâce à l'aide et l'encouragement de certaines personnes qui je ne saurai jamais remercier assez.

En premier, j'aimerais exprimer toute ma gratitude à ma directrice de thèse Sylvie Gauthier, du Service canadien des forêts, qui m'a accueilli parmi son équipe et m'a fait confiance en acceptant de me confier un sujet, puis me guider et conseiller tout au long de ce parcours, combien long. Elle m'a soutenu financièrement durant toutes ces années et s'est montrée très compréhensive envers ma situation, qui a nécessité des absences et, parfois, des ruptures dans le projet. Merci pour ta gentillesse qui m'a aidé à aller au bout de cette thèse.

J'aimerais également remercier mon codirecteur Yves Bergeron qui, malgré ses charges, intervient toujours au bon moment, soit pour m'orienter ou me proposer d'autres références qui m'ont aidé dans la rédaction des chapitres et m'encourager. Je n'oublierai jamais ton premier message dans lequel tu as mentionné le mot CPRS, qui a été du chinois pour moi à l'époque. Merci Yves pour ta gentillesse et ta modestie.

Je tiens à remercier aussi Alain Leduc, mon deuxième codirecteur, qui m'a aidé et accompagné de près durant la majeure partie de l'aboutissement de cette thèse. Un grand merci pour ton infinie patience et pour m'avoir dirigé et conseillé tout au long de ce projet.

Merci aussi aux professionnels du CEF et de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en AFD, en particulier, Mélanie Desrochers et Daniel Lesieur qui n'ont jamais cessé de m'aider et répondre à mes questions. Mélanie a su toujours trouver des solutions techniques à

mes opérations sur Arc Gis. Merci aussi à Danielle Charron, Luc Lauzon et Marie-Hélène Longpré pour toute l'aide logistique fournie.

Je ne peux oublier les personnes qui ont pris le temps de répondre à mes questions, réviser mes textes et traduire mes articles en anglais. Merci à Oswaldo Valeria, André Beaudoin, Ahmed Laamrani, Stephen Coté, Alix Rive, Isabelle Lamare et WF. J. Parsons.

Merci au Centre d'étude de la forêt qui, à travers son programme d'aide au financement à des rencontres scientifiques, m'a donné la chance de participer à des congrès et diffuser mes résultats par l'occasion. Merci aussi à l'Université du Québec à Montréal pour la bourse d'excellence (FARE) et au CRSNG qui a participé au support financier de ce doctorat.

Je garde un bon souvenir de ma compagne de terrain, Elise Marquis, avec qui j'ai pu découvrir, pour la première fois, la forêt boréale et sa richesse et me familiariser avec sa flore. Je remercie également ceux qui ont partagé mon quotidien depuis mon installation au bureau du CEF et avec qui j'ai passé des moments inoubliables. Je pense tout d'abord à Dominic Cyr, qui, de par sa bonté et sa sincérité, a été d'une grande utilité durant les premiers jours de mon intégration. Merci à Nicolas Mansuy, l'algérien malgré lui, pour son soutien moral et ses encouragements combien utiles. Mes remerciements vont aussi à Nicolas Fauvart pour son appui, sans oublier ceux qui ont occupé ou occupent encore le sb2885. Je pense à Karelle, Guillaume, Annie-Claude, Mathew, Dominic, Pierre, Sylvain, Cécile, Aurélie, Tadeusz, etc.

Merci aussi à Mustapha Kebiche, mon ex enseignant et ami, pour m'avoir sans cesse soutenu durant les moments difficiles et m'avoir encouragé, ainsi qu'à mon cousin Hmida.

Finalement, je garde une reconnaissance particulière à ma chère femme qui m'a supporté et soutenu toutes ces années, ainsi que mes enfants, ma sœur et ma mère que j'ai négligés et à qui je n'ai montré, malheureusement, que les mauvais côtés de la réalisation de cette thèse. Qu'ils me pardonnent!

À la mémoire de mon père

Madoui Abdelkader (1929 – 2010)

AVANT PROPOS

Cette thèse est composée de trois chapitres, d'une introduction et d'une conclusion générale. Le premier et le troisième chapitre sont rédigés en anglais et le deuxième, l'introduction et la conclusion générale sont rédigés en français. Les trois chapitres sont présentés sous forme d'articles scientifiques publiés ou en cours de publication dans lesquels je suis le principal responsable du développement et de la rédaction en étroite collaboration avec les coauteurs.

Le premier chapitre, intitulé ***Spatial pattern analysis of post-fire residual stands in the Black boreal forest of western Quebec*** a été publié en 2010 dans un numéro spécial de la revue *International Journal of Wildland Fire* 2010, 19, 1110–1126. L'article a été écrit en collaboration avec les co-superviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Alain Leduc et Yves Bergeron.

Le second chapitre, intitulé ***Caractérisation des patrons spatiaux des feux et des coupes en pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Comparaison à partir des données satellitaires***, sera traduit en anglais et publié après l'intégration des commentaires des membres de jury. Les coauteurs sont aussi les co-superviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Alain Leduc et Yves Bergeron.

Le troisième chapitre, intitulé ***Post disturbance recovery in the Boreal Forest: Comparing burned to harvested landscapes using satellite data*** sera soumis en juillet au CJFR. Les coauteurs sont les co-superviseurs de cette thèse Sylvie Gauthier, Alain Leduc et Yves Bergeron.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES ANNEXES	XVI
LISTE DES ABBRÉVIATIONS ET SIGLES.....	XVIII
RÉSUMÉ	XIX
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I	
SPATIAL PATTERN ANALYSES OF POST-FIRE RESIDUAL STANDS IN THE BLACK	
SPRUCE BOREAL FOREST OF WESTERN QUEBEC.....	
1.1	Résumé 13
1.2	Abstract..... 13
1.3	Introduction 15
1.4	Study area 16
1.5	Methodology..... 18
1.5.1	Fires selection..... 18
1.5.2	Identification of post-fire RH patches 19
1.5.3	Spatial configuration of RHs within the fire perimeter 19
1.5.4	Ordination of spatial data 20

1.5.5	RH composition: are particular land cover types more likely to generate RHs?	21
1.5.6	RH spatial distribution: are RHs adjacent within the water bodies or wetlands?	22
1.6	Results	22
1.6.1	Spatial configuration of RHs within the fire perimeter	22
1.6.2	Differences in RHs between the two physiographic zones	24
1.6.3	RH composition: are particular land cover types more likely to generate RH? .	25
1.6.4	RH spatial distribution: are RHs adjacent to water bodies or wetlands?.....	25
1.7	Discussion.....	25
1.7.1	Influence of the physiographic zones on the importance and configuration of RHs.....	25
1.7.2	Influence of land cover types on RH formation	27
1.7.3	Effect of natural fire breaks on RH formation.....	27
1.8	Conclusion	29
1.9	Acknowledgements.....	30
1.10	References	31

CHAPITRE II

CARACTÉRISATION DES PATRONS SPATIAUX DES FEUX ET DES COUPES EN PESSIÈRE À MOUSSES DE L'OUEST DU QUÉBEC. COMPARAISON À PARTIR DES DONNÉES SATELLITAIRES.....

51

2.1	Résumé	52
2.2	Introduction	54
2.3	Zone d'étude	56
2.4	Méthodologie.....	57
2.4.1	Sélection des paysages de feux et des coupes	58
2.4.2	Identification des habitats résiduels et regroupement (recodage) des classes des images satellites.....	59

2.4.3	Caractérisation spatiale des paysages des feux et des paysages de coupes	62
2.4.4	Comparaison des données spatiales.....	63
2.4.5	Qualité des HR dans les coupes et les feux (Analyse de voisinage).	63
2.5	Résultats.....	65
2.5.1	Variabilité des coupes et des feux et importance des habitats résiduels.....	65
2.5.2	Comparaison spatiale entre les HRf avec les HRc	66
2.5.3	Corrélations entre les caractéristiques spatiales des HR des feux et des coupes	67
2.5.4	Qualité (composition) des HR.	68
2.6	Discussion.....	68
2.6.1	Variabilité de la sévérité des deux types de perturbations.....	69
2.6.2	Différence de configuration entre les HRf et les HRc.....	73
2.6.3	Qualité (composition) des HR.....	75
2.7	Conclusion	75
2.8	Références	78

CHAPITRE III

POST DISTURBANCE RECOVERY IN THE BOREAL FOREST: COMPARING BURNED TO HARVESTED LANDSCAPE USING SATELLITE DATA.....103

3.1	Résumé	104
3.2	Abstract.....	104
3.3	Introduction	106
3.4	Study zone	108
3.5	Methodology.....	109
3.5.1	Burned landscape selection	110
3.5.2	Delineation of harvested landscapes	110
3.5.3	Pre-disturbance states	111

3.5.4	Post-disturbance successional pathways	113
3.5.5	Rate of revegetation.....	113
3.5.6	Post-disturbance composition.....	113
3.6	Results	115
3.6.1	Pre-disturbance states	115
3.6.2	Post-disturbance stage successional pathways	115
3.6.3	Post disturbance revegetation rates	116
3.6.4	Post-disturbance composition.....	117
3.7	Discussion.....	118
3.7.1	Post-disturbance recovery	119
3.7.2	Post-disturbance composition.....	120
3.8	Conclusion	121
3.9	Acknowledgements.....	123
3.10	References	123
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	145
	RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES	162

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Study area and location of the fires sampled	36
1.2 Relative areas of residuals habitats, wetlands and standing water bodies for the 33 sampled fires in the black spruce-feathermoss bioclimatic subdomain of western Quebec.....	37
1.3 Relationships between (a) fire size and total area of residual habitats, (b) fire size and percentage (%) of residual habitats, and (c) total area of wetlands and aquatic habitats (ha) and total area of residual habitats (ha).....	38
1.4 (a) Principal component analysis of the 10 spatial indices of the 33 fires. LPI (Largest Patch Index); AWMSI (Area-Weighted Mean Shape Index); MPS (Mean patch size); IJI (Interspersion and Juxtaposition Index); ENN_MN (Mean nearest-neighbour distance); NP (Number of patches); PD (Patch density); CA (Class area); TA (Total landscape area); PLAND (Percentage of landscape), (b) ordination of fires as a function of size, (c) ordination of fires as a function of their zone and the interspersion and juxtaposition index, and (d) correlation biplot based on the indirect ordination of fire scores and explanatory variables. Inner circle: $p=0.1$; outer circle: $p=0.05$. Only the correlations with $p < 0.1$ are shown with an arrow. Precipitation (RAIN), Relative humidity (rh), Wind speed (WS), Temperature (TEMP), Daily Severity Rating (DSR), Duff Moisture Code (DMC), Drought Code (DC), Fire Weather Index (FWI), Fine Fuel Moisture Code (FFMC), Initial Spread Index (ISI), and Build-up Index (BUI)).....	40
2.1 Partie du territoire à l'étude couverte par les images satellites (zone ombragée). REG_ECOL = Région écologique.....	84
2.2 Schéma d'une partie de la démarche suivie pour la section matériels et méthodes.....	85
2.3 Localisation des feux et des coupes étudiés.....	86
2.4 Clés décisionnelle pour distinguer les habitats résiduels de type résineux des habitats de type mélangés issus de la régénération après coupe. Les images (i) sont numérotées de 1 à 4 correspondants respectivement aux images 1985, 1995, 2000 et 2005.	

	1=Coupe, 2=Habitats résiduels, 3=Milieux humides, 4=Eau, 6= Mélangés résineux ou coupes régénérées.	88
2.5	Comparaison entre la tendance des habitats résiduels dans les feux et dans les coupes en fonction de la taille de la perturbation.	89
2.6	Proportions des habitats résiduels dans les paysages des feux et des coupes. Les tailles sont classées par ordre décroissant.	90
2.7	Composition des paysages des feux et des coupes. (a) et (b) les feux et les coupes sont classés en fonction de leur taille. (c) Les coupes sont rangées en fonction du temps depuis coupe (années) pour seulement 31 coupes pour lesquelles on dispose de l'information.	91
2.8	Analyse en composante principale des 10 indices spatiaux pour les 33 feux et les 33 coupes. (a), graphe des paysages de coupe (c) ou de feu (f) ; (b) graphes des variables. LPI (Indice de la part du fragment le plus grand); AWMSI (Indice de forme moyenne pondérée par la taille); MPS (La taille moyenne des fragments); IJI (Indice d'interspersation et de juxtaposition); ENN_MN (Distance moyenne au plus proche voisin); NP (Nombre de fragments); PD (Densité des fragments); CA (Superficie de la classe); TA (Superficie totale de la perturbation); PLAND (Pourcentage d'occupation du sol).	92
2.9	Cas d'agglomération de 7 feux en pessière à mousses de l'ouest du Québec sur une période de 21 ans. Une superficie de 142 573 ha a été parcourue par ces feux avec une moyenne de 72,22% d'habitats brûlés et 18,24% d'habitats résiduels.	93
3.1	Study area and location of burned and harvested landscapes that were sampled. Burn location 1: burned landscapes with mature forest covers <40%; Burn location 2: burned landscapes with mature forest covers >40% and for which the TSF is situated mainly between 14 and 19 years.	129
3.2	Summary of the methodology demarche followed in this study.	130
3.3	Results of two PCAs based on pre-disturbance vegetation types (a and b) and the types of surficial deposit (c and d) on which the two disturbances occurred for 22 burned and 14 harvested landscapes. Data derived from the SIFORT data base. Each cover type or surficial deposit is described as its relative proportion (%) within its disturbed landscape. (a and c) Scores. The letters preceding numbers represent type of disturbance (f=fires; c= harvests), (b and d) Loadings. RegC (Conifer regeneration); RegD (Deciduous regeneration); Dist (Disturbance), ID (mature forest covers of shade intolerant deciduous), BH (Bare humid), BD (Bare dry), JP (Mature forest covers of jack pine), H2O (Water), DeC (Mature forest covers of shade intolerant deciduous), BF (Mature forest covers of balsam fir), BS (Mature forest covers of black spruce). Roc	

	(Rocky outcrops), Til (Till), CTil (Cochrane till), Sand (Sand types), MClay (Mesic clay), HClay (Sub-hydric clays), Org (Organic soils).	132
3.4	PCA showing successional pathways of post-disturbance vegetation of burned and harvested landscapes. Each land cover type is described using its relative proportion within the disturbed landscape. (a) = Landscape scores. The digit represents the TSD (time since disturbance). The burned landscapes (in bold) with mature forest covers >40%. (b) = Loadings of land cover types. CfRg (Coniferous regeneration), Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland), DcRg (Deciduous regeneration), DyDc (Dense young deciduous), OmDc (Open mixed deciduous tendency), Exl (Exposed land), OCfmo (Open coniferous with moss), DeDc (Dense deciduous), MCfmo (Medium coniferous cover with moss), DmDc (Dense mixed deciduous tendency), MoRoc (Moss and rock), BpBrHpHr (Burn, Post-burn regeneration, harvest and Post-harvest regeneration), Cwmo (Coniferous woodland with moss), DmCf (Dense mixed deciduous with coniferous tendency), ODC (Open deciduous), DmCf (Dense mixed deciduous with coniferous tendency), OmDcCf (Open mixed deciduous and coniferous tendency), LSh (Low shrubs), WlTr (Wetland with tall shrub and tree), MRg (Mixed regeneration), Lic (Lichens).	133
3.5	Comparison of composition between burned and harvested landscapes in three times since disturbance classes. Only fires that had burned at least 40% of the mature forest cover have analysed.....	134
4.1	Cas de correction des limites des feux sur les images satellites. Les limites en jaune sont celles du ministère. Les limites en rouge sont celles générées à partir des images satellites. La différence de superficie entre les 2 limites peut dépasser parfois les 1000 ha.....	156
4.2	Revégétation dans un paysage de feu au cours du temps. Le feu a eu cours en mois de juillet de l'année 1976 en brûlant 3 162 ha. HB, habitats brûlés; HR, habitats résiduels (1985) ou HR et habitats régénérés (1995 et 2005); MH, milieux humides.....	157
4.3	Cas d'enfeuillement (couleur verte foncée) après coupe de 1981 dans un secteur de coupe de 6976 ha et disparition des HR (couleur verte claire) à partir de l'image de 1995.....	158
4.4	Disparition des séparateurs de coupes au bout de 5 ans après coupe. La superficie de la coupe est de 3 162 ha. La coupe date entre 1995 et 2000. HC, habitats coupés; HR, habitats résiduels; MH, milieux humides; Hm, habitats mélangés (régénérés).....	159
4.5	Cas d'agglomération des feux en pessière à mousses de l'Ouest du Québec. (a) sur tout le territoire à l'étude; (b) Trois feux sur une période 20 ans; (c) Quatre feux sur une période de 9 ans et (d) Sept feux sur une période de 21 ans. Ces feux sont parmi ceux étudiés dont la taille varie entre 2 000 et 52 000 ha.	160

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Land cover types and physical characteristics in each zone	41
1.2 Characteristics of the 33 sampled fires	42
1.3 Comparison (Student t-test) of the mean values of the 10 spatial indices and other descriptors of the fires between the western and eastern zones. Significant values are indicated in bold..	43
1.4 Propensity of different forest cover types to escape fire and generate residual habitats. Numbers below +/- columns indicate the number of fires for which the X^2p test appears significant (see appendix 3 for details). + / - signs indicate an over- or under-abundance of the forest cover type among RH compared with their availability in the surrounding landscape	44
1.5 Spatial association (proximity) between residual habitat (RH) and water, wetlands or burned habitats. The number of fires for which the X^2p test was significant appears in bold (see appendix 4 for details). Values between brackets refer to the number of fires for which we observed a positive spatial association with water/wetlands or burned habitats that is not confirmed by a significant X^2p test.....	45
2.1 Caractéristiques des 33 paysages de feux étudiés. F=foudre, H=humaine	94
2.2 Caractéristiques des 33 paysages de coupes retenus. nd: données manquantes. Astérisque: données non certaines (estimé à partir de SIFORT 3, avec de faibles données).	95
2.3a Recodage des 48 classes en cinq classes utilisées pour les feux.....	96
2.3b Séparation des habitats classés en HR pour les feux (HRf) en habitats résiduels de type résineux (HRcR) et habitats de type feuillus et mélangés (Hfm) pour les coupes. Comme il y a une seule classe des feuillus, on préfère parler beaucoup plus d'habitats mélangés (Hm).	97
2.4 Les indices FRAGSTATS retenus pour l'analyse spatiale	98

2.5	Comparaison entre la composition des 33 paysages des feux et 33 paysages des coupes. nd: données manquantes.....	99
2.6	Comparaison des indices spatiaux entre les feux et les coupes et les caractéristiques spatiales des habitats résiduels dans les deux perturbations. DS=différence significative. *= Valeurs dont la différence est significative au seuil de confiance $\alpha=0.05$	100
2.7	Comparaison (<i>test-t</i> de student) des valeurs moyennes des 10 indices spatiaux et de la composition des paysages entre les feux et les coupes. Les valeurs significatives sont en caractère gras. IJI (Indice d'interspersation et de juxtaposition); ENN_MN (Distance moyenne au plus proche voisin); HP (habitats perturbés i.e. brûlé ou coupé); MH (Milieux humides); Autres (classes Autres); PD (Densité des fragments); CA (Superficie de la classe); MPS (La taille moyenne des fragments); AWMSI (Indice de forme moyenne pondérée par la taille); NP (Number of patches); LPI (Indice de la part du fragment le plus grand); PLAND (Pourcentage d'occupation du sol); TA (Superficie totale de la perturbation).....	101
2.8	Proportion des différents types de couverts échappés à la coupe et au feu et qui forment les habitats résiduels. Les signes + et - indiquent le nombre de feux ou de coupes pour lesquels le test de chi2 est significatif. Les signe + ou - indiquent une sur ou sous-abondance des types de couverts dans les HR comparés à leur disponibilité dans la zone de perturbation. NS (non significatif). Valeurs entre parenthèses indiquent la différence relative entre l'importance des types de couverts dans les HR et la zone de perturbation correspondance.....	102
3.1	Summary of the 22 burned landscapes and 14 harvested landscapes that were sampled with time (year) since disturbance (TSD: burn or harvest), based on the dates of Landsat satellite images. TSF, time since fire (0.25 = 3 months); TSH, time since harvesting. nd, no data; bh, before harvest.	135
3.2	Amount of mature vegetation type in pre-disturbed landscapes. The forest covers that are considered 'mature' are black spruce (BS), Jack pine (JP), shade intolerant deciduous species (Fi), shade intolerant deciduous species with conifers (DeC) and balsam fir (BF). In bold, burned landscapes with > 40% pre-disturbance mature forest cover and for which TSF is estimated between 14 and 19 years. *The only fire with TSF was estimated to be between 24 and 29 years.....	137
3.3	Comparison of revegetation rate (over a 5 year period) between burned (14- to 29-years-old) and harvested (10- to 25-years-old) landscapes. (a) for the entire set of landscape burns (productive and unproductive areas), and (b) for the fires that burned only in the productive forested fraction of the landscape burns. Means and standard deviations (SD) are included for each group. A: all transitions from S0 to S1-2-3; B: all transitions from S1 to S2-3 and C: all transitions from S2 to S3.....	138

4.1	Trois cas d'agglomérations de grands feux en pessière à mousses de l'ouest du Québec avec les proportions des habitats brûlés et des habitats résiduels.....	161
-----	--	-----

LISTE DES ANNEXES

Annexe

1.1	Re-labelling of satellite images (41 classes). The other classes were not found in the study area, so they were excluded	46
1.2	Definition of the FRAGSTATS indices used based on McGarigal and Marks (1994)	47
1.3	Comparisons of the frequency of occurrence of forest cover types within the residual habitats and in the surrounding forest landscape for the western zone (a) and eastern zone (b).....	48
1.4	Spatial association between residual habitats and other habitats within fires for western zone (a) and eastern zone (b). Number in bold indicates significant $\chi^2 p$ test.	50
f3.1	PCA showing the post-disturbance of the land cover types from images of 22 burns and 14 harvest landscapes. Each cover type was described using its relative proportion in the disturbed landscape into the PCA (a) Scores: f=fires; c= harvests. First digit = number of disturbance; the second one = time since the last disturbance. (b) Loadings (land cover types). MCfmo (Medium coniferous cover with moss), DCfmat (Dense coniferous mature), OmDc (Open mixed deciduous tendency), OCfmo (Open coniferous with moss), Cwmo (Coniferous woodland with moss), OmDcCf (Open mixed deciduous and coniferous tendency), LSh (Low shrubs), DmDcCf (Dense mixed deciduous and coniferous tendency), OmCf (Open mixed coniferous tendency), ODc (Open deciduous), DmDf (Dense mixed coniferous tendency), H2O (Water), BpBrHpHr (Burn, post-burn, harvest and post-harvest), DmDc (Dense mixed deciduous tendency), CwLi (Coniferous woodland with lichen), MRg (Mixed regeneration), CfRg (Coniferous regeneration), DeDc (Dense deciduous), MoRoc (Moss and rock), ExL (Exposed land), DyDc (Dense young deciduous), TSh (Tall shrubs), Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland), Lic (Lichens), DcRg (Deciduous regeneration), WiSh (Wetland with shrubs). Note here that the recent disturbances of fires and cuts (BpBrHpHr) deviate from the rest of landscape types.....	140
t3.1	Regrouping of the vegetation types based on SIFORT	141

t3.2	Regrouping of the surficial deposits based on SIFORT	142
t3.3	Successional stages based on land cover type classes from satellite imagery	143
t3.4	Post-disturbances composition derived from land cover classes	144

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES

ACP (PCA)	Analyse en composante principale
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et du sol
CLAAG	Careful Logging Around Advance Growth
DCF	Direction de la Conservation des Forêts
HB	Habitats brûlés
HC	Habitats coupés
Hm	Habitats mélangés
HR	Habitats résiduels
HRc	Habitats résiduels dans les coupes
HRcR	Habitats résiduels de type résineux dans les coupes
HRf	Habitats résiduels dans les feux
HRr	Habitats résiduels de type résineux
MH	Milieus humides
RH	Residual habitats
RNI	Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État
SIFORT	Système d'information forestière par tesselle
SOPFEU	Société de protection des forêts contre les feux
SOPFIM	Société de protection des forêts contre les insectes et maladies
TDC	Temps depuis la dernière coupe
TDF	Temps depuis le dernier feu
TDP	Temps depuis perturbation
TSF	Time since the last fire
TSH	Time since the last harvest

RÉSUMÉ

S'inspirer des perturbations naturelles (Aménagement écosystémique) tels que les feux pour l'aménagement des forêts publiques au Québec est une piste qui a été approuvée récemment par le gouvernement. La présente thèse fournit une partie de l'information susceptible d'aider les gestionnaires dans la mise en œuvre de ce type d'aménagement. Elle a pour objectif de comparer des territoires issus de feux et de coupes forestières à une grande échelle spatiale afin de mettre en évidence les similitudes et les divergences quant à la composition et la configuration spatiale des habitats résiduels ainsi qu'à la dynamique de la fermeture des peuplements après ces types de perturbations. L'étude a été menée en pessière noire à mousses de l'Ouest du Québec des régions écologiques 6a, 6b, 6c et 6d. Des images satellites de type Landsat TM déjà classifiées des années 1985, 1995, 2000 et 2005 (Valeria *et al.* 2008), de même qu'une base de données des feux et une couverture écoforestière SIFORT ont été utilisées pour cette étude.

Dans le premier chapitre, une caractérisation de la composition et de la configuration spatiale des feux a permis de dégager un portrait spatial des paysages brûlés et aussi de mettre en évidence l'importance des conditions physiographiques sur la création des habitats résiduels (HR). La caractérisation a été faite à l'aide de 10 indices spatiaux tirés de FRAGSTATS pour 33 grands feux de taille ($> 2\,000$ ha). Pour les besoins de l'étude, les 48 classes originales des images satellites ont été regroupées en 5 classes: Des Habitats brûlés, des Habitats résiduels, des Milieux humides, de l'Eau et Autres. Les caractéristiques spatiales des feux telles que définies par 10 indices spatiaux et les conditions météorologiques des feux ont été soumises à une analyse en composante principale (ACP).

Les résultats ont montré qu'en moyenne 10% d'habitats résiduels sont épargnés par les feux avec un maximum de 22%. Les feux survenus sur les basses terres de la Baie James seraient plus sévères que ceux qui ont eu cours sur le bouclier canadien et ceci semble être associé à des conditions météorologiques plus extrêmes qui provoquent le brûlage mêmes des milieux humides. Les coupe-feux naturels tels que les plans d'eau favoriseraient la création des HR. Les landes résineuses à fond de mousses apparaissent parmi les types de couverts les plus surreprésentés dans les HR.

Le deuxième chapitre traite la comparaison des patrons spatiaux des habitats résiduels observés dans les feux à ceux observés dans les coupes en pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Trente-trois paysages de feux dont la taille varie de 2 000 à 52 000 ha ont été reproduits dans autant de secteurs de coupes. Une analyse spatiale relative à la composition, à

la configuration et à la fragmentation des HR a été réalisée avec FRAGSTATS 4.1. Les caractéristiques des paysages issus de feux et de coupes ont été caractérisées spatialement et comparés par des tests de *student*.

En utilisant les 5 classes de couvert précédemment définie au chapitre 1, les résultats indiquent que les feux laissent moins d'habitats résiduels que les coupes (en moyenne 12,1% pour les feux versus 20,4% pour les coupes). Cependant, quand on applique pour les coupes un regroupement en 6 classes dans lequel on sépare les HR de type résineux des autres habitats de type feuillus et mélangés, le taux des HR de type résineux des coupes serait similaire à celui des feux (11,8% vs 12,1%). Bien que la taille des feux et des coupes soit la même, la taille moyenne des HR, l'indice du plus grand fragment et le nombre de fragments (NP) apparaissent plus importants dans les feux que dans les coupes sans que ces différences soient statistiquement significatives. La distance moyenne du plus proche fragment et l'indice d'interspersion et de juxtaposition (IJI) sont les seuls indices qui diffèrent significativement entre les feux et les coupes. La distance entre les fragments d'HR est plus petite dans les paysages issus de feux comparée à celle constatée dans les paysages issus de coupes (94 vs 118 m) et les fragments semblent moins dispersés dans les feux (IJI = 43) que dans le cas des coupes (IJI = 65). Les HR des feux sont composés d'une plus grande variété de types de couverts comparativement aux HR laissés après coupes.

Quant au troisième chapitre, il traite de la comparaison de la revégétalisation post perturbation de 22 paysages de feux sélectionnés parmi les 33 paysages de feux du chapitre 1 et de 14 paysages de coupes délimités manuellement sur les images. L'analyse consiste à voir si les paysages coupés se régénèrent au même rythme que les paysages brûlés. Nous désirions aussi vérifier si le succès de régénération est conditionné par la composition du couvert d'origine ou le type dépôt de surface. Le suivi de la revégétalisation a été réalisé par la comparaison d'images satellites et illustré par des vecteurs de succession. L'état du couvert avant perturbation et le type de dépôt de surface ont été tirées de la base des données écoforestières (SIFORT). Le succès, avec lequel le couvert se reconstitue après perturbation, est quantifié dans des matrices de transition.

Au départ, lorsqu'on compare des coupes à des feux du même âge, les coupes apparaissent en avance sur les feux quant au degré de maturation globale du couvert végétal. Dans l'ensemble, les feux montrent un taux de revégétalisation du stade jeune plus faible que celui observé dans le cas des coupes. Toutefois, en ne considérant que la fraction productive des aires de feux (selon SIFORT), le taux de revégétalisation apparaît comparable entre les deux types de perturbations.

Nous avons trouvé que les feux surviennent donc dans des couverts plus hétérogènes que les coupes si bien que plusieurs superficies brûlées étaient non-forestières avant feu. Ceci nous permettrait de penser que les accidents de régénération constatés dans les aires de feux seraient davantage attribuables à la nature non-productive du territoire avant le feu qu'aux effets du feu lui-même.

En conclusion, les feux en pessière à mousses du Québec se caractérisent par une sévérité variable selon les conditions météorologiques et les conditions physiographiques spécifiques à chaque événement. La proportion des HR épargnés par les feux varie d'un feu à un autre. Ils sont créés par les coupe-feux comme la présence de plans d'eau et constitués majoritairement de landes forestières. En comparaison avec les HR générés par les coupes, nos résultats montrent qu'ils sont similaires en quantité, mais de configuration spatiale différente. La fermeture de la canopée post coupe apparaît plus rapide en raison de la régénération préétablie qui est souvent préservée après la coupe. De plus, les coupes s'opèrent exclusivement en milieux forestiers productifs, alors que les feux brûlent tous les types de milieux forestiers ou non en autant qu'il y ait du combustible.

Mots clés: Feu, coupe, images satellites, analyse spatiale, habitats résiduels, revégétalisation, aménagement.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Couvrant environ 30% de la superficie forestière mondiale, la forêt boréale est le plus vaste biome terrestre de la planète. Elle représente au Canada un revenu non négligeable pour son économie et constitue un élément significatif de sa richesse (Volney et Hirsch 2005; Brandt *et al.* 2013). Elle a été considérée depuis longtemps comme une ressource inépuisable qui a attiré la convoitise des différentes compagnies forestières. Toutefois, cette forêt a été dynamisée par diverses perturbations naturelles, telles que les épidémies, les chablis et surtout les feux, qui ont marqué son histoire et lui ont imposé une structure typique telle que connue de nos jours dans les milieux les moins affectés par les activités humaines. Parmi ces perturbations, les feux restent les plus spectaculaires que ce soit par l'ampleur des superficies consumées en moindre de temps ou par leur fréquence (Johnson 1992; Payette 1992) et depuis longtemps, ils ont influencé son évolution et façonné son paysage (Heinselman 1973; Bergeron 1991). Juste pour la période de 2003 – 2012, 6110 feux ont parcouru les forêts du Québec en consumant une superficie de plus de 962 000 ha avec une moyenne annuelle de 96 200 ha (SOPFEU 2013). Les essences forestières boréales, tels que le pin gris et l'épinette noire, ont acquis à travers le temps des mécanismes leur permettant de s'adapter à cette perturbation en se régénérant après le passage du feu (Heinselman 1973) et en colonisant ainsi les aires brûlées (Galipeau *et al.* 1997).

Pour maximiser les profits de cette richesse forestière, devancer les feux qui constituent une contrainte à la planification forestière en provoquant d'importantes pertes de volumes de bois, a été l'un des arguments mis en avant pour exploiter davantage cette forêt. Comme les études en forêt boréale étaient insuffisantes, on a justifié l'utilisation des coupes totales en référence aux feux sévères et fréquents qui ne laissent pas d'îlots résiduels. Toutefois, cette idée a été remise en question par Bergeron *et al.* (2002) et Gauthier *et al.* (2008).

Si les feux font partie intégrante du fonctionnement et de l'évolution de l'écosystème forestier boréal (Rowe et Scotter 1973; Johnson 1992; Payette 1992; Hunter 1993; Bergeron 1998; Noël 2001; Volney et Hirsch 2005), le cas des coupes forestières reste une perturbation étrangère à cet écosystème. En conséquence, de nos jours, du point de vue de leur ampleur, les coupes viennent surpasser les feux comme la plus importante perturbation de la forêt boréale (Brumelis et Carleton 1989; Imbeau *et al.* 2001; Schroeder et Perera 2002; Perron *et al.* 2008). À titre d'exemple, en 1995 au Québec, la superficie coupée fût 1,8 fois plus grande que la superficie de bois brûlée (Statistique Canada 1999). À l'échelle régionale, à l'ouest du lac Saint-Jean, entre 1973 et 1997, 413 054 hectares ont été coupés comparativement à 205 635 hectares brûlés (Perron *et al.* 2008).

À cause de leurs impacts écologiques négatifs observés, des inquiétudes se sont manifestées au sujet de ces pratiques forestières qui ont changé complètement les patrons spatiaux et dynamiques en forêt boréale connus sous l'effet des perturbations naturelles, essentiellement les feux (Bergeron *et al.* 2001). En outre, avec le développement des techniques du traitement du bois brûlé, les coupes de récupération viennent s'ajouter aux coupes traditionnelles et on assiste aujourd'hui à l'effet combiné de la sévérité du feu et celle de la coupe dont les conséquences sont loin d'être négligeables (cf. Purdon 2001; Lindenmayer *et al.* 2008). Tout ceci a provoqué un rajeunissement de la forêt boréale avec raréfaction des vieilles forêts et toutes les conséquences écologiques qui en ont découlé, comme la perte d'habitats fauniques qui a entraîné une perte dans la biodiversité (Cyr *et al.* 2010).

Au Québec, sous la pression publique et des scientifiques, une commission d'étude sur la gestion de la forêt boréale a été mise en place sous la présidence de Guy Coulombe en 2004 afin de mettre en lumière l'état de cette forêt après plusieurs décennies d'exploitation et de formuler des recommandations pour les aménagements forestiers futures. Il y a été conclu que la forêt boréale a été trop et mal coupée et le manque de connaissance sur cette forêt, qui présente une grande variabilité écologique à diverses échelles spatiales (Gauthier *et al.* 2001), a été cité comme étant l'une des principales causes (Commission Coulombe 2004).

L'utilisation presque exclusive des coupes totales en remplacement des feux s'est avérée un mythe (Gauthier *et al.* 2008). Les feux, quel que soit leur sévérité, épargnent toujours des proportions diverses d'arbres isolées ou d'ilots d'arbres intacts ou partiellement brûlés (Foster 1983; Eberhart et Woodard 1987; Stuart-Smith and Hendry 1998; Turner *et al.* 1998; Delong et Kessler 2000; Gauthier *et al.* 2001; Kafka *et al.* 2001; Perron *et al.* 2008; Dragotescu et Kneeshaw 2012). Depuis l'acquisition grandissante de connaissances sur les écosystèmes et de leurs fonctionnements, une nouvelle vision d'aménagement forestier a été imposée en se basant sur l'émulation des perturbations naturelles, particulièrement les feux (aménagement écosystémique) (Attiwill, 1994 ; Hunter, 1993; Bergeron et Harvey, 1997; Bergeron *et al.* 1999). Cet aménagement a été proposé comme une solution alternative à l'aménagement forestier conventionnel pour réduire l'écart entre les paysages naturels et aménagés (Gauthier *et al.* 2008; Jetté *et al.* 2008) et assurer ainsi un aménagement forestier durable. L'objectif est de maintenir les écosystèmes forestiers à l'intérieur de leur intervalle historique de variabilité (Cyr *et al.* 2009) en se basant sur les connaissances acquises sur les perturbations naturelles en forêt boréale. Selon une étude en pessière à mousses de l'ouest du Québec (Perron *et al.* 2008), les coupes des dernières années ne ressemblent pas aux perturbations causées par les feux, ni au niveau de leur taille ni au niveau de leur répartition spatiale.

Après donc tant d'années d'exploitations forestières, des questions se sont toujours posées, à savoir à quel point ces coupes sont différentes des feux. Une comparaison entre ces deux types de perturbations en forêt boréale dans le but de rechercher les réponses à cette question s'est imposée et constitue le cœur même de cette thèse. Les images satellites de type Landsat TM ont été utilisées pour cette étude. Elles ont été choisies pour leur disponibilité, leur grande couverture spatiale (185 km de largeur), leur grande résolution au sol (30 mètres) et la disponibilité d'images successives. La télédétection satellitaire s'est avérée jusqu'à présent de plus en plus utile (Brunelle *et al.* 1989) et efficace pour observer et mesurer les caractéristiques structurales des paysages à une large échelle spatiale (Hall *et al.* 1991). Elle a déjà été utilisée pour quantifier les changements des patrons de paysage imposés par l'aménagement forestier (Ripple *et al.* 1991 ; Spies *et al.* 1994). Schroeder et Perera (2002)

notent bien le besoin d'une étude à grande échelle écologique pour bien comprendre les deux phénomènes. Récemment, Valeria *et al.* (2012) ont utilisé ces mêmes images satellites classifiées pour le suivi temporel de l'état de la forêt boréale de l'Est du Canada. Cependant, malgré l'avantage de la disponibilité de ces images déjà classifiées pour notre territoire à l'étude, ceci a limité le nombre de feux et de coupes à étudier parce que les quatre scènes successives ne couvrent pas simultanément l'ensemble du territoire. La portion du territoire à l'étude ouverte par ces images est de 104 150 km².

Les habitats résiduels

Après le passage du feu, un changement au niveau des patrons spatiaux du paysage se produit suite à la destruction de la partie aérienne des peuplements (Andison 2012). Cependant, en raison des influences topographiques (configuration du terrain), climatiques (humidité, vent) et biotiques (type et état des combustibles) (Van Wagner 1983 et McRae *et al.* 2001), les feux brûlent rarement de façon homogène sur un territoire donné (Bergeron *et al.* 2001; Turner et Romme 1994; Delong et Tanner 1996 et Miller et Urban 1999) et il y aura souvent des plages de végétation épargnées par le feu (îlot résiduel) et d'autres touchées à différents degrés (Turner *et al.* 1998; Gauthier *et al.* 2001; Kafka *et al.* 2001). À cause de la grande variabilité qui caractérise la sévérité des feux de forêts, leur impact sur la végétation est aussi variable dépendamment des régions et de leurs conditions du milieu (Leonard *et al.* 2014). Cette variabilité dans la sévérité du feu fait en sorte qu'il persiste des forêts résiduelles réparties à l'intérieur du périmètre du feu. Outre les banques de graines au sol ou aérienne qui assurent la revégétalisation post-incendie et le rétablissement de certaines espèces sur place, ce sont ces îlots résiduels qui maintiennent la diversité écologique et qui aura le principal rôle dans la recolonisation végétale des zones perturbées (Galipeau *et al.* 1997; Ohlson *et al.* 1997). Le feu joue, ainsi, un rôle dans le maintien de l'hétérogénéité du paysage forestier par la variabilité de sa fréquence (Bergeron et Dansereau 1993) ainsi que par sa sévérité (Kafka *et al.* 2001).

Les études sur les habitats résiduels (HR) (appelés aussi forêt résiduelles, îlots résiduels, peuplements résiduels, etc.) ont vu le jour durant les trois dernières décennies et ont touché

différents aspects, à savoir les caractéristiques écologiques, la configuration et la répartition spatiale (Eberhart et Woodard 1987; DeLong et Tanner 1996; Stuart-Smith et Hendry 1998; Andison 2004; Perron *et al.* 2008; Dragotescu et Kneeshaw 2012). La quantité des HR dans l'aire des feux varie amplement selon la taille des feux, des régions, des matériels et méthodes utilisés et des conditions locales du milieu. Les feux de petites tailles ne contiennent pas d'habitats résiduels (Eberhart et Woodard 1987). Plus la taille des feux est importante, plus il y a possibilité d'avoir davantage d'habitats résiduels, car il y aura plus de probabilité que le feu soit arrêté par des coupe-feux (ex. plans d'eau, milieux humides, pentes fortes, etc.). Certaines études se sont intéressées à l'ensemble des HR, d'autres ont distingué dans leur calcul les habitats de type «îlots» qui sont à l'intérieur du périmètre de feu entourés complètement des habitats brûlés et des habitats de type «presqu'îles» et «corridors» qui sont en contact avec la forêt matrice. Gauthier *et al.* (2001) et Kafka *et al.* (2001) ont même distingué dans les HR des feux récents ceux qui sont complètement intacts et ceux qui sont partiellement brûlés. Ces derniers vont majoritairement disparaître durant les deux premières années suivant le feu à cause de la mortalité (Angers *et al.* 2011).

Comparaison des feux et des coupes

Si certaines études ont comparé les feux et les coupes au niveau local (Nguyen-Xuan *et al.* 2000; Noël 2001 et Purdon 2001), à l'échelle du paysage, les études relatives à la caractérisation spatiale des feux et des coupes restent très limitées au Québec (Perron *et al.* 2008 et Dragotescu et Kneeshaw 2012). Certaines études ont considéré la forêt résiduelle dans leurs investigations en lien qu'avec la faune (Ferron et St-Laurent 2005; Nappi *et al.* 2007). Bien que l'étude de Perron *et al.* (2008) ait touché une région plus ou moins vaste de la pessière à mousses, elle reconnaît qu'il faut être prudent quant à la généralisation de ses résultats pour toute la pessière noire québécoise, du fait que la récurrence et l'intensité du feu sont différentes selon les régions. Binkley *et al.* (1993), abondent dans le même sens et signalent la complexité d'extrapoler les données sur de grandes régions et sur une échelle temporelle plus longue. Même les études menées dans les forêts du centre et de l'ouest du continent (Foster 1983; Payette *et al.* 1989; Burton *et al.* 2008; Soverel *et al.* 2010) ne

peuvent être appliquées, étant donné que la structure, la composition de même que les régimes de perturbations sont différents de ceux de la forêt boréale de l'est du Canada (Perron *et al.* 2008). En plus, la majorité des études ont considéré dans leurs investigations les petits feux et, parfois, ont procédé à une comparaison avec de grandes agglomérations de coupes (Stuart-Smith et Hendry 1998; Perron *et al.* 2008; Dragotescu et Kneeshaw 2012). L'étude spatiale des grands feux est inexistante en pessière à mousses et c'est en partie là où réside l'originalité de notre étude. Elle essaie de combler cette lacune et d'apporter de l'information pour cette région du Québec qui connaît une forte exploitation forestière en s'intéressant à ces grands feux. Ce sont ces derniers qui sont responsables de la majorité des superficies brûlées en forêt boréale en imposant un façonnement typique de ses paysages. Selon Stocks *et al.* 2002, les grands feux supérieurs à 200 ha contribuent à 97% de la superficie brûlée au Canada, malgré qu'ils ne représentent que 3% de la totalité des feux.

Tous les auteurs, qui ont comparé les effets du feu à ceux de la coupe en forêt boréale, affirment qu'ils sont différents (McRae *et al.* 2001; Schroeder et Perera 2002 et Perron *et al.* 2008) et ces différences ne sont pas toujours claires à grande échelle. Même s'il existe quelques effets semblables, la coupe totale ne maintient pas le même niveau de variabilité que les perturbations naturelles (Feu, vent, maladies). Si elle est appliquée à grande échelle, elle peut être un facteur de dégradation (Purdon 2001).

Le paysage de la forêt boréale est actuellement sous l'influence constante et cyclique de la part des perturbations par les coupes et par les feux (à des divers degrés de sévérité). Bien que soumise à des perturbations naturelles de grandes superficies, la forêt boréale demeure dominée par de grands massifs forestiers. La concentration spatiale des coupes et leur cumul temporel ont contribué à leur diminution (Perron *et al.* 2008) en provoquant la raréfaction des vieilles forêts (Jetté *et al.* 2009), menaçant ainsi toutes les espèces qui leur sont associées. Les coupes produisent des patrons spatiaux différents de ceux créés par les feux (Schroeder et Perera 2002). Les patrons de coupes ont provoqué ainsi un effet dramatique sur la structure du paysage (Baskent 1997; Cyr *et al.* 2009). Selon Sachs *et al.* (1998), les parterres individuels récoltés étaient régulièrement beaucoup plus petits, leurs formes étaient plus simples et ils se ressemblent dans toutes les zones étudiées. Par contre, plusieurs coupes sont

effectuées de manières agglomérées sur de courtes périodes de temps, ce qui fait que les aires en régénération ont tendance à être plus grandes que celles créées par les feux. De plus, alors que la distance entre des aires en régénération créées par les feux est généralement grande, l'agglomération d'aires de coupe du sud vers le nord crée un patron très différent (Belleau *et al.* 2007; Perron *et al.* 2008).

À l'échelle de la perturbation

Les feux et les coupes ne produisent pas le même effet (Perron *et al.* 2008) ni sur le milieu physique ni sur le milieu biotique; les effets des feux sont plus complexes (DeLong et Tanner 1996). L'effet des coupes est relativement homogène sur tous les paysages récoltés puisqu'on utilise des périodes de révolution similaires, des superficies de mêmes tailles et la même sévérité sur tous les peuplements (Puettmann *et al.* 2009). Quant à l'effet des feux, il est hétérogène, car il est sous l'influence de sa sévérité, qui est conditionnée par les conditions météorologiques qui ont eu cours lors du brûlage et du combustible brûlé. Le fait que les feux surviennent aléatoirement fait en sorte que son impact pourrait être un peu partout dans le territoire, ce qui donne un paysage spatialement complexe. En effet, les feux génèrent des patrons spatiaux relativement complexes comparativement à ceux générés par les coupes (DeLong et Tanner 1996). La présence des îlots résiduels dispersés à l'intérieur des coupes est indispensable pour la régénération des forêts aménagées (Ziga 2004) et pour les brûlis (McRae *et al.* 2001). Ces îlots sont similaires du point de vue proportion dans les deux types de perturbation (Perron *et al.* 2008), toutefois ils ne sont pas de même forme (McRae *et al.* 2001); ceux des coupes sont moins fragmentés et de forme plus complexe (Perron *et al.* 2008).

Du point de vue types de couvert, selon Carleton et McLellan (1994), le type et l'intensité des perturbations liés au feu et à la coupe produisent des patrons de rétablissement différents de la végétation ligneuse. La végétation associée à la coupe comporte moins de conifères et plus de feuillus (peupliers) que celle issue de feu. Les étapes de la succession, suite à la récolte et

au feu, diffèrent aussi fréquemment; elles peuvent conduire à la diminution des conifères à la faveur des feuillus (McRae *et al.* 2001; Harvey et Bergeron 1989).

À l'échelle du peuplement

L'effet du feu sur la végétation en place dans la forêt boréale est lié au type de peuplement brûlé, à la fréquence et à la sévérité du feu. Les principales essences forestières de la forêt boréale (Pin gris, Épinette noire et Peuplier faux tremble) sont bien adaptées au passage du feu et colonisent les brûlis dès les premières années après feu (St-Pierre *et al.* 1992 et Greene *et al.* 1999). On assiste alors à un retour rapide à l'état antérieur au passage du feu, chose que l'on n'observe pas toujours dans le cas des coupes traditionnelles (coupe totale) où, après perturbation, les peuplements mixtes ou à prédominance de feuillus dominent (Harvey et Bergeron 1989). En revanche, malgré leurs limites (Lecomte 2005), les CPRS (coupes avec protection de la régénération et du sol) pourraient aussi favoriser le retour rapide des peuplements à leur état antérieur grâce à la régénération préétablie.

Les feux engendrent une complexité plus grande à l'échelle du peuplement. Cette complexité est perceptible au niveau de la structure des jeunes peuplements issus de la perturbation naturelle causée par le feu, alors qu'elle est simple suite à des coupes (Nguyen-Xuan *et al.* 2000; McRae *et al.* 2001 et Perron *et al.* 2008). Toutefois, l'occurrence en rafale de coupes et de feux rapprochés pourrait mener à l'ouverture des peuplements (Payette et Delwaide 2003). En parallèle, des feux très éloignés dans le temps peuvent entraîner l'extinction locale de certaines espèces, comme le pin gris (Bergeron et Dansereau 1993).

Cette thèse fournit une partie de l'information qui pourrait aider les gestionnaires dans la mise en œuvre d'un aménagement forestier qui se rapproche le mieux possible des feux (aménagement écosystémique). Elle s'intéresse à la quantification et à la configuration spatiale des habitats résiduels observés dans les aires de feux et dans les secteurs de coupes, ainsi qu'à la fermeture des peuplements après perturbation. L'étude s'est basée sur des scènes satellitaires datant des années 1985, 1995, 2000 et 2005. De plus, on a eu recours à la base de

données sur les feux pour la période 1965-2003. Finalement, on a utilisé la cartographie forestière SIFORT correspondant aux trois inventaires décennaux du ministère.

Dégager des stratégies d'aménagement forestier durable qui demeurent dans les limites de la variabilité des perturbations naturelles est l'objectif de cette étude. Il consiste à trouver des cibles d'aménagement en termes de composition et de structure de paysages issus de feux qui seraient utilisées comme référence à la planification des opérations de coupes dans la pessière à mousses de l'Ouest de Québec.

Pour atteindre cet objectif, trois principales questions ont été énoncées et leurs réponses seront apportées par les trois chapitres :

- 1- La sévérité des feux est-elle spatialement aléatoire et imprévisible? Les conditions météorologiques, la configuration physiographique et les conditions du feu pourraient-elles expliquer la configuration, la composition et la quantité d'HR après feux? De même, les HR sont-ils créés de façon aléatoire ou bien suite à leur proximité à des coupe-feux naturels?
- 2- Les coupes laissent-elles autant d'HR en qualité (composition) comparable à ce que les feux laissent? Aussi, les HR après coupe présentent-ils une configuration similaire à celle des HR après feu?
- 3- Les types de couvert affectés par les feux sont-ils différents des ceux affectés par des coupes en raison de la nature différente des deux types de perturbation (type de milieu et types de dépôt de surface)? De plus, le taux de fermeture du couvert (revégétalisation) associé à ces deux types de perturbation est-il différent? Enfin, les feuillus sont-ils davantage favorisés par les coupes que par les feux?

Comme aucune étude n'a eu pour objectif d'étudier les caractéristiques spatiales des grands feux en pessière à mousses de l'ouest du Québec, j'essaierai dans le premier chapitre de me focaliser sur cet aspect dans le territoire à l'étude, une région connue par sa forte exploitation forestière. J'étudierai la composition et la configuration spatiale des HR dans les feux en

mettant l'emphasis sur l'importance des conditions météorologiques, des caractéristiques physiographiques régionales et des propriétés du feu pour expliquer la configuration, la composition et la quantité des HR après feux. Je vérifierai aussi si les HR sont créés aléatoirement dans l'aire de feu ou sont en lien avec des coupe-feux naturels tels que les cours d'eau. Je m'intéresserai aux grands feux de taille supérieure à 2 000 ha, car ce sont les responsables du façonnement du paysage boréal et, malgré leur faible nombre, ils sont derrières les 94% des superficies brûlées dans les régions écologiques étudiées (6a, 6b, 6c et 6d) pour la période entre 1965 et 2003.

La délimitation des feux dans ce chapitre est primordiale car elle a une influence sur la taille des feux et, par conséquent, sur l'abondance des HR. La différence dans les limites des feux constatée entre celles fournies par le Ministère (base de données cartographiques sur les feux) et celles repérées directement sur les images satellites m'a obligé à corriger ces limites et à regrouper les feux qui se touchent et qui sont survenus la même année. Enfin, 33 grands feux qui répondent à des critères préalablement établis ont été retenus. Leur comparaison selon des attributs spatiaux s'est faite entre deux zones représentant des conditions physiographiques différentes : le bouclier canadien à l'Est et les basses terres de la Baie James à l'Ouest.

Dans le second chapitre, je comparerai les patrons spatiaux des HR observés dans les paysages de feux avec ceux observés après des coupes afin de mettre en évidence les similitudes et les divergences à l'échelle spatiale qui caractérisent ces deux perturbations. La comparaison est faite à partir d'une dizaine d'indices spatiaux tirés de FRAGSTATS (McGarigal et Marks 1994). Ils concernent la composition, la configuration et la fragmentation. De même, le type de couvert composant les HR des deux perturbations a été analysé. L'étude est faite sur 33 paysages de feux et 33 paysages de coupes. Ces derniers sont des copies des paysages de feux qui sont placées dans des secteurs coupés.

Enfin dans le dernier chapitre, j'essaierai de répondre à un questionnement visant à savoir si les coupes pourraient être une perturbation alternative aux feux en termes de facilité d'assurer le renouvellement de la forêt perturbée. Pour répondre à cette question, j'ai essayé de voir si

les paysages qui ont subi de la coupe se régénèrent au même rythme que ceux brûlés. Aussi, si le succès de revégétalisation est conditionné par la composition d'origine du couvert ou le type de dépôt de surface. Vingt-deux paysages de feux sélectionnés à partir des 33 feux précédemment étudiés et 14 paysages de coupes délimités manuellement sur des images satellites ont été analysés. Le nombre restreint de paysages étudiés est imposé par la disponibilité des données avant (SIFORT) et après (images satellites) perturbation. En raison de la nature même des feux de forêts, deux types de comparaison ont été faites avec les coupes. D'abord, les coupes avec l'ensemble de l'aire du feu et puis les coupes avec uniquement la portion productive touchée par le feu.

Dans la conclusion générale, je résumerai les principaux résultats de chaque chapitre en mettant en avant les contributions originales de la thèse. Je ferais par la suite le lien avec leurs applications en aménagement forestier. Je discuterai à la fin des limites de notre étude compte tenue des données utilisées et je proposerai des pistes de recherche future qui découlent de la réalisation de cette étude.

CHAPITRE I

SPATIAL PATTERN ANALYSES OF POST-FIRE RESIDUAL STANDS IN THE BLACK SPRUCE BOREAL FOREST OF WESTERN QUEBEC

Amar Madoui, Leduc Alain, Sylvie Gauthier et Yves Bergeron

Article publié en 2010 dans

International Journal of Wildland Fire, 19, 1110-1126

1.1 Résumé

La présente étude tente de caractériser la composition et la configuration spatiale des habitats résiduels laissés après feux dans la pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Trente-trois grands feux, de taille variant entre 2 000 et 52 000 ha, ont été sélectionnés et extraire des images satellites Landsat TM classifiées. Les résultats montrent qu'en moyenne 10,4 % de leur superficie est épargné par le feu avec un minimum de 2% et un maximum de 22%. Les îlots de forêts qui ont partiellement ou totalement échappé au feu forment des habitats résiduels (HR). Il a été trouvé que la quantité d'habitats résiduels suit une fonction linéaire en fonction de la taille des feux mais leur proportion semble relativement constante. L'analyse spatiale a montré que les feux pourraient être séparés en deux groupes en fonction des zones physiographiques où ils se trouvent (Bouclier canadien à l'Est et la ceinture d'argile des basses terres). Les feux dans la zone ouest génèrent moins HR et semblent être associés à des conditions météorologiques extrêmes. Dans la plupart des cas, il n'y avait aucune association avec de l'eau ou les milieux humides, dans certains feux la présence d'HR est associée à la proximité des plans d'eau. L'absence également d'association entre les HR et les milieux humides suggère que ce type de milieu fait partie du combustible. Les landes résineuses sur fond de mousse apparaissent particulièrement surreprésentées dans les HR. Nos résultats suggèrent que les conditions physiographiques locales et régionales influencent fortement la création d'HR, par conséquent, il est important de tenir compte de ces différences lors de l'application de l'aménagement écosystémique.

Mots clés additionnels : Patron de feu, habitats résiduels, zones physiographiques, images satellites.

1.2 Abstract

In this study, we characterised the composition and configuration of post-fire residual habitats belonging to two physiographic zones of the black spruce–moss domain in western Quebec. Thirty-three large fires 2000–52 000 ha were selected and extracted on classified Landsat satellite imagery. The results show that a minimum of 2% and a maximum of 22% of burned areas escaped fire, with an overall average of 10.4%. The many forest patches that partially or entirely escaped fire formed residual habitats (RHs). It was found that although the area of RHs follows a linear relationship with fire size, their proportion appears relatively constant. Spatial analyses showed that the fires could be separated into two groups depending on the physiographic zones (East-Canadian Shield v. West-Clay Belt Lowlands). Fires in the west zone generate less RHs and appear to be associated with more extreme weather conditions. In most cases there was no association with water or wetlands; in some fires the presence of RHs is associated with the proximity of water bodies. The failure to find an association between RHs and wetlands suggests that this type of environment is part of the fuel. Coniferous woodland with moss appears particularly overrepresented within RHs. Our results suggest that the local and regional physiographic conditions strongly influence the

creation of RHs; therefore, it is important to consider those differences when applying ecosystem-based management.

Additional keywords: fire pattern, residual habitats, physiographic zone, satellite imagery.

1.3 Introduction

Fire is one of the main natural disturbances influencing the landscape mosaic in boreal forests. The extent of area consumed by fire can be large (over one million ha) (Johnson 1992), contributing extensively to the reshaping of the landscape (Heinselman 1973; Bergeron 1991). In the coniferous boreal forest, the fire disturbance regime is characterised by crown fires of high intensity spanning large areas (Van Wagner 1983).

Recent studies have shown, however, that despite the general severity of fires, they do not burn the entire area located within the perimeter of such an event (Kafka *et al.* 2001; Leduc *et al.* 2007; Perron *et al.* 2009). Typically the burned area includes a mosaic of stands that have burned at different degrees of severity: some entirely burned habitats (with scorched or blackened canopies), other habitats burned to varying degrees (where scorched and unscorched trees are present), and habitats where all tree canopies have been spared (Van Wagner 1983; Turner and Romme 1994; Gauthier *et al.* 2001; Kafka *et al.* 2001; Leduc *et al.* 2007; Perron *et al.* 2009). Therefore, in a fire event, there are many forest patches that partially or entirely escape fire, forming residual habitats (RHs).

The larger the fire, the greater is the probability of encountering barriers impeding fire expansion (wetlands, waterways, steep slopes; Eberhart 1986). These RHs, either located within the burned area or on the periphery, play an important role in maintaining ecosystem functions through the recolonisation of tree species within the burned area (Kafka *et al.* 2001), maintaining biodiversity, and acting as animal refuges (Bendell 1974; Gandhi *et al.* 2001; Imbeau and Desrochers 2002; Nappi *et al.* 2004).

The presence of RHs is usually attributed to one of the three following hypotheses or scenarios. First, they can be generated more or less randomly (Jenkins *et al.* 2001; Meyn *et al.* 2007; Podur and Martell 2009), for instance as a consequence of a change in wind direction that occurs during the fire, which subsequently helps to preserve RHs. Second, some land cover types could be less susceptible to fire because of their fuel properties (Pyne

1984; Cumming 2001; Collins *et al.* 2007). In this case, these cover types might appear more frequently within residual patches than in the surrounding landscape. Third, the presence of natural fire breaks (such as wetlands, water or steep or rugged terrain) could protect forest patches from fire (Romme and Knight 1981; Eberhart 1986; Roman-Cuesta *et al.* 2009). In this case, we might observe a positive spatial association between RHs and water bodies or wetlands. As the importance of these elements at the landscape level may differ among physiographic units, we can hypothesise that distinct physiographic regions would also show different RH compositions and configurations (Kushla and Ripple 1997; Mermoz *et al.* 2005; Flannigan *et al.* 2009; Roman-Cuesta *et al.* 2009).

The general objectives of the present study were to characterise the composition and configuration of RHs in the black spruce–moss domain of western Quebec and to examine differences between two physiographic zones, i.e. the eastern zone (Canadian Shield) and the western zone (James Bay Lowlands), using Landsat satellite imagery. There have been relatively few studies on the characterisation of RH patterns using satellite imagery within large fires. The first objective was to evaluate if factors such as weather conditions, physiographic configuration and fire conditions could explain the configuration, composition and amount of RHs after fires. The second objective was to evaluate whether RHs are created randomly or as a result of particular stand composition types that naturally deter fire or due to their proximity to natural fire breaks.

1.4 Study area

The study area located in western Quebec, between 74–80°W and 49–51°N, is part of the black spruce–feathermoss bioclimatic subdomain (Fig. 1.1). Considering the ecological differences that characterise the study area (deposit type, vegetative cover, wetland environment, etc.), two physiographic zones were distinguished: the western zone is associated with the James Bay Plain whereas the eastern zone consists of the Canadian Shield. The following characteristics are based on Robitaille and Saucier (1998). The organic deposit type, accumulated in poorly drained areas, is dominant in the west, whereas in the

east the dominant surficial deposit type is thick glacial till (Table 1.1). Using ESRI ArcGIS 9.2 (Redlands, CA, USA), the boundaries of the two physiographic zones (west and east) were established by following the distribution of outer limits of the main deposit types.

Mean annual precipitation in the west is low (less than 700mm) whereas in the east it is 900 mm. Mean annual temperature in both zones varies between -2.5 and 0.0°C. The relief is relatively uniform and flat in the west, characterised by plains with a few scattered rocky hills. It is more rugged in the east, consisting mostly of hills. The mean slope is fairly small in the far west (<1%) whereas in the east the mean slope is greater. Main water bodies (e.g. lakes) in the east are many shapes and sizes, whereas in the west the few and smaller water bodies are more uniformly shaped or circular. In addition, the western zone contains large peatlands (Payette and Rochefort 2001).

Based on the observation of Landsat image classification (see below), the two zones show notable differences in the nature of their forest land cover (Table 1.1). The western zone is composed of 42% open coniferous with moss; 25% medium coniferous cover with moss; and 19% coniferous woodland with moss. Dense coniferous mature makes up only 7% of the cover.

Approximately 52% of the east zone is accounted for by two co-dominant land cover types: Dense coniferous mature (26.2%) and open coniferous with moss (25.5%). In addition, medium coniferous cover with moss accounts for 20% of the area. To summarise, the landscape of the west zone is characterised by a forest with a low-density coniferous cover mixed with woodlands, whereas the east zone is composed of older coniferous stands, coupled with high-density coniferous stands. Referring to studies conducted south of the study area (Bergeron *et al.* 2004, 2006), and based on the frequency of fires observed, the current fire cycle (1940–present) should be 400 years, and it could be longer in the western than in the eastern zone. Fires have occurred in the entire study area, with a greater number occurring in the south and north-east. The region covered by satellite images that was considered in the analyses covers 80, 000 km².

1.5 Methodology

1.5.1 Fires selection

Four satellite scenes of the study area taken at different dates (1985, 1995, 2000 and 2005) and already classified with 80% accuracy (Wulder *et al.* 2008) plus a geo-referenced database including all the fires between 1940 and 2003 provided by the Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) were at the basis of this study. As reported by Johnson *et al.* (1998), smaller fires are the most common; however, the larger fires affect the structure and composition of the boreal forest the most. Consequently we have chosen to work with fires that are equal or superior to 2000 ha, which are responsible for 94% of the burned area for the time period observed (1965-2003).

The size distribution of the 724 large fires that occurred in the spruce–moss domain of western Quebec enabled us to classify the fires into four different size classes: Class I (2000–5000 ha); Class II (5000–15 000 ha); Class III (20 000–40 000 ha); and Class IV (>40 000 ha). Among them, only 37 fires were subsequently included in further analyses based on the following criteria: (1) adequate satellite scene availability, i.e. the difference between the image year and the fire year was less than 25 years (based on our personal observation, after 25 years, RHs become difficult to distinguish from post-fire revegetated areas, thereby increasing the confusion between burned habitat and RH); and (2) the post-fire stands had not been salvaged, based on forest inventory maps of the province reported spatially in the Système d'information forestière par tesselle database (SIFORT SOPFEU, SOPFIM, DCF).

Careful examination revealed that the fire boundaries depicted on satellite images were occasionally different from the fire boundaries reported in the MRNF database. For the purpose of this study, the boundaries were delineated on the images themselves, a step recommended recently by Podur and Martell (2009). Moreover, in order to minimise RH peripheral and isolated pixels, an inside 30 m-wide buffer zone from the perimeter of the fire was established. In addition, some fires that were very close to one another, occurring within the same month and sharing the same ignition date, were lumped together. The final list of

sampling fires consisted of 33 fire landscapes (29 individual fires and 4 lumped fires) (Table 1.2).

1.5.2 Identification of post-fire RH patches

The satellite scenes used were previously classified into 48 land cover types (Wulder *et al.* 2008). For all fire images, we used an ArcGIS 9.2 generalisation function called Majority Filter. This tool replaces cells in a raster based on the majority of their contiguous neighbouring cells. We used eight neighbours (a 3 x 3 sliding window) with a majority replacement threshold.

This operation was repeated six times in order to generalise the image sufficiently to eliminate the maximum number of isolated pixels from the fire periphery. To facilitate further analyses of spatial configuration, a contrasted fire landscape was generated by grouping the original 48 land cover types in to five different habitat types: burned habitat, residual habitat, wetland, water, and others. The robustness of this classification was verified by comparing before and after fire scenes available for eight fires, particularly to make sure that cover classes regrouped in RHs were also present before the fire event. The final classification (Appendix 1.1) shows that RHs are composed of cells with a forested land cover.

1.5.3 Spatial configuration of RHs within the fire perimeter

The within-fire configuration and fragmentation of habitats were obtained using the spatial analysis program FRAGSTATS 3.3 (McGarigal and Marks 1994). Because of potential redundancies between the results obtained with spatial indices when they are correlated (Turner *et al.* 2001), Wu (2004) suggested that indices should be carefully chosen based on their minimal correlations with other indices, their simplicity and their sensitivity to landscape variations. To minimise consequent redundancies, only 10 indices were retained, which belong to three index groups. Four indices concern the overall landscape composition: total area of fire (TA), total area in RHs (CA), percentage of landscape in RHs (PLAND), and largest patch index in RHs (LPI). Three indices concern RH configuration: Area-Weighted

Mean Shape Index (AWMSI), mean nearest neighbour distance (ENN_MN), and Interspersion and Juxtaposition Index (IJI). Finally, three indices concern the fragmentation level: number of patches, patch density, and mean patch size (MPS). Some of these indices were also computed for all habitat types (see Appendix 1.2).

1.5.4 Ordination of spatial data

To summarise the configuration characteristics, all fires described by spatial indices were submitted to a Principal Component Analysis (PCA) in a first step. In the second step, to assess the extent to which these characteristics could be influenced by the climatic conditions prevailing during each fire, post-hoc correlations between the PCA fire scores obtained and external explanatory factors (date, weather and fire danger indices) were carried out. Fire duration was defined as the time elapsed from the onset of the fire until it was declared extinguished.

Fire danger data were described using the six indices of the Canadian Forest Fire Weather Index System that qualifies the effects of fuel moisture and wind on fire behaviour (Van Wagner 1987). The first three indices are the fuel moisture codes: Fine Fuel Moisture Code represents the moisture content of the litter, Duff Moisture Code represents the moisture content of the loosely compacted and decomposing organic layers of moderate depth, and Drought Code (DC) represents the moisture content of the deep and compact organic layers. The remaining three indices, which represent fire behaviour, are computed from the preceding indices and wind velocity: Initial Spread Index provides an estimation of the rate of spread; Build-up Index provides an estimate of the fuel available for combustion, whereas Fire Weather Index (FWI) is a rating of frontal fire intensity. Daily Severity Rating is a numeric rating of the difficulty of controlling fires. It is based on the FWI, but it more accurately reflects the expected efforts required for fire suppression.

The values were provided by the SOPFEU (Société de protection des forêts contre les feux; Québec fire agency) for most fires. When the data were missing they were computed using a modified version of BioSIM (Québec, QC, Canada), which now includes a routine to

compute those values (Régnière and Bolstad 1994). Only the maximum values during the course of the fire were used for these variables: DC, precipitation, relative humidity, Duff Moisture Code, FWI, wind speed (WS), Build-up Index, temperature, Fine Fuel Moisture Code, Initial Spread Index, and Daily Severity Rating. The cause of fire, its start date and the fire zone (west or east) were also included in post-hoc correlation with PCA fire scores. Student's *t*-test was performed in order to compare the west and east zones regarding spatial indices, the percentage of wetland, the percentage of water, and the total percentage of wetland and water.

1.5.5 RH composition: are particular land cover types more likely to generate RHs?

To determine whether some land cover types are more fire resistant (subsequently creating RHs), we compared the composition (in terms of proportion of land cover) of post-fire RHs with the land cover proportions of their associated physiographic zones using the original classified images of 2000. Prior to calculating these proportions, we excluded cover types supposed not to be susceptible to fire, such as cut, water, wetlands, herb, agriculture, lichen, moss and alpine land, in addition to the regrouped classes in the 'others' category (see relabeling above).

The proportions of land cover observed in the physiographic zones were considered the 'expected values', whereas the land cover proportion within RHs for each fire were considered as the 'observed values'. A partial Chi-square was calculated using the following Chi-square test: $\chi^2_p = (O - E) / \sqrt{E}$ (Bishop *et al.* 1975), where O is observed and E is expected. This partial Chi-square was computed for each of the nine land cover types, and the critical value with Bonferroni correction was calculated for both zones with three confidence limits ($\alpha = 0.01$, $\alpha = 0.05$, $\alpha = 0.001$) using the following formula:

$$\sqrt{ddl * (\chi^2 \frac{\alpha}{nbcases}) / nbcases} \quad (\text{Legendre and Legendre 1998}), \text{ with 8 degrees of freedom and}$$

a case number of 18 (corresponding to two columns, i.e. the zone and the fire, and nine land cover types (2 x 9)). When the Chi-square value is equal to or greater than the absolute

critical Chi-square value, it indicates a significant difference between the land cover proportion observed in the RH and the expected values for the zone. Positive values indicate an over-representation within post-fire RHs compared with its proportion in the zone, whereas negative values indicate an under-representation. In the case of a non-significant difference, it implies that the RH composition is proportional to the composition found in the physiographic zone.

1.5.6 RH spatial distribution: are RHs adjacent within the water bodies or wetlands?

To determine if the occurrence of RHs is associated with land cover, we compared, for each fire, two composition vectors. The first vector describes the land cover composition in contact with RHs and corresponds to the ‘observed values’. The second composition vector, corresponding to the ‘expected values’, describes all contacts (edge composition) of all land cover types present within a fire. Land cover composition surrounding RHs was obtained using ArcGIS 9.2 tools. First, we used the ‘expand’ tool to identify RH first-order neighbouring cells. This expanded fire map was overlaid with the fire map in order to identify pixels showing changes. These pixels correspond to the RH surrounding environment and their composition on the fire map constitutes the RH neighbourhood composition. To assess the total land cover contact composition observed in the entire fire, we then used the FRAGSTATS edge characterisation tool, which allowed us to calculate the sum of all pixels that showed a contact between two or more land cover types. In order to avoid a double count, RH contact pixels were removed from the total contact composition vector. To statistically compare the composition vector surrounding RHs with the total contact composition vector, the partial Chi-square calculation described in the previous section was used.

1.6 Results

1.6.7 Spatial configuration of RHs within the fire perimeter

The RHs occupied between 1.9 and 22.3% of the total fire area, with an average of 10.4%. With regard to wetlands and aquatic environments, they vary between fires from 0.3 to 28%

and from 0.01 to 7.1%, with an average of 5.7 and 2% respectively (Fig. 1.2). Fires in the west zone generate on average 5.7% of RHs v. 12.4% for fires in the east zone. We observed a strong correlation between the size of fire and total RH area, implying that the larger the fire is, the larger the RH area will be ($r = 0.8379$; $P < 0.0001$) (Fig. 1.3a). However, the proportion of RHs was independent of fire size (Fig. 1.3b). Total RH area was proportional to the relative area occupied by wetlands and water (Fig. 1.3c). This implies that as these two habitat types become more abundant within fire perimeters, there will consequently be more RHs created ($r = 0.6500$; $P < 0.0001$). This correlation is due essentially to the presence of water but not to that of wetlands, as further explained below.

The first two axes of PCA expressed 73% of the variation in the 10 retained spatial indices (Fig. 1.4a). The TA, CA and the number of residual patches had high loadings on Axis 1 ($r = 0.7204$, $P < 0.0001$; $r = 0.8642$, $P < 0.0001$; $r = 0.7897$, $P < 0.0001$ respectively). The second axis appears mostly influenced by the LPI and the IJI. LPI is positively correlated with the second axis whereas IJI is negatively correlated with this axis. IJI measures the mean connectivity of patches from one class with patches from the other classes; when IJI=0, the RH class is adjacent to a single class, whereas when IJI=100, the RH class is simultaneously adjacent to all other classes. The second axis therefore indicates that when RHs are adjacent to a variety of other classes (high IJI), the largest patch of RH tends to be smaller (small LPI). There is also a good correlation between LPI, average RH size (MPS), and the AWMSI.

When the individual fires are shown on PCA ordination (sample scores), there is a clear size gradient (TA) (Fig. 1.4b) on the first axis and an IJI gradient on the second axis (Fig. 1.4c). The large fires (Classes III and IV) are located on the positive portion of Axis 1. With regard to IJI, fires with an index value greater than 50% (meaning high interspersed) are located in the positive portion of Axis 2 (Fig. 1.4c); whereas those with values below 50% (low interspersed) are located in the negative portion. Moreover, most of the eastern fires tend to have an IJI lower than 50%.

In order to associate this RH configuration with weather conditions, the fire scores on PCA axes were correlated with meteorological factors. The duration of the fire (with all other factors linked to it) is the only variable correlated with PCA Axis 1. PCA Axis 2 depicts a geographical gradient; the fires of the west zone are concentrated in the superior portion whereas the fires in the east zone are located in the inferior portion.

In addition, the DC (Fig. 1.4d) and the average proportion of wetlands show a significant correlation with Axis 2 (threshold: $\alpha = 0.1$ and 0.05 respectively) (Fig. 1.4d). Also, wetland areas are significantly correlated with the physiographic zone ($r = 0.5958$, $P = 0.0003$).

1.6.8 Differences in RHs between the two physiographic zones

Many spatial indices differ significantly between the western and eastern zones as for PLAND, Largest Patch Index (LPI), MPS, AWMSI, and IJI. The fires in the western zone have generated less RHs than those in the eastern zone (PLAND). Moreover, the percentage of wetlands differs significantly, being more abundant in the western zone than in the eastern zone (Table 1.3). In contrast, the proportion of water is higher in the east than in the west. Patch density and mean distance to the nearest RH patch (ENN_MN) are similar for fires in both zones, but other indices vary between zones. LPI, MPS and AWMSI are smaller in the western zone than in the eastern one. LPI varied between 0 and 2% in the western zone v. 0 and 5% in the eastern zone. Fires of the western zone generated small patches (MPS) compared with those in the east. This MPS index varies between 1 and 3 ha in the west compared with 1 and 8 ha in the east. The AWMSI values indicate that RHs have a simpler shape in the western zone compared with those of the eastern zone, varying between 1 and 2 and 2 and 4 respectively. The IJI is higher for fires in the west zone compared with those in the east zone, varying between 48 and 87% v. 25 and 62%. The high IJI percentage for fires in the west zone suggests that they are associated with a greater number of habitat types than those in the east zone. Despite the fact that the proportion of burned habitats is the same for both zones, there are 50% fewer RHs in the west zone compared with the east zone. Similarly, even though the proportion of water is comparable in both zones, wetlands appear to be more abundant in the west zone than in the east zone.

1.6.9 RH composition: are particular land cover types more likely to generate RH?

By comparing the land cover composition of RHs to that of their associated physiographic zones (Table 1.4, Appendix 1.3), we tested whether some land cover types were more likely to be observed in RHs than expected under a randomness assumption.

The following three land cover types were the only ones that appeared to be significantly over-represented among the RHs in the western zone, suggesting that fire tends to avoid burning these land cover types: coniferous woodlands with moss, medium coniferous cover with lichens, and open coniferous with lichen. Among the different types of forest land cover, coniferous woodland with moss appeared to be the only type with an over-representation within the RHs of the two zones, confirming a lower potential to burn.

1.6.10 RH spatial distribution: are RHs adjacent to water bodies or wetlands?

The adjacency analysis of RHs with other habitat types suggests that, in most cases, RHs are randomly distributed within burned area as they are mostly associated with the more prominent habitat type (i.e. burned habitats). In some fires, however, RHs show a positive association with water bodies. Among the 33 fires selected, the majority of fires (30) present an association with the burned area habitat type suggesting that RHs are dispersed randomly along fire course (Table 1.5, Appendix 1.4). However, 11 fires (33%) also have RHs showing a significant positive association with water bodies. In the western zone, 40% of the fires showed a significant association with water bodies in comparison with 30% in the eastern zone. Nevertheless, no RHs, whatever the fire zone, showed any association with wetlands, despite their high abundance in the western zone.

1.7 Discussion

1.7.11 Influence of the physiographic zones on the importance and configuration of RHs.

In our study, RHs represent on average 10% of total fire area, regardless of fire size. In comparison to other studies, our proportions of RHs are similar to those observed by Stuart-Smith and Hendry (1998), who found that proportions varied between 0.6 and 24.9% in

British Columbia. Our proportions are, however, lower than those reported by Perron *et al.* (2009) in the northern Lac-Saint-Jean region (7–37%), located east of our study area. These differences can be due to differences in analysis methods and the size of fires retained for the analysis. Perron *et al.* (2009) used relatively smaller fires (in general < 2500 ha) than ours and their analysis method might have overestimated the quantity of peninsular RHs compared with the method we used. Large fires are more likely to encounter natural firebreaks such as wetlands, standing water bodies or steep slopes (Eberhart 1986). Moreover, meteorological conditions (e.g. wind direction change) prevailing during large fires could have an influence on the number and size of RHs. However, the proportion of fire in RHs appears not to be correlated with fire size, contrary to what was observed by Eberhart and Woodard (1987) and Delong and Tanner (1996).

Fires in the western zone (James Bay Lowlands) generated, on average, less RH area than those in the east zone (Canadian Shield), probably due to the different environmental conditions present in each region. Fires in the Canadian Shield had a longer duration, during which meteorological conditions (i.e. wind direction change) could vary considerably, consequently influencing fire behaviour and ultimately generating more RHs. The ecological heterogeneity of the east zone, be it physical (more rugged topography, more standing water bodies and less wetlands) or biological (differences in forest land covers), could have led to differences in fire behaviour. Conversely, in the west zone, fires were more evenly distributed, probably as a result of the initially homogeneous nature of the forest cover and the environmental conditions. The ordination analysis showed an association between the higher DC observed during fire in the west zone. The DC, which is associated with large fires, may explain in part the patterns observed in the size and shape of their RHs. The RHs have a simpler shape in the western zone compared with those in the eastern zone. This could be due to the homogeneity of the terrain and their small size (low MPS).

1.7.12 Influence of land cover types on RH formation

There are some forest types that are present more often in RHs despite their low availability in the landscape surrounding fire. This suggests that some land cover types are more likely to be spared from fires independently of the zone of fire. Within fires of the two zones, coniferous woodlands with moss are predominant in RHs, although their availability in the landscape is low. This type of land cover has a low tree density and may not be prone to high-intensity fires because of a lack of fuel. This avoidance exercised by fire is contrary to what has been found by other authors such as Podur and Martell (2009) who attest that fires in Ontario consume fuel types as a function of their availability (randomly), under the effect of extreme meteorological conditions that accompany large fires.

1.7.13 Effect of natural fire breaks on RH formation

1.7.13.1 Water bodies

Our results suggest that certain land cover types are more prone to form RHs, but their spatial distribution within the fire perimeter would mostly be random under the influence of weather conditions. The random locations of RHs within fires were also reported by other studies in boreal forests and it is attributed to variations in weather conditions. Jenkins *et al.* (2001) also lean towards the idea that the vortices that are created within a fire are likely to generate residual patches at random, whereas at the stand scale, Perera *et al.* (2009) conclude that initial forest cover characteristics, site conditions and proximity to water have no influence on RH variability.

In 33% of the fires, RHs were significantly associated with the proximity of water bodies. The relative abundance of water bodies as well as their larger size could explain this association with water. This association was mostly observed in fires that include a small number and a considerable size of water bodies, whatever the zone of fire. When comparing the 11 fires in which RHs are significantly associated with water with the 19 fires that are not, Student's *t*-test revealed significant differences in the area covered by water bodies ($P <$

0.0487). The average area of each patch of water was higher for fires in which RHs were associated with water bodies than for those that were not (9.01 v. 3.78 ha respectively).

1.7.13.2 Wetlands

The failure to find an association between RHs and wetlands, mainly for the west zone where they are in high abundance, suggests that these land cover types are part of the fuel that burns during fire. In addition, fires in this type of environment, especially in peatland, are caused by lightning and can only occur in extreme weather conditions. This situation shows that the factor limiting the development of RHs should only stem from a meteorological cause, as suggested by Meyn *et al.* (2007) and Podur and Martell (2009). The major influence of meteorological conditions on fire behaviour in peatland has been described in several studies. Flannigan *et al.* (2009) found a positive correlation between the abundance of peatland and the size of large fires in the western Canadian landscape, and the annual areas of peatland in this region are correlated with the drought moisture code (Turetsky *et al.* 2004); it was also found that the burn area in fens was large (Turetsky *et al.* 2004). These large fires are always associated with extreme meteorological conditions. Although burning the same area as those in the east, albeit in fewer days, the majority of fires in the west zone burned from the first fortnight of June and lasted a shorter time compared with those in the east.

According to Roulet *et al.* (1992), the warmer temperatures increase evapotranspiration in peatland mosses and decrease ground water levels. This causes a decrease in surficial soil humidity and could have an indirect effect on fires in these ecosystems by altering the fuel load and the connectivity between fuel types (Flannigan *et al.* 2009). This could partly explain why we did not find any association between RHs and wetlands in our study. The other explanation may also lie in the types of wetland habitats that correspond to three types of treed wetlands: wetland with tall shrubs and trees, wetland with low shrubs, and wetland with bryoid; the fire might behave differently depending on the type of wetland it burns. Due to the low availability of wetland with bryoid in fires (9% of all wetlands, whatever the fire zone), their role as firebreaks is negligible. In contrast, wetland with low shrubs constitutes

the majority of wetland habitats, whatever the zone of fire, followed by wetland with low shrubs, and this explains the lack of association of RHs with these types of environment, demonstrating once again their high combustibility during large fires, which is in agreement with Turetsky *et al.* (2004) who suggested that wet areas of boreal landscapes were burning more than previously believed.

1.8 Conclusion

This study allowed us to understand the formation of RHs within large fires and their spatial distribution in the spruce– moss forest of western Quebec. Large fires in the boreal forest never burn the totality of available fuel but leave a proportion of RH, regardless of the physiographic unit. The area of RHs depends on the size of the fire, the meteorological conditions (DC), and the physiographic zone. Fires originating from a physiographic zone characterised by a large proportion of peatland (west) generated less RHs than those in the region characterised by a rougher topography and more woodlands (east). Generally, land cover types are represented proportionally to their availability in RHs except for coniferous woodland with moss, which seems less likely to burn. This fuel type that appears to be less susceptible to fire could constitute ‘micro hotspots’ of biodiversity (Hörnberg *et al.* 1998; Gandhi *et al.* 2001) that need to be identified and preserved during forest harvesting.

We have shown that fires behave differently between physiographic zones and that the local conditions of each zone influence the formation, the amount and the configuration of RHs. This implies that within an ecosystem-based management approach, a regional approach should be taken when developing retention targets. Also, extreme weather during large fire events has an important impact on the creation of these RHs, especially in zones with high amounts of peatlands. As climate change will also affect extreme climate events such as the frequency of droughts or heavy rains (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007), this relationship needs to be investigated further.

1.9 Acknowledgements

We obtained our original dataset from the Minister of Natural Resources and Wildlife Quebec (MRNFQ) and Natural Resources Canada, and we especially thank Julie Fortin (Direction de l'environnement et de la protection des forêts) for providing the provincial fire data and André Beaudoin (Canadian Forest Service) for providing the satellite images. We also thank Mélanie Desrochers for her assistance with GIS. We are most grateful to Centre d'étude de la forêt and Canadian Forest Service staff for their logistic support. Le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies de Québec (FQRNT) and Université du Québec à Montréal (UQAM) (Bourse d'excellence) provided financial support. Finally, we thank Isabelle Lamarre for English editing.

1.10 References

- Bendell JF (1974) Effects of fire on birds and mammals. In 'Fire and ecosystems'. (Eds TT Kozlowski, CE Ahlgren) pp. 73–138. (Academic Press: New York)
- Bergeron Y (1991) The Influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest-fire regimes. *Ecology* **72**, 1980–1992. doi:10.2307/1941553
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M, Kafka V (2004) Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* **85**, 1916–1932. doi:10.1890/02-0716
- Bergeron Y, Cyr D, Drever CR, 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. doi:10.1139/X06-177
- Bishop YMM, Fienberg SE, Holland PW (1975) 'Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice.' (MIT Press: Cambridge, MA)
- Collins BM, Kelly M, van Wagten J, Stephens SL (2007) Spatial patterns of large natural fires in Sierra Nevada wilderness areas. *Landscape Ecology* **22**, 545–557. doi:10.1007/S10980-006-9047-5
- Cumming SG (2001) A parametric model of the fire-size distribution. *Canadian Journal of Forest Research* **31**, 1297–1303. doi:10.1139/CJFR-31-8-1297
- Delong SC, Tanner D (1996) Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. *Biodiversity and Conservation* **5**, 1191–1205. doi:10.1007/BF00051571
- Eberhart KE (1986) Distribution and composition of residual vegetation associated with large fires in Alberta. MSc thesis, Department of Forest Science, University of Alberta, Edmonton.
- Eberhart KE, Woodard PM (1987) Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* **17**, 1207–1212. doi:10.1139/X87-186
- Flannigan M, Stocks B, Turetsky M, Wotton M (2009) Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology* **15**, 549–560. doi:10.1111/J.1365-2486.2008.01660.X

- Gandhi KJK, Spence JR, Langor DW, Morgantini LE (2001) Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Biological Conservation* **102**, 131–141. doi:10.1016/S0006-3207(01)00099-4
- Gauthier S, Leduc A, Harvey B, Bergeron Y, Drapeau P (2001) Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste Canadien* **125**, 10–17.
- Heinselman ML (1973) Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* **3**, 329–382. doi:10.1016/0033-5894(73)90003-3
- Hörnberg G, Zackrisson O, Segerström U, Svensson BW, Ohlson M, Bradshaw RHW (1998) Boreal swamp forests. *Bioscience* **48**, 795–802. doi:10.2307/1313391
- Imbeau L, Desrochers A (2002) Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* **164**, 249–256. doi:10.1016/S0378-1127(01)00598-9
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) ‘Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.’ (Eds S Solomon, D Qin, M Manning, Z Chen, M Marquis, KB Ave, M Tignor, HL Miller) (Cambridge University Press: Cambridge, UK)
- Jenkins MA, Clark T, Coen J (2001) Coupling atmospheric and fire models. In ‘Forest Fires: Behavior and Ecological Effects’. (Eds EA Hohnson, K Miyanishi) pp. 257–302. (Academic Press: New York)
- Johnson EA (1992) ‘Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest.’ (Cambridge University Press: New York)
- Johnson EA, Miyanishi K, Weir JMH (1998) Wildfires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* **9**, 603–610. doi:10.2307/3237276
- Kafka V, Gauthier S, Bergeron Y (2001) Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* **10**, 119–127. doi:10.1071/WF01012
- Kushla JD, Ripple WJ (1997) The role of terrain in a fire mosaic of a temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management* **95**, 97–107. doi:10.1016/S0378-1127(97)82929-5

- Leduc A, Bergeron Y, Gauthier S (2007) Relationships between prefire composition, fire impact, and postfire legacies in the boreal forest of eastern Canada. In 'The Fire Environment: Innovations, Management, and Policy'. (Eds BW Butler, W Cook) USDA Forest Service Proceedings RMRS-p-46CD, pp. 187–193. (Fort Collins, CO)
- Legendre P, Legendre L (1998) 'Numerical ecology.' 2nd English edn. (Elsevier Science B.V.: Amsterdam)
- McGarigal K, Marks BJ (1994) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNWGTR-351. (Portland, OR)
- Mermoz M, Kitzberger T, Veblen TT (2005) Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* **86**, 2705–2715. doi:10.1177/0309133307079365
- Meyn A, White PS, Buhk C, Jentsch A (2007) Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. *Progress in Physical Geography* **31**, 287. doi:10.1177/0309133307079365
- Nappi A, Drapeau P, Savard JPL (2004) Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *Forestry Chronicle* **80**, 67–74.
- Payette S, Rochefort L (2001) 'Écologie des tourbières du Québec-Labrador.' (Presses de l'Université Laval: Québec)
- Perera AH, Dalziel BD, Buse LJ, Routledge RG (2009) Spatial variability of stand-scale residuals in Ontario's boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research* **39**, 945–961. doi:10.1139/X09-024
- Perron N, Bélanger L, Vaillancourt MA (2009) Spatial structure of forest stands and remnants under fire and timber harvesting regimes. In 'Ecosystem Management in the Boreal Forest'. (Eds S Gauthier, MA Vaillancourt, A Leduc, L De Grandpre, DD Kneeshaw, H Morin, P Drapeau, Y Bergeron) pp. 129–154. (Les Presses de l'Université du Québec: Québec)
- Podur JJ, Martell DL (2009) The influence of weather and fuel type on the fuel composition of the area burned by forest fires in Ontario, 1996–2006. *Ecological Applications* **19**, 1246–1252. doi:10.1890/08-0790.1
- Pyne SJ (1984) 'Introduction to Wildland Fire: Fire Management in the United States.' (Wiley: New York)

- Régnière J, Bolstad P (1994) Statistical simulation of daily air temperature patterns in eastern North America to forecast seasonal events in insect pest management. *Environmental Entomology* **23**, 1368–1380.
- Robitaille A, Saucier JP (1998) ‘Paysages régionaux du Québec méridional.’ (Les Publications du Québec: Québec)
- Roman-Cuesta RM, Gracia M, Retana J (2009) Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire. *Forest Ecology and Management* **258**, 71–80. doi:10.1016/J.FORECO.2009.03.041
- Romme WH, Knight DH (1981) Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology* **62**, 319–326. doi:10.2307/1936706
- Roulet N, Moore T, Bubier J, Lafleur P (1992) Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus* **44B**, 100–105.
- Stuart-Smith K, Hendry R (1998) Residual trees left by fire: final report. British Columbia Ministry of Forests, Enhanced Forest Management Pilot Project Summary. (Invermere, BC)
- Turetsky MR, Amiro BD, Bosch E, Bhatti JS (2004) Historical burn area in western Canadian peatlands and its relationship to fire weather indices. *Global Biogeochemical Cycles* **18**, GB4014. doi:10.1029/2004GB002222
- Turner MG, Romme WH (1994) Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* **9**, 59–77. doi:10.1007/BF00135079
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) ‘Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process.’ (Springer-Verlag: New York)
- Van Wagner CE (1983) Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands. In ‘The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems’. (Eds RW Wein, DA MacLean) pp. 65–80. (Wiley: New York)
- Van Wagner CE (1987) Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Canadian Forest Service, Forestry Technical Report No. 35. (Ottawa, ON)
- Wu J (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* **19**, 125–138. doi:10.1023/B:LAND.0000021711.40074.AE

Wulder MA, White JC, Cranny M, Hall RJ, Luther JE, Beaudoin A, Goodenough DG, Dechka JA (2008) Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project. *Canadian Journal of Remote Sensing* **34**, 549–584.

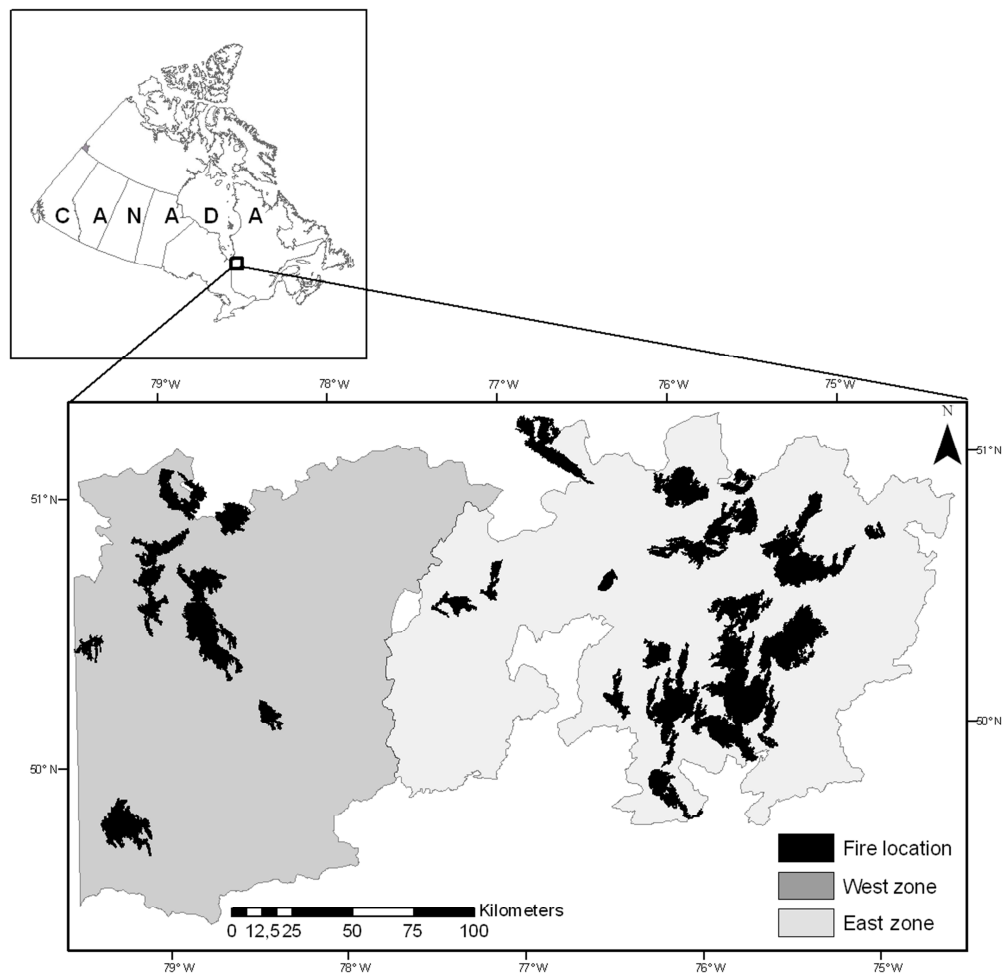


Figure 1.1 Study area and location of the fires sampled

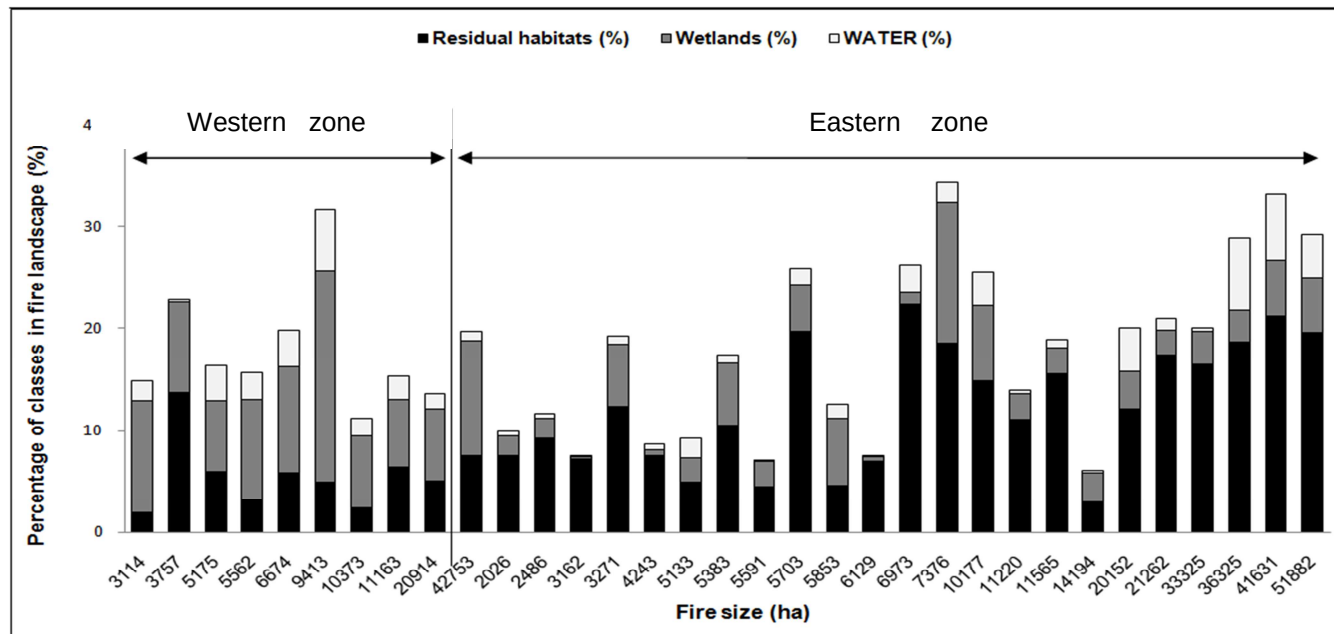


Figure 1.2 Relative areas of residuals habitats, wetlands and standing water bodies for the 33 sampled fires in the black spruce-feathermoss bioclimatic subdomain of western Quebec. The fires are first ranked by region and then by size.

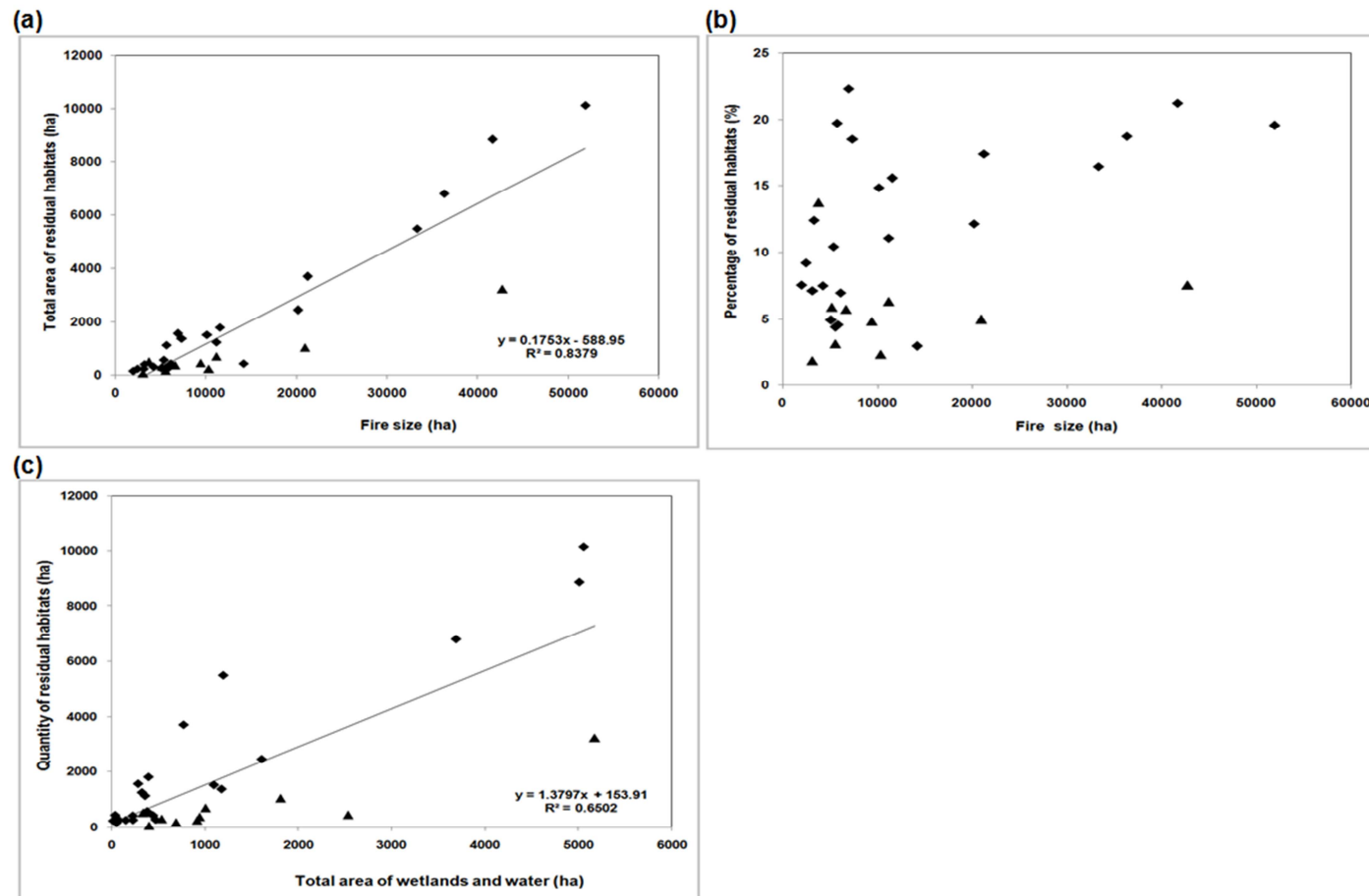


Figure 1.3 Relationships between (a) fire size and total area of residual habitats, (b) fire size and percentage (%) of residual habitats, and (c) total area of wetlands and aquatic habitats (ha) and total area of residual habitats (ha). ♦ Fires in the west zone ▲ Fires in the east zone

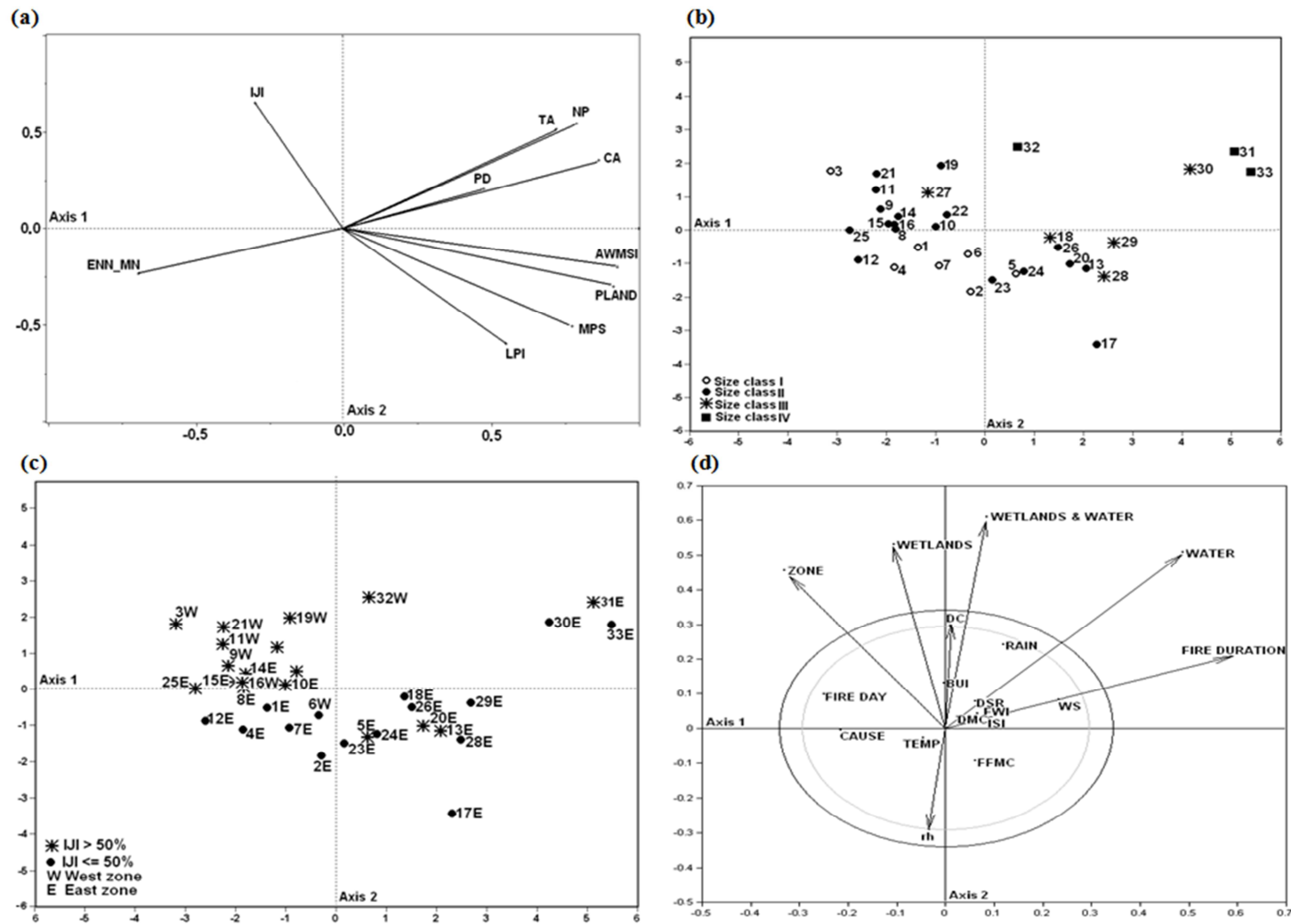


Figure 1.4 (a) Principal component analysis of the 10 spatial indices of the 33 fires. LPI (Largest Patch Index); AWMSI (Area-Weighted Mean Shape Index); MPS (Mean patch size); IJI (Interspersion and Juxtaposition Index); ENN_MN (Mean nearest-neighbour distance); NP (Number of patches); PD (Patch density); CA (Class area); TA (Total landscape area); PLAND (Percentage of landscape), (b) ordination of fires as a function of size, (c) ordination of fires as a function of their zone and the interspersion and juxtaposition index, and (d) correlation biplot based on the indirect ordination of fire scores and explanatory variables. Inner circle: $p=0.1$; outer circle: $p=0.05$. Only the correlations with $p < 0.1$ are shown with an arrow. Precipitation (RAIN), Relative humidity (rh), Wind speed (WS), Temperature (TEMP), Daily Severity Rating (DSR), Duff Moisture Code (DMC), Drought Code (DC), Fire Weather Index (FWI), Fine Fuel Moisture Code (FFMC), Initial Spread Index (ISI), and Build-up Index (BUI)).

Table 1.1 Land cover types and physical characteristics in each zone

Physical characteristics^A	West zone	East zone
Precipitation	<700 mm	900 mm
Temperature °C	-2.5 - 0.0	-2.5 - 0.0
Relief	Uniform and flat	Rugged
Slope	1%	7%
Water bodies	Few and smaller, uniformly shaped	Different shapes and size
Peatlands (wetlands)	Large and many	Few
Surficial deposit	Clay plus till	Organic
Land cover types^B	%	%
<i>Open coniferous with moss</i>	42.0	25.5
<i>Medium coniferous cover with moss</i>	25.0	20.1
<i>Coniferous woodland with moss</i>	18.6	5.7
<i>Dense coniferous mature</i>	7.0	26.2
<i>Open coniferous with lichen</i>	3.8	1.5
<i>Dense mixed coniferous tendency</i>	2.2	16.4
<i>Medium coniferous cover with lichens</i>	1.1	1.4
<i>Open mix of broadleaf and coniferous</i>	0.3	2.3
<i>Dense mix of broadleaf and coniferous</i>	0.1	0.9

^A Robitaille and Saucier (1998).

^B From satellite imagery.

Table 1.2 Characteristics of the 33 sampled fires

Fire No	Zone	Month	Area (ha)	TSF (year)	Duration (days)	Cause	DC	FWI
3	West	6	3 114	9	30	L	195.3	8.1
6	West	6	3 757	2	20	L	209.0	4.1
9	West	6	5 175	3	33	L	132.0	2.7
11	West	7	5 562	10	21	L	123.3	1.7
16	West	6	6 674	1	16	L	77.9	4.1
19	West	8	9 413	19	38	L	331.8	4.8
21	West	6	10 373	5	20	L	150.0	6.6
23	West	5	11 626	2	17	L	117.5	4.3
28	West	6	20 914	24	33	H	132.7	2.6
32	West	6	42 753	3	25	L	136.8	1.2
1	East	6	2 026	5	21	L	122.3	2.7
2	East	6	2 486	14	22	H	124.4	2.3
4	East	7	3 162	10	10	H	206.3	5.9
5	East	6	3 271	5	17	L	144.7	2.5
7	East	5	4 243	<1	33	L	121.9	4.1
8	East	6	5 133	5	22	L	124.0	3.2
10	East	5	5 383	15	30	L	108.7	5.5
12	East	8	5 591	5	25	L	219.0	2.4
13	East	5	5 703	<1	28	L	122.9	4.9
14	East	5	5 853	13	12	H	45.7	3.4
15	East	5	6 129	6	22	H	104.9	8.1
17	East	6	6 973	5	32	L	130.4	2.3
18	East	6	7 376	25	25	H	108.1	9.6
20	East	6	10 177	5	22	L	119.6	3.3
22	East	5	11 220	15	45	L	156.6	5.7
24	East	6	11 565	5	31	L	125.4	2.1
25	East	6	14 194	4	39	L	106.0	2.2
26	East	5	20 152	15	35	L	109.8	3.3
27	East	6	21 262	5	19	L	108.4	8.9
29	East	5	33 325	15	41	L	121.1	3.9
30	East	6	36 325	18	48	H	145.3	5.5
31	East	6	41 631	20	53	L	196.0	5.3
33	East	5	51 882	15	44	L	117.3	4.3

TSF=time since fire, with the date when the satellite image was taken; Duration = time elapsed between the day the fire started and the day it was extinguished; L=lightning; H=human; DC=Drought Code; FWI=Fire Weather Index; Fires resulting from lumped are numbers 7, 8, 9 and 25.

Table 1.3 Comparison (Student t-test) of the mean values of the 10 spatial indices and other descriptors of the fires between the western and eastern zones. Significant values are indicated in bold.

Variables	Average West	Average East	<i>t</i> student value	df	<i>p</i> -value
LPI	0.79	2.07	2.99357	31	0.005
AWMSI (SHAPE_MN)	2.00	2.83	3.29954	31	0.002
MPS (ha)	1.74	3.66	3.55121	31	0.001
IJI (%)	65.34	44.55	-4.54276	31	0
ENN_MN (m)	170.18	171.02	0.05916	31	0.953
NP	371.00	489.96	0.59792	31	0.554
PD	3.28	3.37	0.25518	31	0.800
CA (ha)	712.77	2152.55	1.52780	31	0.137
TA (ha)	11 889.80	13 698.30	0.35514	31	0.725
WL (ha) + WATER (ha)	1 436.96	999.99	-0.77243	31	0.446
RH (%)	5.66	12.42	3.29933	31	0.002
BH (%)	81.84	81.35	-0.15830	31	0.875
WL (%)	10.03	3.79	-4.87653	31	0.000
Water (%)	2.44	1.81	-0.85518	31	0.399
OTHER (%)	0.04	0.63	1.81061	31	0.080
WL (%) + WATER (%)	12.47	5.60	-4.03588	31	0.000

LPI (Largest patch index); AWMSI (Area-Weighted Mean Shape Index); MPS (Mean patch size); IJI (Interspersion and juxtaposition index);

ENN_MN (Mean nearest-neighbour distance); NP (Number of patches); PD (Patch density); CA (Area of residual habitats); TA (Total area of

fire); WL (Wetlands); RH (Residual habitats); BH (Burned habitats).

Table 1.4 Propensity of different forest cover types to escape fire and generate residual habitats. Numbers below +/- columns indicate the number of fires for which the X^2p test appears significant (see appendix 3 for details). + / - signs indicate an over- or under-abundance of the forest cover type among RH compared with their availability in the surrounding landscape.

WEST ZONE					EAST ZONE			
Type of residual habitat	Mean importance within the RH (%)	Number of fires			Mean importance within the RH (%)	Number of fires		
		+	NS	-		+	NS	-
<i>Coniferous woodland with moss</i>	33.0 (78) ^A	8	1	1	28.9 (407) ^A	20	3	0
<i>Dense mixed coniferous tendency</i>	1.6	0	9	1	14.0	3	9	11
<i>Medium coniferous cover with moss</i>	17.2	1	4	5	18.3	4	11	8
<i>Medium coniferous cover with lichens</i>	6.1 (471) ^A	8	2	0	0.7	2	20	1
<i>Open coniferous with lichen</i>	7.5 (95) ^A	5	4	1	0.4	0	23	0
<i>Open coniferous with moss</i>	29.1	1	0	9	22.8	3	14	6
<i>Dense coniferous mature</i>	5.1	1	7	2	9.2	1	0	22

^A Values between brackets indicate the relative difference between the importance of forest cover types within RH and the surrounding landscape. NS= Not significant.

Table 1.5 Spatial association (proximity) between residual habitat (RH) and water, wetlands or burned habitats. The number of fires for which the X^2p test was significant appears in bold (see appendix 4 for details). Values between brackets refer to the number of fires for which we observed a positive spatial association with water/wetlands or burned habitats that is not confirmed by a significant X^2p test.

	The number of fires with which the RH are associated		
	Water	Wetlands	Burned habitats (random)
Western zone (n = 10)	4 (3)	0 (0)	10 (0)
Eastern zone (n = 23)	7 (5)	0 (0)	20 (2)

Appendix 1.1 Re-labeling of satellite images (41 classes). The other classes were not found in the study area, so they were excluded.

Class 1 : Burned habitats	Class 2 : Residual habitats	Class 3 : Wetlands	Class 4 : Water	Class 5 : Others
<i>Burn</i>	<i>Dense coniferous mature</i>	<i>Wetland with tall shrubs and trees</i>	<i>Water</i>	<i>No data</i>
<i>Cut</i>	<i>Medium coniferous cover with moss</i>	<i>Wetland with low shrubs</i>		<i>Shadow</i>
<i>Tall shrubs</i>	<i>Medium coniferous cover with lichen</i>	<i>Wetland with bryoid</i>		<i>Clouds</i>
<i>Deciduous regeneration</i>	<i>Open coniferous with lichen</i>			<i>Snow/ice</i>
<i>Coniferous regeneration</i>	<i>Open coniferous with moss</i>			<i>Rock Outcrop/rubble</i>
<i>Mixed regeneration</i>	<i>Coniferous woodland with moss</i>			<i>Exposed land</i>
<i>Low shrubs</i>	<i>Dense mixed coniferous tendency</i>			<i>Urban</i>
<i>Post-fire regeneration</i>	<i>Dense mixed deciduous/coniferous tendency</i>			
<i>Post-harvest regeneration</i>	<i>Open mixed deciduous /coniferous tendency</i>			
<i>Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland)</i>				
<i>Lichen</i>				
<i>Moss and rock</i>				
<i>Dense coniferous young</i>				
<i>Coniferous woodland with lichen</i>				
<i>Dense deciduous</i>				
<i>Open deciduous</i>				
<i>Dense mixed deciduous tendency</i>				
<i>Open mixed deciduous tendency</i>				
<i>Open mixed coniferous tendency</i>				
<i>Coniferous woodland with shrubs</i>				
<i>Dense young deciduous</i>				

Appendix 1.2 Definition of the FRAGSTATS indices used based on McGarigal and Marks (1994).

Index name	Index abbreviation	Definition and use	Index computed for what
Total landscape area (ha)	TA	This measure corresponds to the entire fire area, including the burned and non-burned habitats, in addition to the previously defined classes (with reference to the interior of the fire).	Entire fire
Class area (ha)	CA	Surface area of each class within the landscape (ha).	Burned habitat Residual habitat Wetland Water and Others
Percentage of landscape (%)	PLAND	Percentage of ground occupied by each class type.	Burned habitat Residual habitat Wetland Water and Others
Largest Patch Index (%)	LPI	Index summing up the largest patch size for a particular class. This index allows to determine a patch's dominance in a class with respect to the different patches of the same class within the fire landscape. This index can also be used to evaluate whether the aggregation is strong or weak.	Residual habitat
Area-Weighted Mean Shape Index	AWMSI	This index increases with the complexity of patch shape in landscape classes.	Residual habitat
Mean nearest-neighbour distance	ENN_MN	The ENN_MN index measures the degree of isolation of patches. This index allows for the evaluation of the mean connectivity between patches of the same type. The higher the ENN-MN, the greater probability that patches of the same type will be further from one another.	Residual habitat
Interspersion and Juxtaposition Index (%)	IJI	This index measures the mean connectivity of patches from one class with patches from the other classes. IJI = 0, when the class is adjacent to another class IJI = 100, when the class is simultaneously adjacent to all other classes	Burned habitat Residual habitat, Wetland and Water
Number of patches	NP	NP = 1, when the landscape contains only one patch from its corresponding class, i.e. when a class consists of one unique patch. Meanwhile, the density of patches is more useful, because it informs us on the spatial distribution of these patches.	Residual habitat, Wetland and Water
Patch density n/100 ha	PD	Number of patches in a 100 ha area.	Residual habitat, Wetland and Water
Mean patch size (ha)	MPS	This index decreases with the increase of patch number, and when the landscape is more and more fragmented.	Residual habitat

Appendix 1.3 Comparisons of the frequency of occurrence of forest cover types within the residual habitats and in the surrounding forest landscape for the western zone (a) and eastern zone (b).

(a)

Fire ID No.	9		23		21		32		16		6		28		3		11		19	
Type of residual habitat	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p	X ² _p	p
Dense coniferous mature	1.0329		0.8908		1.3036		1.197		0.5589		-2.5811	--	0.5018		1.3658		.3917		0.2486	
Medium coniferous cover with moss	.0985		.1732		2.4695	--	0.2202		1.2924		-4.9956	--	1.8173	-	3.0651	--	2.3603	--	2.1971	++
Medium coniferous cover with lichens	.0929		.1016	++	.052	++	.7801	+	12.3979	++	6.4174	++	.5521		.4955	++	.0581	++	.8472	++
Open coniferous with lichens	1.3878		0.7318		.838		.3868		0.157		10.5609	++	1.2481		.5782	++	.7542	++	.7839	++
Open coniferous with moss	2.7147	--	3.1188	--	3.298	--	2.0848	-	-3.711	--	3.7348	++	1.3554		2.7248	--	2.9401	--	1.6503	
Coniferous woodland with moss	.0495	++	.7815	++	.5746	++	.8924	++	0.8		-4.0058	--	.6196	++	.2321	++	.8166	++	.8005	++
<i>Dense mixed coniferous tendency</i>	0.2601		.2062		0.6708		0.9514		-0.3136		-1.4751		.5294		0.4804		0.4637		0.2208	
<i>Dense mixed deciduous/coniferous tendency</i>	.0601		.2782		0.0901		0.2106		-0.0422		-0.2523		.2293		0.2523		0.2523		.3372	
<i>Open mixed deciduous /coniferous tendency</i>	.0707		.2964		0.0273		0.2703		-0.0238		-0.5093		.16		0.2212		0.3664		.0745	

(b)

Fire ID No.	8			25			7			27			2			17			1			5			24			14			15		
Type of residual habitat	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P					
Dense coniferous mature	-4.3075	---	-4.8074	---	-1.618	-	-3.1224	---	-2.6364	---	-3.1167	---	-4.7489	---	-4.3282	---	-3.868	---	-3.2058	---	-4.0498	---											
Medium coniferous cover with moss	1.3206	+	-1.6502	-	0.6041		2.0955	++	0.0095		0.2756		1.6251	+	-0.0782		0.75		-0.2784		1.0251												
Medium coniferous cover with lichens	2.223	+	-0.2556		-1.1688		-0.6358		-0.8822		-0.8377		-0.4501		-0.8636		-0.5406		-0.7996		-1.1688												
Open coniferous with lichens	-0.6795		-1.1142		-1.2137		-0.9824		-0.8687		-1.02		-1.0119		-1.1997		-0.9275		-0.5026		-1.2137												
Open coniferous with moss	-1.5574	-	-0.7269		1.6436	+	-1.5913	-	-1.438	-	-1.1797		-1.6849	-	-0.0379		-0.5942		-0.1249		3.0121	+++											
Coniferous woodland with moss	16.2897	+++	22.4943	+++	-0.0783		9.8485	+++	8.352	+++	9.282	+++	18.1608	+++	13.1325	+++	13.051	+++	13.5422	+++	2.1892	++											
Dense mixed coniferous tendency	-3.5093	---	-3.5687	---	-0.2791		-1.673	-	-0.2167		-0.2335		-3.3019	---	-1.6137	-	-2.1014	--	-2.7804	---	-0.9065												
Dense mixed deciduous/coniferous tendency	-0.8231		-0.7789		-0.3914		-0.1638		0.7714		-0.1058		-0.6879		-0.4001		-0.7565		-0.0296		-0.9243												
Open mixed deciduous /coniferous tendency	-1.0684		-0.7507		1.1921		0.0047		1.9714	++	1.1793	++	-1.3121	-	0.4931		-0.4569		-0.7836		2.0468	++											
	2		10		31		33		29		13		26		18		30		4		20		12										
	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P	X ² p	P									
	3.6181	---	-2.9122	--	-2.695	---	-2.5053	---	-3.4071	---	2.0439	++	-3.9226	---	-4.0609	---	-2.6588	---	-4.4208	---	-3.4868	---	-5.0463	---									
	2.3512	---	-1.2634		-1.0727		-1.7539	--	-1.071		0.0534		-1.4166	-	-2.2268	---	-1.4306	-	-2.1535	--	2.3706	+++	-2.2477	--									
	1.0536		-0.7824		-0.0591		-0.8385		-0.7899		-1.1688		-0.6553		-0.3261		-0.7236		-1.1688	-	1.583	+	-0.9889										
	1.1851		-0.9888		-0.3758		-1.0198		-0.8275		-1.2137		-0.7013		0.2605		-0.9385		-1.2137		0.2896		-1.0838										
	2.0572	++	-0.6716		-0.0932		-1.9725	--	0.2786		-0.2627		0.0448		-0.0588		-1.4998	-	-0.0583		-0.789		-0.9232										
	.0156	+++	9.3375	+++	9.2261	+++	7.4369	+++	5.8178	+++	0.9751		13.3488	+++	3.3707	+++	6.3522	+++	-0.6435		9.0741	+++	25.8757	+++									
	.0111	++	0.1266		-0.7762		0.6753		1.0843		-1.9277	--	-1.5871	-	3.7082	+++	1.198		8.4086	+++	-2.7266	--	-3.8759	---									
	.2842		1.6316		0.1469		6.414		2.4686		-0.1062		1.206		2.5042		4.233		0.4287		-0.7455		-0.9391										
	.0144	+++	1.1072		0.3806		4.0281	+++	1.3612	+	-0.6214		0.7972		3.6879	+++	3.5765	+++	1.6069	+	-0.5684		-1.381	-									

(- or +) $\chi^2_p=1.3066$; significance level $\alpha=0.05$; (-- or ++) $\chi^2_p=1.7172$, significance level $\alpha=0.01$; (--- or +++) $\chi^2_p=2.193$, significance level $\alpha=0.001$.

Appendix 1.4 Spatial association between residual habitats and other habitats within fires for western zone (a) and eastern zone (b).

Number in bold indicates significant $\chi^2 p$ test.

(a)

Fire ID No Type of residual habitat	9	23	21	32	16	6	28	3	11	19
Burned habitats	2.1915	4.8998	3.0940	6.0831	4.8356	2.4156	2.7860	1.7858	2.5127	1.8645
Wetlands	-3.5373	-7.0859	-4.8372	-6.9911	-4.1419	-2.5877	-6.5970	-1.7763	-2.5848	-3.8453
Water	1.3727	1.1518	2.8849	0.5114	-1.9518	-0.5911	4.2035	-0.0141	0.0463	0.8972
Other	—	-0.5557	-0.8050	-0.9037	-0.1092	-1.4522	-1.9393	—	-0.4648	0.5925

(b)

Fire ID No Type of residual habitat	8	25	7	27	2	17	1	5	24	14	15	22	10	31	33	29	13
Burned habitats	3.7551	2.5873	2.2879	1.3770	0.6652	-8.3313	1.4851	2.0548	2.5853	2.9731	2.1035	2.3966	4.9540	4.5594	3.3109	3.1415	2.6726
Wetlands	-5.4456	-0.8196	-4.3998	-2.0096	-1.8944	-3.8498	-2.4199	-4.3779	-3.9539	-0.4150	-4.3316	-3.6714	-8.9269	-8.5347	-4.8641	-0.6152	-5.8218
Water	0.9224	-1.2694	-0.2617	0.2476	-0.3977	-1.9511	0.2157	-0.0529	1.9814	-0.5956	-0.8777	0.0914	3.1206	0.9594	-0.2672	-2.2844	1.3246
Other	-0.8393	-3.3287	-3.1619	-1.2723	-0.8393	-0.9803	—	-1.1133	0.1301	-3.3503	-0.7662	—	-5.4310	-2.6168	-4.5440	-3.7685	-1.5448

26	18	30	4	20	12
6.2835	3.0406	1.4865	0.3306	2.4052	2.4476
-3.0165	-8.5159	-0.5833	-1.8842	-4.0535	-3.8382
1.8559	2.0654	-0.3812	3.0026	1.6562	-0.1845
-0.6190	-1.3725	-2.2674	-0.3867	-0.4223	—

$\chi^2 p = 1.129$, significance level $\alpha = 0.05$.

CHAPITRE II

CARACTÉRISATION DES PATRONS SPATIAUX DES FEUX ET DES COUPES EN PESSIÈRE À MOUSSES DE L'OUEST DU QUBÉBEC. COMPARAISON À PARTIR DES DONNÉES SATELLITAIRES

Amar Madoui, Leduc Alain, Sylvie Gauthier et Yves Bergeron

Cet article sera publié après la prise en compte des commentaires des membres du jury de la thèse.

2.11 Résumé

Une étude portant sur la gestion de la forêt publique québécoise réalisée en 2004 a recommandé que l'aménagement forestier futur doive maintenir la diversité biologique et la viabilité des écosystèmes. Pour y parvenir, il est proposé de réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle en maintenant les forêts aménagées dans un état proche de celui des forêts naturelles (aménagement écosystémique) (Ministère des Ressources Naturelles). Parmi les enjeux majeurs dans l'aménagement forestier durable sont les forêts résiduelles laissées par la coupe et ceci du point de vue quantité, qualité (composition) et structure spatiale. L'objectif de cette étude est de comparer les patrons spatiaux des habitats résiduels observés après feux à ceux observés après coupes en pessière à mousses de l'Ouest du Québec.

Trente-trois paysages issus de feux dont la taille varie de 2 000 à 52 000 ha, ont été calqué dans des secteurs de coupes. Les types de couvert ont été extraits des images satellites Landsat TM. Des analyses de la composition, de la configuration spatiale et de la fragmentation ont été réalisées à l'aide de FRAGSTATS 4.1. Les caractéristiques spatiales des feux et des coupes telles que définies par 10 indices ont été soumises à une analyse en composante principale (ACP).

Les résultats montrent que les feux laissent moins d'habitats résiduels que les coupes (en moyenne 12% pour les feux versus 20% pour les coupes). Toutefois, quand on sépare les habitats résiduels de type résineux des autres habitats de type feuillus et mélangés (qui sont en fait des habitats en régénération), le pourcentage d'habitats résiduels de type résineux chez les coupes est identique à celui des feux (12% dans les deux cas). Bien que la taille des feux et des coupes soit identique, la superficie totale moyenne des HR (CA) est plus importante dans les périmètres des feux que dans ceux des coupes (1939 ha vs 1392 ha). Ceci est dû au fait que les petits feux conservent en moyenne moins d'HR que les coupes de tailles similaire alors que pour les grands feux c'est l'inverse. En outre, l'indice du plus grand fragment (LPI) est en moyenne, deux fois plus grand dans les feux que dans les coupes.

Du point de vue de la fragmentation, le nombre moyen de fragments (NP) est légèrement plus grand dans les feux que dans les coupes (970 vs. 846) bien que les autres indices (PD et MPS) soient similaires. Par rapport à la configuration, la forme des HR semble la même dans les deux types de perturbations, mais la distance moyenne du plus proche fragment et l'indice d'interspersion et de juxtaposition sont les seuls qui diffèrent significativement entre les feux et les coupes. L'ENN_MN est en moyenne, plus faible chez les feux comparée à celle constatée chez les coupes (95 vs 118 m). De même, les HR dans l'aire des feux semblent moins dispersés (IJI = 43) dans le périmètre du feu que dans le cas de la coupe (IJI = 65).

Nos résultats permettent de mieux décrire les différences entre les perturbations naturelles et anthropiques. Le développement des pratiques de rétention afin de réduire les écarts observés entre les feux et les aires récoltées peut alors prendre forme.

Mots clés : Aménagement écosystémique, habitats résiduels, rétention forestière, perturbations, feux de forêts, fragmentation, biodiversité.

2.12 Introduction

Depuis longtemps, le feu est considéré comme la principale perturbation naturelle en forêt boréale (Johnson 1992). Allumé par l'homme ou naturellement par la foudre, il modifie la configuration du paysage en changeant les patrons spatiaux existant avant le feu. S'il intervient sur de grandes superficies, et pendant plusieurs jours, il ne brûle habituellement pas totalement et de façon uniforme la végétation en place (Kafka *et al.* 2001; Leduc *et al.* 2007; Perron *et al.* 2009; Madoui *et al.* 2010) car sa sévérité sera influencée par des conditions du milieu physique, des conditions météorologiques et des types de combustible variés (Tande 1979, Eberhart et Woodward 1987; DeLong et Tanner 1996) ainsi que par des conditions physiographiques (Madoui *et al.* 2010). Les feux créent ainsi des mosaïques spatiales complexes d'habitats résiduels qui varient en taille, en forme et en sévérité (Turner *et al.* 1994).

Des patches de forêts intactes (forêts résiduelles) et d'autres complètement ou partiellement brûlés sont observés après le passage du feu (Turner and Romme 1994; Gauthier *et al.* 2001; Kafka *et al.* 2001; Leduc *et al.* 2007). Ces forêts résiduelles ont un rôle important à jouer après la perturbation. Elles contribuent à la diversité du paysage brûlé que ce soit en termes de structure spatiale ou de composition et constituent ainsi une source de recrutement pour la reconstitution floristique des aires brûlées (Franklin 1994; Kafka *et al.* 2001) ainsi que des refuges pour les animaux (Gandhi *et al.* 2001; Imbeau and Desrochers 2002; Nappi *et al.* 2004). Le feu fait donc partie intégrante de l'histoire de la dynamique de la forêt boréale, et cette dernière s'est adaptée à ce type de perturbation et a évolué avec lui au cours du temps sous un cycle de feu plus ou moins variable selon les régions.

Or, depuis quelques dizaine d'années, cette forêt boréale a connu une autre perturbation, les coupes forestières, qui ont dépassé en superficies celle des feux (Commission Coulomb, 2004). De nos jours, elles sont considérées comme la plus importante perturbation de la forêt boréale (Brumelis et Carleton 1988; Imbeau *et al.* 2001; Schroeder et Perera 2002 et Perron *et al.* 2008). Des questions ont été soulevées au sujet de cette perturbation et particulièrement

de son ampleur qui a altéré les processus écologiques (Kimmins 1997) et changé complètement les patrons spatiaux et les dynamiques historiquement connus dans la forêt boréale (Bergeron *et al.* 2001). À l'échelle des peuplements, tous les auteurs qui ont comparé les effets du feu à ceux de la coupe sur la forêt boréale, affirment qu'ils sont différents (McRae *et al.* 2001; Schroeder et Perera 2002) mais ces différences ne sont pas toujours claires à grande échelle. Même s'il existe quelques effets semblables; la coupe totale ne maintient pas le même niveau de variabilité que les perturbations naturelles (Perron *et al.* 2008). Aussi, à grande échelle, l'aménagement forestier peut être considéré comme un facteur de dégradation (Purdon 2001) suite à son impact sur le sol et sur la biodiversité. En conséquence, un intérêt croissant envers des approches de gestion forestière basées notamment sur l'étude de la dynamique des perturbations naturelles (Attiwill 1994; Galindo-Leal et Bunnell 1995, Bergeron et Harvey 1997 et Bergeron *et al.* 1999) a vu le jour ces deux dernières décennies. Selon ces approches, en s'inspirant le mieux possible du modèle de la dynamique naturelle causée par les feux de forêts dans l'aménagement de la forêts boréale, permettrait d'atténuer leur impact écologique et maintenir la biodiversité et les fonctions écologiques essentielles des écosystèmes (Franklin 1993; Gauthier *et al.* 1996; Hunter 1999). En effet, une étude sur la gestion de la forêt publique québécoise réalisée en 2004 a recommandé que l'aménagement forestier futur de la forêt doive maintenir la diversité biologique et la viabilité des écosystèmes (Commission Coulombe 2004). La forêt doit être aménagée comme des écosystèmes entiers et non pas pour certaines de leurs constituantes (Hunter 1990). Réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle en maintenant les forêts aménagées dans un état proche de celui des forêts naturelles (aménagement écosystémique) (MRN) est l'objectif à atteindre. Ainsi, l'un des éléments le plus important à tenir en compte dans l'aménagement forestier sont les forêts résiduelles à laisser lors des coupes tant au point de vue de leur quantité et de leur qualité que de leur structure spatiale (Franklin *et al.* 2002).

Si certaines études ont traité le sujet à l'échelle locale (Nguyen-Xuan *et al.* 2000; Noël 2001; Purdon 2001), les études relatives à la caractérisation des feux et des coupes au niveau des patrons spatiaux des HR restent limitées à l'échelle du paysage (Perron *et al.* 2008; Schroeder

et Perera 2002; Ziga 2004) et peu d'études ont considéré la forêt résiduelle dans leurs investigations à part les travaux relatifs à la faune (Ferron et St-Laurent 2005). Bien que l'étude de Perron *et al.* (2008) ait touché une région plus ou moins vaste de la pessière à mousses, elle reconnaît qu'il faut être prudent quant à la généralisation de ses résultats pour toute la pessière noire québécoise du fait que la récurrence et l'intensité du feu sont différentes selon les régions. La même réserve faite par Delong et Tanner (1996) en Colombie Britannique. Binkley *et al.* (1993), abondaient dans le même sens et signalaient que l'extrapolation à de grandes régions et à de longues périodes de temps est beaucoup plus complexe qu'une simple multiplication. Même les études menées dans les forêts du centre et de l'ouest de continent (Foster 1983; Payette *et al.* 1989) ne peuvent être appliquées étant donné que la structure, la composition de même que les régimes de perturbations sont différents de ceux de la forêt boréale de l'est du Canada (Perron *et al.* 2008). De même Madoui *et al.* (2010), ont trouvé que des différences régionales influenceraient le comportement des feux et la formation des HR et recommandent une approche régionale pour tout aménagement.

Cette étude vient combler une lacune concernant les HR laissés par les deux perturbations majeures de la forêt boréale. L'objectif général du travail est de mieux comprendre les perturbations par les feux en comparant les patrons spatiaux des habitats résiduels observés dans les paysages brûlés à ceux observés dans les coupes. Plus spécifiquement, il s'agit de voir; (i) si les coupes laissent autant d'HR que les feux; (ii) si les HR laissés après coupe sont de qualité comparable à ce qui est laissé après feu; (iii) si les HR après coupe présentent une configuration spatiale similaire à celle des HR après feu.

2.13 Zone d'étude

D'une superficie de plus de 80 500 km², la zone d'étude concerne la pessière à mousses de l'ouest du Québec couvrant les régions écologiques 6a, 6b, 6c et 6d couvertes par les images satellites (Fig. 2.1). C'est une région qui s'étale du 48^{ème} parallèle vers le 51^{ème} et entre 74° et 80° Ouest au nord couvre ainsi une partie des basses terres de la Baie James à l'ouest et du

Bouclier canadien à l'est. Selon Robitaille et Saucier (1998), les sols organiques mal drainés constituent le type de dépôt dominant à l'Ouest alors que les till glaciaire épais sont prédominants à l'Est. Du point de vue climatique, les précipitations annuelles moyennes varient de 700 à 900 mm. Les températures annuelles moyennes varient de -2,5 à 0,0°C. Le relief est simple à l'Ouest, formé par une plaine unie avec de rares buttes rocheuses dispersées; alors qu'il est plus accidenté vers l'Est où il est formé de coteaux. La pente moyenne est faible à l'extrême Ouest ne dépassant pas 1% contre 7% à l'Est. Quant au réseau hydrographique, il est plus développé à l'Est et de toutes dimensions; alors qu'à l'Ouest il est plus circulaire et les plans d'eau sont petits et peu nombreux. À l'Ouest, les milieux humides sont plus abondants formant ainsi de grandes tourbières (Payette et Rochefort 2001) ce qui expliquerait qu'il y a moins de coupes dans cette partie du territoire.

Les feux retenus pour ce chapitre sont situés dans les régions écologiques 6a, 6b et 6d, par contre les secteurs des coupes se trouvent dans les régions écologiques 6a et 6c. Certaines coupes débordent très légèrement sur la 5a. Les coupes sont concentrées dans la partie sud de notre territoire à l'étude et s'étendent vers le nord-est, alors que les feux sont majoritairement dans la partie nord. Ceci ne signifie pas que les feux ne brûlent qu'au nord, mais les feux sélectionnés sont situés dans cette partie du territoire et sont de superficies qui dépassent les 2000 ha.

2.14 Méthodologie

Pour cette étude, quatre mosaïques classifiées d'images satellitaires Landsat TM de 1985, 1995, 2000 et 2005, la base de données forestière SIFORT des trois décennaux et des paysages de feux et de coupes ont été utilisés. Les images satellites déjà classifiées en 48 classes de couverts ont été fournies par le Service canadien des forêts du centre de foresterie des Laurentides à Québec. Les bases de données forestières SIFORT pour les trois décennaux et celle des feux pour la période entre 1965 et 2003 ont été obtenues auprès du ministère des Ressources naturelles du Québec. Les secteurs des coupes ont été repérés sur les images satellites et validés avec la base forestière SIFORT. De même, de cette base forestière

SIFORT, les dates des coupes, les conditions physiques du milieu, telle que la pente ont été extraites. Les pentes ont été analysées afin de vérifier s'il y avait des forêts qui ont été laissées en raison de leur inaccessibilité par la machinerie. Tout couvert situé sur des pentes supérieures à 40% est considéré inaccessible par les compagnies forestières. Toutefois, les secteurs de coupes retenus pour cette étude sont opérés sur des terrains accessibles (pentes faibles).

2.14.14 Sélection des paysages de feux et des coupes

La figure 2.2 schématise la démarche suivie pour la sélection des paysages de feux et de coupes et le recodage des images satellites. Trente-trois paysages de feux sont retenus pour cette étude (les mêmes utilisés dans le chapitre précédent). Ce sont de grands feux non récupérés, couverts par des images satellites, dont la taille varie de 2 000 à 52 000 ha et qui ont eu cours entre 1976 et 1999 (tableau 2.1). Leurs contours ont été corrigés directement sur les images satellites (cf. Madoui *et al.* 2010). Ils se répartissent sur une superficie de plus de 80 000 km², majoritairement au nord du 50^{ème} parallèle. Aussi, les deux tiers des feux sont situés dans l'Est du territoire à l'étude. Nous avons choisi les grands feux bien que les petits feux soient plus nombreux en forêt boréale, car ce sont les grands feux qui affectent la structure et la composition du paysage (Johnson *et al.* 1998). Dans notre zone d'étude, les feux choisis supérieurs à 2 000 ha sont responsables de 94% de la superficie brûlée.

En ce qui concerne la délimitation des paysages issus de coupes, les périmètres de 33 polygones de feux ont été calqués dans des zones de coupes repérés sur les images satellites et confirmés par la base de données SIFORT. L'emplacement de ces périmètres a été fait de façon la plus optimale possible en évitant de déborder sur la limite du secteur coupé et par conséquent d'y inclure le front de coupe ou d'inclure d'autres habitats comme les plans d'eau sauf s'il était inévitable. Cette opération est parfois délicate en raison de la grande taille des périmètres de feux. Finalement, 33 paysages de coupes ont pu être répartis sur des agglomérations de coupes à l'intérieur du territoire d'étude (Fig. 2.3).

Bien que la taille d'une coupe d'un seul tenant soit limitée, plusieurs d'entre elles s'agglomèrent au fil du temps. Au Québec, les coupes forestières ont passé par plusieurs régimes. Celles d'avant 1989, il n'y avait pas de limite maximale fixée de superficie coupée. Entre 1989 et 1994, la limite coupée d'un seul tenant a été fixée à 250 ha en pessière. Jusqu'en 1994, les coupes étaient de types des coupes à blanc. Et depuis 1995, cette limite maximale revue à la baisse a été fixée à 150 ha et la CPRS (coupe avec protection de la régénération et du sol) est devenue par conséquent une obligation imposée au Québec. Bien que leurs superficies maximales soient légalement limitées, leur juxtaposition dans le temps et dans l'espace est tolérée. Une agglomération de coupes est définie par la concentration dans le temps et dans l'espace des aires de coupes. Ces agglomérations de coupes s'échelonnent sur plusieurs années consécutives allant de 1974 à 1993 et la majorité d'entre elles ont été créés sur une période allant de 3 à 15 ans (Tab. 2.2). Ces dernières sont majoritairement le résultat d'une coupe à blanc d'un seul tenant, sur une superficie donnée, incluant les séparateurs boisés laissés autour des plans d'eau, des terrains dénudés ou des chemins. Il est à noter que les tailles de ces agglomérations de coupes sont les mêmes que celles des feux (2 000 - 52 000 ha). Ils appartiennent à 4 classes de tailles: Classe I (2 000 –5 000 ha); Classe II (5 000–15 000 ha); Classe III (20 000–40 000 ha); and Classe IV (>40 000 ha).

Parmi les 31 secteurs de coupes étudiés pour lesquels la date de la coupe a pu être calculée, vingt (65%) ont été opérés avant 1989 et onze (35%), entre 1989 et 1993. Pour le reste, selon leurs configurations, la date de la coupe pourrait être postérieure à 1993.

2.14.15 Identification des habitats résiduels et reclassification des images satellites

Les images satellites de type Landsat TM utilisées pour cette étude étaient déjà classifiées en 48 classes d'occupation du sol avec des précisions de classification qui varient entre 60 et 83% (Wulder *et al.* 2008; Valeria *et al.* 2012). Pour le cas des feux, ces 48 classes ont été regroupées en 5 principales classes (Madoui *et al.* 2010): les habitats brûlés (HB), les habitats résiduels (HR), milieux humides (MH), eau et autres (Tab. 2.3a). Bien que le regroupement

des classes en MH, Eau et Autres soit facile, la distinction entre les habitats résiduels et les habitats brûlés et régénérés pouvait être plus ardue. Pour ce faire des tableaux croisés dynamiques, pour certains feux pour lesquels des scènes Landsat étaient disponibles avant et après feu, ont permis de trancher sur l'appartenance de certains types de couverts à de l'habitat résiduel.

Avant leur analyse, les images satellites ont été lissées une seule fois pour éliminer les pixels solitaires résultant des bruits dans les images. Ce lissage d'une fois est jugé optimum pour ne pas trop éroder les HR, essentiellement dans l'aire des coupes où ces habitats sont souvent composés de séparateurs secs ou humides. Cette opération a été réalisée sous Arc Gis 9.3 avec la fonction *Generality filter* à 8 cellules.

Du point de vue de la résolution spatiale, le plus petit fragment retenu dans cette étude équivaut à la valeur d'un pixel (30 m x 30 m), soit 0,09 ha. C'est une résolution dans la limite généralement utilisée dans d'autres études qui varie entre 0,02 et 1 ha (Anderson 2004; Eberhart et Woodard 1987; Stuart-Smith et Hendry 1998, Perron *et al.* 2008). Par habitat résiduel, nous désignons donc tout peuplement d'au moins 0,09 ha épargné par la coupe ou par le feu et dont les arbres sont restés en vie après perturbation (Photo 1).

Les feux se distinguent des coupes sous plusieurs aspects. Les feux brûlent un paysage forestier de manière aléatoire, en quelques jours voire des semaines. La superficie brûlée dépendra ainsi des conditions météorologiques qui ont eu cours durant le feu ainsi que des conditions physiques du milieu (topographie) et des efforts de suppression. De plus, le feu risque de ne pas retourner au même endroit (paysage récemment brûlé) pendant plusieurs années. Par conséquent, ce qui reste après le passage du feu comme habitats résiduels pourrait être quantifié juste après le feu ou quelques années plus tard selon la disponibilité de l'image post-feu. Le problème de la régénération post-perturbation qui pourrait se confondre avec les HR se pose peu dans le cas des feux et le regroupement des 48 classes originales des images satellites en 5 types de couverture est celui utilisé pour le chapitre 1 (Madoui *et al.* 2010).

En revanche, la constitution d'une agglomération de coupes s'étale dans le temps et l'opération peut durer jusqu'à 15 ans voire 20 ans (pour les grands chantiers) pour qu'un paysage productif soit complètement coupé. Par conséquent il faut attendre que tout le secteur prévu à la coupe soit récolté avant de quantifier ce qui est laissé comme habitats résiduels et ceci dans le but d'éviter d'y inclure des forêts qui sont prévues être récoltées à courts termes. Toutefois, en attendant que tout le secteur soit récolté, l'aire initialement coupée peut avoir entamé une reprise forestière. Ainsi, à 15 ou 20 ans après coupe, les habitats résiduels laissés dans les aires de coupes des premières années pourraient se mélanger avec de la régénération à la fin de la période d'agglomération ce qui pourrait provoquer de la confusion dans la distinction des vrais habitats résiduels. J'ai pu montrer (chapitre 3) dans le territoire à l'étude qu'après coupe, les feuillus sont plus favorisés que les résineux lors de la fermeture du peuplement. Ces feuillus issus de la régénération risquent alors d'être confondus en HR en fin de chantier de coupe avec les résineux qui constituent les vrais habitats résiduels. Pour résoudre cette problématique, nous avons jugé utile, de séparer les habitats de type feuillus et mélangés (Hm) des vrais habitats résiduels qui sont de type résineux (HRr) (Tab. 2.3b). Cette distinction a été faite sur la base des résultats obtenus à partir des images composites selon une clé décisionnelle pour l'ensemble des coupes pour lesquelles plusieurs (4) images post coupe étaient disponibles (Fig. 2.4).

Dans cette clé décisionnelle, les données de 14 paysages de coupes pour lesquelles les données sont disponibles ont été compilées quant à leur classe d'occupation sur les 4 scènes satellitaires 1, 2, 3 et 4 datant respectivement de 1985-1995-2000-2005. Au premier nœud de la clé on distingue les pixels forestiers n'ayant jamais subi de coupe sur toute la période d'étude (classe 2 ou 6), du reste des pixels (classe 1, 3, 4 et 5). Ces pixels sont alors considérés comme de l'HR. Parmi les pixels forestiers non-coupés (branche de gauche, fig. 2.5), on distingue les HR à couvert résineux (4^{ème} scène, pixel=2) des HR à couvert mélangé (4^{ème} scène, pixel=6). La première branche de droite de la clé regroupe à la fois des pixels à vocation forestière et non-forestières. Les nœuds suivants dans cette branche consistent uniquement à singulariser les différentes classes d'occupation non-forestières. Ainsi, le 2^e nœud de droite identifie les milieux humides (4^{ème} image, pixel = 3) versus tout le reste. Le

nœud suivant identifie les plans d'eau (4^{ème} image, pixel= 4). Le nœud suivant écarte les pixels appartenant à la classe d'occupation 5 (qui ne figure pas dans le schéma) soit les autres types d'occupation. Finalement, le dernier nœud de la branche de droite distingue entre des pixels récemment coupé (4^{ème} image, pixel= 1) de pixels régénérés suite à une coupe (4^{ème} image, pixel=6). Finalement, 6 classes ont été retenues pour le cas des coupes : habitats coupés (HC), habitats résiduels résineux dans les coupes (HRC), habitats mélangés issus de la régénération (Hm), milieux humides (MH), eau et autres.

Bien que certains auteurs (Stuart-Smith et Hendry 1998 ; OMNR 1997 ; Andison 2004 ; Perron *et al.* 2008 ; Dragotescu et Kneeshaw 2012) ont distingué dans leurs études deux types d'habitats résiduels, à savoir ceux de type «îlot» (totalement entourés des habitats perturbés, brûlés ou coupés) ; et «matrices» (connectés avec la forêt intacte sous forme de «presqu'île» ou «corridors»), nous avons considéré dans cette étude l'ensemble des HR. Étant donné que la distinction des deux types d'HR n'est pas facile, Andison (2001) recommande de les considérer dans leur totalité dans la planification forestière, car le fait de ne tenir compte que des îlots, pourrait entraîner une sous-estimation de la superficie des HR. Dans le cas des feux, les HR ont été quantifiés sur l'image disponible la plus proche de la date du feu. Par contre dans le cas des coupes, c'est sur l'image disponible à la fin du chantier de coupe.

2.14.16 Caractérisation spatiale des paysages des feux et des paysages de coupes

L'analyse spatiale repose sur trois groupes d'indices : indices de composition, indices de configuration et indices de fragmentation en utilisant le logiciel FRAGSTATS 4.1 (McGarigal *et al.* 2012). Les indices de composition nous renseignent sur la composition en nombre de classes dans le paysage et la proportion de chacune d'elles par rapport à l'ensemble du paysage. Les indices de configuration permettent de mesurer le degré de connectivité ou d'isolement entre les différents fragments d'une classe particulière du paysage. Les indices de fragmentation permettent d'évaluer le morcellement du paysage. Dix indices ont été retenus pour cette analyse (Tableau 2.4). Quatre indices concernent la composition : la taille totale du paysage (TA), la superficie totale des différents types

d'habitats dans le l'aire de la perturbation (CA), pourcentage d'occupation des différents types d'habitats (PLAND), indice du plus grand fragment d'un type d'habitat (LPI). Trois indices qui nous renseignent sur la configuration d'un type d'habitat spécifique : l'indice de forme (AWMSI), la distance du plus proche voisin (ENN_MN), et l'indice d'interspersion et de juxtaposition (IJI). Finalement, trois indices concernent le degré de la fragmentation d'un type d'habitat : nombre de fragments (NP), densité des fragments (PD) et la taille moyenne du fragment (MPS). Même si les analyses ont portés sur l'ensemble des 5 types de couvert, l'interprétation s'est concentrée principalement sur les HR dans les feux et dans les coupes.

2.14.17 Comparaison des données spatiales

Les caractéristiques spatiales des HR définies par les 10 indices pour les feux et les coupes sont soumises à une analyse en composante principale (ACP) avec le logiciel JMP 8.1. Cette dernière a été utilisée pour dégager les affinités entre les différentes variables spatiales et éventuellement des ressemblances ou des divergences entre les caractéristiques spatiales des HR à l'intérieur des feux et des coupes. Un test de *student* au seuil de confiance $\alpha=0,05$ a été appliqué aux résultats d'analyse spatiale dans le but de comparer les composantes spatiales des deux perturbations.

2.14.18 Qualité des HR dans les coupes et les feux (Analyse de voisinage).

On entend par qualité des HR, les types de couverts composant ces HR pour les deux perturbations. Il s'agit de voir si certains types de couverts qui constitueraient les habitats résiduels sont systématiquement épargnés de la coupe ou par le feu, ou bien s'ils sont représentés de façon proportionnelle à leur disponibilité dans la zone où sont survenus les perturbations. En effet, nous avons extrait à partir de l'image satellite de l'année 2000 les informations concernant les types de couverts pour toute la zone touchée par la coupe et celle touchée par les feux, et nous avons ensuite extrait les types de couverts composant les habitats résiduels dans chaque paysage de coupe et dans chaque paysage de feu. Les zones ont été délimitées par la fonction *Extract by rectangle* sous Arc Gis. Le rectangle concerne la zone où sont distribuées les 33 coupes ou les 33 feux puisqu'ils ne sont pas répartis de façon

homogène dans le territoire à l'étude. Cette façon de faire, permet de s'assurer de l'homogénéité des données à comparer.

Pour comparer les types de couvert de la zone de coupe ou de feu avec les habitats résiduels laissés dans les paysages de coupes ou les paysages des feux, nous avons utilisé un test de khi carré. Pour les deux perturbations, nous avons considéré comme valeurs "espérées" les types de couvert en % dans les zones environnant les secteurs perturbés, tandis que les valeurs "observées" sont les valeurs en pourcentage des types de couverts composant les habitats résiduels sélectionnés dans chaque paysage de coupe ou de feu. Nous avons préalablement éliminé des deux zones tout ce qui ne peut être coupé ou brûlé, à savoir l'eau, milieux humides, herbes, agriculture, plantes invasives ainsi que les classes regroupées dans la classe Autres. Par la suite, la fréquence de chaque type de couvert pour chaque zone a été calculée. Nous avons considéré la totalité des types de couvert composant les habitats résiduels épargnés par chaque perturbation comme 100% et nous avons calculé la fréquence relative pour chaque type de couvert pour chaque paysage de coupe et chaque paysage de feu. Le khi carré a été calculé selon la formule : $\chi^2 p = (O - E) / \text{Racine}(E)$ (Bishop *et al.* 1975) (O = observé ; E = espéré), Puis selon la formule, $= \sqrt{\text{ddl} * (\chi^2_{\alpha} / \text{nbcases})}$ (Legendre et Legendre 1998), nous avons calculé la valeur critique avec la correction de Bonferroni au seuil de confiance $\alpha=0,05$; avec un degré de liberté égale à 8 et le nombre de cases égale à 297 (9 types d'habitats résiduels et 33 coupes et 33 feux). Le calcul est effectué entre deux colonnes (valeurs observées et valeurs espérées) pour chaque coupe et pour chaque feu. Si la valeur du khi carré en valeur absolue est égale ou supérieure à la valeur critique, cela signifie que la différence est significative entre les proportions du type de couvert sélectionné dans les habitats résiduels et les valeurs "espérées" de la zone de perturbation. Les valeurs positives indiquent une surreprésentation dans les paysages de coupes ou dans les paysages de feux comparativement à la zone, tandis que les valeurs négatives indiquent une sous-représentation. Dans le cas d'une différence non significative, cela signifie que les types de couverts sélectionnés par les coupes ou par les feux correspondent en proportion à ceux qui sont disponibles dans la zone de perturbation en question.

2.15 Résultats

La carte de localisation des feux et des coupes montre que les feux se situent majoritairement au-delà de la 50^{ème} parallèle tandis que la majorité des coupes se trouvent au deçà de cette limite. Aussi, les paysages de coupes qui contiennent des couverts de types mélangés avec une proportion supérieure à 10% se trouvent au Sud et Sud-Est du territoire à l'étude en suivant la progression du front de coupes. La consultation de SIFORT des trois décennaux montre que les coupes ont commencé depuis le Sud-Ouest (SIFORT 1) et se dirigent vers le Sud-Est et Nord-Est (SIFORT 3).

2.15.19 Variabilité des coupes et des feux et importance des habitats résiduels

En appliquant pour les coupes la même classification en 5 classes utilisées pour les feux, les résultats montrent que ces derniers laissent moins d'habitats résiduels (résineux + mélangés) que les coupes. En moyenne 12% pour les feux versus 20% pour les coupes. Les HRc comprennent les séparateurs boisés et les bandes riveraines. Toutefois, quand on applique la classification à 6 classes dans laquelle les habitats résiduels de type résineux (HRcR) ont été distingués des habitats de type mélangés (Hm) (Tab. 2.5), les résultats apparaissent différents et les proportions des HRcR sont similaires à celles des HRf (12% pour les coupes et les feux). Toutefois, si on tient compte de la taille des deux perturbations, les petits feux (< 6 500 ha) conservent en moyenne moins d'HR que les coupes de tailles similaires alors que les grands feux c'est l'inverse (Fig. 2.5). Les HRcR occupent entre 4,82 et 28,71 % de la totalité du secteur de coupe; alors que les HRf varient entre 3,13 et 24,60% en zones brûlées (Tab. 2.5; Fig. 2.6).

Du point de vue composition du paysage perturbé (Tab. 2.5, Fig. 2.7a, 2.7b), les feux et les coupes ne montrent pas de grandes différences et présentent le même patron. La fraction perturbée (brûlée et coupée) est dominante dans le paysage perturbé suivie par les HR. Par rapport aux superficies perturbées, les feux ont brûlé en moyenne des proportions légèrement supérieures à celles récoltées par les coupes (78,67% vs 72,49%) et cette différence est statistiquement significative ($p=0,0035$). Les habitats brûlés varient entre 61,42% et 91,01%;

et les habitats coupés entre 52,87% et 87,82%. Les habitats feuillus et mélangés se trouvent dans toutes les coupes avec une forte proportion dans les vieilles coupes de grandes tailles (Fig. 2.7c).

Aussi, les feux ont eu cours dans des paysages où abondent les MH (6,43% vs 4,32%); Quant à la classe Autres, bien qu'elle soit plus importante dans les coupes comparativement aux feux (0,74% vs 1,27%), ces superficies demeurent très faibles.

2.15.20 Comparaison spatiale entre les HRf avec les HRc

En moyenne, les caractéristiques spatiales des HR dans les paysages des feux et des coupes sont similaires vis-à-vis des indices de la composition et des indices de la fragmentation, mais diffèrent significativement au niveau de la configuration. Parmi les indices caractérisant les HR (Tab. 2.6), la proportion (PLAND), la superficie totale moyenne (CA), l'indice du plus grand fragment (LPI), le nombre de fragments (NP), la densité des fragments (DP), la taille moyenne des fragments (MPS) et l'indice de forme (AWMSI) ne montrent pas de différences statistiquement significatives entre les HR issus des paysages des deux types de perturbations. Seule la distance moyenne du plus proche fragment (ENN_MN) et l'indice d'interspersion et de juxtaposition (IJI) diffèrent significativement entre les feux et les coupes.

Toutefois, bien que la taille des feux et des coupes soit la même, on remarque que la superficie totale moyenne des HR (CA) est plus importante dans l'aire de feux que dans celle de coupes (1 939 ha vs 1 392 ha) avec un indice moyen du plus grand fragment (LPI) le double dans les feux que dans les coupes (2% vs 1%). La variabilité de la taille des HR provenant des feux est plus grande, variant de 97 ha à 11 701 ha. Par contre, la taille des HR générés par les coupes varie entre 150 et 5920 ha environ. Du point de vue de la fragmentation, les résultats montrent qu'en moyenne, le nombre de fragments (NP) est légèrement plus grand dans les feux que dans les coupes (970 vs 846) bien que les autres indices, la densité des fragments (PD) et la taille moyenne du fragment (MPS) apparaissent

similaires. Des valeurs moyennes de 7/100 ha pour la densité des fragments et 2 ha pour la taille moyenne des fragments ont été observées pour les feux et les coupes respectivement.

En ce qui est à trait à la configuration, la forme des HR semble la même chez les feux et les coupes avec un indice moyen de 3 pour chaque perturbation. Cependant, la distance moyenne du plus proche fragment est plus faible chez les feux comparée à celle observée chez les coupes (95 vs 118 m). Aussi, les HR semblent moins dispersés dans l'aire du feu ($IJI = 43$) que dans le cas de la coupe ($IJI = 65$).

2.15.21 Corrélations entre les caractéristiques spatiales des HR des feux et des coupes

L'observation des valeurs propres issues de l'ACP permet de retenir le plan 1-2 qui explique 68% de la variabilité totale des 10 indices spatiaux. La projection de ces variables sur ce plan montre que les feux et les coupes sont concentrés autour de l'origine avec un allongement vers la partie positive de l'axe 1, causé essentiellement par les feux, en particulier le cas du f33 (Fig. 2.8a). Ce dernier est de grande taille (51 881 ha) comparativement au f3 qui se trouve du côté opposé et dont la taille est de 3 117 ha. L'axe 1 exprime donc un gradient de la taille de la perturbation avec toutes les caractéristiques spatiales qui lui sont associées. De même, la figure 2.9b montre qu'à part l' IJI et l' ENN_MN qui se trouvent sur la partie gauche de l'axe 1, tous les autres indices restants se trouvent dans sa partie droite. L'indice de forme ($AWMSI$) est le plus corrélé à l'axe 1 du côté positif alors que l' ENN_MN est le plus corrélé à l'axe 1 mais du côté négative avec l' IJI .

Il y a une forte corrélation significative entre la taille des feux (TA) et la superficie totale moyenne des HR (CA) ($r=0.8099$, $p<0,0001$) et le nombre de fragments (NP) ($r=0,9606$, $r<0,0001$). De même, l'indice de forme ($AWMSI$) est corrélé significativement avec la taille de la perturbation (TA) ($r=0,5008$, $p<0,0001$).

2.15.22 Qualité (composition) des HR.

La comparaison des types de couverts rencontrés dans les HR des coupes et des feux avec ceux de leur zone environnante permet de tester si certains types de couverts sont plus abondants dans les HR qu'ils devraient l'être aléatoirement.

Les résultats (Tab. 2.8) montrent que chez les feux, parmi les 9 types de couverts composant les HR, plus de la moitié (5/9) apparaissent significativement surreprésentés parmi les HR. Il s'agit des landes boisées résineuses sur fond de mousses, des résineux moyens sur fond de lichens, des résineux ouverts sur fond de lichens, des mélangés ouverts à tendance feuillue et résineuse et des mélangés denses à tendance feuillue et résineuse. Ceci suggère que les feux ont tendance à éviter de brûler ces types de couverts montrant encore une fois l'hétérogénéité des milieux où ils ont eu cours. Parmi ces différents types de couverts, les landes boisées résineuses sur mousses apparaissent les seuls types de couverts qui sont les plus épargnés par le feu confirmant ainsi leur faible potentiel à brûler.

Quant aux coupes, les résultats montrent plutôt que ce sont les résineux ouverts à fond de mousses, les landes boisées résineuses sur fond de mousses et les résineux moyens sur fond de mousse qui apparaissent les plus significativement surreprésentés parmi les HR. Il y a moins de types de couverts qui sont épargnés de la coupe que pour le cas des feux. Ceci suggère que les compagnies forestières évitent de couper ces types de couverts en intervenant préférentiellement sur les milieux productifs. Cependant, les résineux ouverts à fond de mousses apparaissent le seul type de couvert qui soit le plus laissé par la coupe confirmant ainsi que les compagnies forestières évitent ce type de peuplement à cause de leur faible rentabilité.

2.16 Discussion

De nos jours, en superficie, les coupes concurrencent les feux en tant que perturbation prépondérante en forêt boréale du Québec, comme c'est le cas dans d'autres provinces telles que la Colombie britannique (Delong et Tanner 1996) et l'Ontario (Schroeder et Perera

2002). Cette augmentation des surfaces récoltées pourrait être attribuée d'une part à la mécanisation des moyens de récolte ainsi qu'aux coupes de récupération et d'autre part à la suppression des feux (DeLong et Tanner 1996). Le front de coupe ne cesse de progresser du sud-ouest vers le nord-est en modifiant ainsi le paysage boréal québécois. La raréfaction des massif forestiers avec tous les attributs qui leurs sont associés est l'aspect le plus évoqué face à la progression des coupes.

2.16.23 Variabilité de la sévérité des deux types de perturbations

Selon nos résultats, les paysages de coupes semblent être similaires aux feux du point de vue composition du paysage perturbé. Aussi bien dans les feux que dans les coupes, la fraction perturbée (brûlée ou coupée) est la plus importante et domine le paysage perturbé suivie par la fraction résiduelle ce qui caractérise d'ailleurs ce genre de perturbation et rapporté par plusieurs études. Toutefois, la proportion des superficies coupées est légèrement plus faible comparativement à celle brûlée tandis que la proportion des HR semble être similaire entre les feux et les coupes. La variabilité des habitats perturbés constatée dans les paysages de feux (Madoui *et al.* 2010) pourrait expliquer la différence significative observée entre la fraction coupée et la fraction brûlée.

Confrontés à d'autres études qui se sont intéressées à ces perturbations ainsi qu'à leurs structures spatiales, nos résultats semblent différents, mais pour la quantité des HR, elle reste à l'intérieur des limites de variabilité naturelle constatées dans d'autres régions du Canada. Au Québec, comparés à l'étude de Perron *et al.* (2008), au nord du Lac-Saint-Jean, région située à l'Est de notre territoire à l'étude, nos données sont différentes que ce soit au niveau de la composition des paysages perturbés (habitat brûlé vs habitat coupé) qu'au niveau de leurs caractéristiques spatiales. Au niveau de la composition, au Lac-Saint-Jean, la fraction brûlée des paysages de feux étaient significativement moins importante que ceux des coupes tandis que dans notre cas, c'est l'inverse qui a été constaté. De même, au niveau de la quantité des HR, même en utilisant les mêmes sources de données (les images satellites Landsat) que les nôtres, Perron *et al.* (2008) ont trouvé comme proportion des HR des valeurs

variant entre 7 et 37% pour les feux contre 9 et 44% pour les coupes, des valeurs relativement plus élevées que dans notre étude. Cette différence pourrait être due essentiellement à la méthodologie suivie par Perron *et al.* (2008) qui favoriserait le dénombrement des HR et aussi à la faible taille des feux et des coupes étudiés. Toutefois, en Colombie Britannique, pour le cas des feux, nos données sont presque similaires à celle constatées par Stuart-Smith et Hendry (1998) qui ont trouvé des proportions variant entre 0,6 et 24,9% malgré qu'ils aient étudié des petits feux (entre 87 et 2 900 ha et dont 8/10 des feux avaient moins de 500 ha). Les grands feux sont réputés pour générer plus d'HR que les petits feux en raison de l'hétérogénéité des milieux qu'ils parcourent qui joue parfois comme des coupe-feux (Eberhart 1986; Madoui *et al.* 2010) comme les cours d'eau, les milieux humides, les fortes pentes, etc. Or, le minimum observé en Colombie Britannique est toutefois inférieur à ce que nous avons observé dans notre étude (0,6% vs. 3,13%). Au niveau de la forêt modèle Foothills, Andison (2001) donne des valeurs plus importantes pour les HR épargnés par le feu avec une moyenne de 22% (0-50%) et Chabot *et al.* (2009) donnent pour la pessière à mousses de l'ouest du Québec une moyenne de 5,8% et 45,7% entre les îlots verts et partiellement brûlée respectivement en utilisant des données de survols aériens et de télédétection.

De même, récemment dans la forêt boréale mixte de l'ouest du Québec, au sud de notre territoire à l'étude, Dragotescu et Kneeshaw (2012) ont trouvé pour les feux une valeur moyenne des HR similaire à la nôtre (12,7%), mais pour les coupes, elle est plus du double, soit 32,3%. Aussi, dans cette dernière étude, la taille des paysages de feux et celle des coupes échantillonnés en forêt boréale mixte sont beaucoup plus petits que les nôtres. En plus, les secteurs de coupes étudiés sont des coupes récentes de types CPRS qui selon le nouveau règlement sur les normes d'intervention (RNI) (MNRQ, 1996) limite une aire de coupe au maximum à 150 ha, ce qui impliquerait plus d'HR dans ce type de coupes sous forme de séparateurs de coupes. Dans notre cas, les coupes choisies dans la pessière à mousses de l'ouest du Québec sont majoritairement des coupes qui dataient d'avant 1989 durant laquelle la superficie maximale coupée n'était pas limitée. De plus, on pratiquait alors de la coupe à

blanc. Ceci explique que les coupes échantillonnées devraient avoir moins d'HR que ceux pratiquées récemment selon le RNI en vigueur.

Outre la taille des perturbations échantillonnées et le type de peuplement, les caractéristiques physiques locales des sites (Madoui *et al.* 2010; Leonard *et al.* 2013) et la méthodologie suivie (Andison 2012) ainsi que les sources de données pourraient aussi influencer les résultats et expliqueraient cette différence. En effet, les forêts mixtes sont reconnues comme étant moins combustibles et moins inflammables que les forêts résineuses en raison de la présence des feuillus, particulièrement le peuplier qui joue comme coupe-feu en raison de sa difficulté à brûler (Brown et Simmerman 1986; DeByle *et al.* 1987 in Kay 1997). De même, selon Burton *et al.* (2008), les milieux humides herbacés, les feuillus et les mélangés denses semblent les plus résistants aux feux.

Aussi, dans le cas des secteurs de coupes de grande taille, quantifier les HR en fin de chantier pourrait exagérer leur quantité en raison de la régénération des zones coupées au cours du temps. Dans notre cas, on a trouvé que plus la taille de la coupe est importante, plus les couverts de type mélangés seraient importants ($r=0,4460$, $p=0,0093$). De même, quantifier les HR avant que le chantier de coupe ne soit complété, il y aura un risque d'inclure dans des HR de peuplements qui seront coupés à courts termes. Si nous n'avions comptabilisé dans notre étude la portion de couverts régénérés après les premières années de la coupe, nos résultats seraient très différents et la proportion des HR serait exagérée dans les coupes. Dans le même sens, Andison (2012) revient sur la question au niveau des feux et attribue la différence de données des patrons des feux observée par les différents auteurs à la définition spatiale même du paysage feu qui est perçue différemment d'un auteur à un autre. Il a observé que tous les paramètres des patrons et particulièrement la proportion des HR et la forme d'un feu de forêt étaient sensibles aux changements des contours des feux de forêts. Il attribue ça à notre manque de compréhension de la perturbation naturelle par le feu.

Dans notre cas, nous considérons que non seulement la taille de la perturbation ainsi que la méthodologie suivie peuvent influencer les résultats, mais également la sévérité et le type des

feux et l'année de la coupe sont aussi des facteurs pouvant avoir une influence. En effet, les conditions météorologiques lors du feu, l'année du feu et le type de feu (été vs printemps) joueraient un rôle considérable dans la création et la configuration spatiale des HR. Ainsi, plusieurs études ont suggéré que la vitesse du vent et les conditions climatiques ont un effet plus important sur les patrons spatiaux que la pente et l'exposition ou bien la quantité du combustible (Bessie et Johnson 1995; Masters 1990). Selon Bergeron *et al.* (2002), l'année de l'occurrence du feu à cause des conditions saisonnières plus ou moins extrêmes est l'une des causes de la variabilité dans la sévérité du feu constatée dans 16 feux survenus en 1995 et 1996. De même, selon Perera *et al.* (2008), l'intensité locale du feu agit fortement sur la variabilité des HR à l'échelle du peuplement, ce qui va certainement avoir des répercussions à l'échelle de la perturbation. De plus, les feux de printemps en forêt boréale sont généralement caractérisés par une propagation rapide en raison des vents violents qui assèchent le combustible; alors que les feux d'été sont plus chauds et brûlent plus profondément (Parisien *et al.* 2004).

Pour le cas des coupes, le régime de coupe influenceraient grandement la quantité des HR et leur configuration. Les coupes pratiquées selon le nouveau règlement sur les normes d'intervention en forêt publique favoriserait plus d'HR que l'ancien ce qui suggère que les coupes d'avant 1994 étaient plus sévères sur l'écosystème compte tenu de leur grande taille et l'absence de règle visant à protéger la régénération et les sols. Schroeder et Perera (2002) ont constaté en Ontario que la sévérité était plus prononcée dans le cas des grandes coupes que dans le cas des grands feux ce qui expliquerait la différence spatiale constatée entre la végétation après feu et après coupe. Toutefois, l'accroissement des superficies brûlées ne pourrait pas engendrer dans tous les cas plus d'HR, car tout dépendra des conditions physiographiques des zones perturbées et de la sévérité des feux. Les grands feux sont réputés comme étant associés à des conditions météorologiques extrêmes de sécheresse et de vent dont les variations topographiques ou les milieux humides pourraient ne pas avoir d'effet sur leur propagation. Cette situation a été observée par Madoui *et al.* (2010) où les feux des basses terres de la Baie James à l'Ouest du territoire d'étude ont généré moins d'HR que ceux du Bouclier canadien à l'Est malgré que les milieux humides y sont plus abondants.

À l'échelle du paysage perturbé, selon nos résultats, il appert que les feux ont eu cours dans des paysages où abondent les milieux humides ce qui suggère que les feux surviennent sur des milieux hétérogènes où alterne des milieux productifs et non productifs contrairement aux coupes qui s'opèrent sur des milieux productifs (cf. chapitre 3).

2.16.24 Différence de configuration entre les HRf et les HRc.

En raison de la taille similaire des coupes et des feux étudiés, on ne remarque pas de discrimination entre les deux perturbations sur les plans de l'ACP en fonction des caractéristiques spatiales. Toutefois, les perturbations de grande de taille se trouvent plus ou moins éloignées vers la droite du plan des autres de petite et moyenne tailles.

Bien que la composition des paysages des feux et des coupes présente le même patron à savoir une similarité en termes de portion perturbée et portion résiduelle, spatialement, les deux perturbations présentent une configuration différente des HR traduite essentiellement par la distance du plus proche voisin (ENN_MN) et l'indice d'interspersion et de juxtaposition (IJI). Ces deux indices décrivent la connectivité entre habitats, paramètre très important pour les animaux et la recolonisation des végétaux des zones perturbées. L'ENN_MN évalue la connectivité moyenne entre fragments de même type, alors qu'IJI indique si les fragments d'habitat sont regroupés (valeurs faibles) ou ils sont dispersés (valeurs fortes) à l'intérieur de l'aire de la perturbation. Dans les feux, les fragments d'HR sont en moyenne moins éloignés entre eux ce qui favoriserait la connectivité des habitats ainsi que le déplacement de toutes les espèces fauniques qui y sont associées. En revanche, pour les coupes, la distance entre les fragments d'habitats résiduels est plus grande, ce qui pourrait nuire aux déplacements des animaux, essentiellement les jeunes oiseaux de certaines espèces durant la période qui suit l'envol (Mitchell *et al.* 2009). Aussi, il a été constaté que la perte d'habitats à cause de la coupe était derrière le déclin de certaines espèces d'oiseaux (Schmiegelow et Mönkkönen 2002). De même, la recolonisation post-incendies de certaines espèces végétales pourrait être affectée par la distance des fragments des HR. Selon Galipeau *et al.* (1997), la distance entre les sources de graines peut affecter le retour après feu du sapin

(*Abies balsamea* (L.) Mill.) et de l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss). Ils ont trouvé que leurs densités moyennes diminuent avec la distance depuis les habitats non brûlés. Comparé aux résultats trouvés au nord du Lac-Saint-Jean, Perron *et al.* (2008) n'ont pas trouvé de différence quant à la distance entre les fragments des HR des deux perturbations. Cette différence serait attribuée principalement à la différence dans la taille des feux et des coupes échantillonnés quand on sait que plus la taille de la perturbation est grande, plus la distance entre les fragments des HR l'est aussi, et elle est plus prononcée.

Quant à l'IJI, qui nous renseigne sur la façon dont ils sont dispersés les HR dans le paysage perturbé, sa valeur plus élevée dans les paysages de coupes montre que ces derniers sont plus hétérogènes que les paysages des feux. Les HR sont plus dispersés dans l'aire de la coupe engendrant ainsi plus de contact avec les autres types d'habitats que dans celle du feu. Ces contacts pourraient être avec les routes, terrains dénudés, milieux humides, eau, etc. Même résultats a été observé par Perron *et al* (2008) ce qui montre la particularité des coupes en pessière à mousses de la forêt boréale.

Du point de vue de la fragmentation, les feux et les coupes semblent présenter le même patron avec une densité de fragment similaire (PD), traduite aussi par le nombre de fragments (NP). Mais en moyenne, la taille des fragments serait plus élevée chez les feux que chez les coupes. C'est le contraire constaté par Schroeder et Perera (2002) et Perron *et al.* (2008) qui ont trouvé que le paysage après feu avait un faible nombre comparativement à celui après coupes. Comme dans notre cas la taille des feux et le nombre de fragments (NP) sont significativement corrélés, ceci expliquerait cette différence entre ces deux études.

En ce qui concerne la forme des HR, l'indice moyen élevé trouvé dans les feux et les coupes indique une forme plutôt irrégulière des HR pour les deux perturbations. Si c'est acceptable pour les feux en raison de leur particularité, ça poserait des questions pour le cas des coupes. Dans ces dernières, les HR sont connus à partir de leurs formes géométriques imposées même par la réglementation. Le fait de ne pas trouver de différence dans la forme entre les feux et les coupes serait probablement dû à l'effacement des contours des HR dans le paysage avec

le temps, car les feux et les coupes étudiés sont assez âgés dans l'ensemble. Ainsi 43% des feux et 55% des coupes ont plus de 10 ans depuis la perturbation, durée largement suffisante pour le processus de la mortalité. La grande taille des deux perturbations pourrait expliquer aussi cette similitude puisque l'indice de forme est significativement corrélé avec la taille de la perturbation. Plus l'âge de l'agglomération est important, plus la régénération ne vient masquer le contraste entre les HR et la régénération dans le paysage. De même, plus la taille des feux ou des coupes est grande, plus la taille moyenne des HR l'est aussi, mais on remarque qu'elle est plus limitée et plus faible dans les coupes que dans les feux. Il est donc recommandé, pour imiter les feux, de diversifier la taille des HR à l'intérieur des aires de coupes sans se fixer au préalable de limites maximales, à part celles imposées par la configuration physique du milieu.

2.16.25 Qualité (composition) des HR

Les types de couverts composant les HR des feux et ceux des coupes nous renseignent sur la nature même des deux perturbations qui ont cours dans des milieux différents. La variabilité des couverts composant les HR des feux montre encore le caractère aléatoire de cette perturbation et l'hétérogénéité des milieux où elle a eu cours (voir chapitre 3). Par contre, la faible diversité des types de couverts laissés par la coupe indique la volonté des exploitants des forêts qui ciblent les couverts à récolter. Ce sont généralement des vieilles forêts plus ou moins productives (DeLong et Tanner 1996). En effet, il y a moins de types de couvert qui soient épargnés par la coupe que par les feux. Ceci suggère que les coupes sélectionneraient les types de couvert peu volumétriques à ne pas couper; quant aux feux, ils ont tendance à épargner dans leurs passages les peuplements moins denses (ouverts) car ils ne favorisent pas leur propagation.

2.17 Conclusion

Cette étude avait pour objectif de comparer les patrons spatiaux des perturbations naturelles avec ceux des perturbations anthropiques en pessière à mousses de l'Ouest du Québec, région

reconnue pour sa forte exploitation forestière. Nos résultats ont montré qu'il existe assez de similitudes entre les deux perturbations avec quelques différences dans leur configuration. Les feux épargnent une quantité d'HR comparable à celle laissée par les coupes avec une grande ressemblance au niveau spatiale du point de vue composition et fragmentation mais les paysages de coupes sont plus hétérogènes et les HR sont plus dispersés à l'intérieur de la coupe que dans le cas des feux.

Du point de vue qualité, les types de couverts composant ces HR sont plus diversifiés dans les paysages des feux comparativement à ceux composant les HR des coupes. Ceci est en lien avec les milieux où ont eu cours les deux types de perturbations et au choix fait lors des coupes.

Ces résultats sur les feux dans la pessière à mousses de l'ouest obtenus viennent s'ajouter à d'autres études faites dans d'autres régions du Québec ou du Canada afin de contribuer à l'élaboration des stratégies de coupes qui se rapprochent le plus possible des perturbations naturelles. Comme le régime de perturbations naturelles est variable selon les régions, il serait prudent de prendre en considération cette caractéristique lors de planification des coupes. Cependant il faut être attentif dans la généralisation des résultats. Par exemple, on ne recommande pas la récupération d'une grande partie des HR comme il été préconisé par Perron *et al.* (2008) sous prétexte qu'une partie des arbres partiellement brûlés mourront quelques années après le feu. Le suivi des HR dans les secteurs de coupes en pessière à mousses de l'ouest sur des images satellites recouvrant plusieurs années a révélé qu'il y a aussi disparition totale de certains fragments d'HR dans les paysages coupés (cf. Fig. 4.4 plus loin). Cette diminution dans les HR pourrait être attribuée en partie à la mortalité et aux chablis qui seraient plus accentués sur les lisières des îlots de petite taille. Il ne faut pas oublier que, autant dans les paysages brûlés que dans les paysages coupés, cette mortalité fait partie du fonctionnement et de la dynamique des écosystèmes et le bois mort qui en résulte joue un rôle majeur dans le maintien de la biodiversité en forêt boréale (Anger *et al.* 2011).

Enfin, on a toujours soupçonné que l'agglomération des aires de coupes génère au fil du temps des paysages de superficies plus importantes que celles des feux (Perron *et al.* 2008). Ceci est vrai quand on compare les feux de petites tailles pris un par un avec des secteurs de coupes qui eux résultent d'une agglomération de parterres de coupes. Cependant, l'agglomération des grands feux survenus à différentes dates constatée sur une grande partie de notre territoire à l'étude constitue une observation de grande importance. C'est le cas des feux de la partie Est de la carte survenus entre 1976 et 1996, soit sur une période 20 ans (Fig. 2.10). Ceci suggère que le problème n'est pas dû à l'agglomération en soi, mais plutôt à la manière de faire de la coupe (Coupe à blanc). Dans le cadre de l'aménagement écosystémique et en imitant les perturbations par les feux, on pourrait aussi tolérer l'agglomération des aires de coupes. Préserver des habitats résiduels de grande taille à l'intérieur de la matrice forestière coupée, non distants entre eux et de forme irrégulière, atténuerait l'effet de l'agglomération.

2.18 References

- Andison, D. W. 2012. «The influence of wildfire boundary delineation on our understanding of burning patterns in the Alberta foothills 1 1 This article is one of a selection of papers from the 7th International Conference on Disturbance Dynamics in Boreal Forests». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 42, no 7, p. 1253-1263.
- Andison, D. W. 2004. «Island remnants on foothills and mountain landscapes of Alberta. Part II on Residuals». *Alberta Foothills Disturbance Ecology Research Series*, vol. Report n° 6, p. 41 p.
- Angers, V. A., S. Gauthier, P. Drapeau, K. Jayen et Y. Bergeron. 2011. «Tree mortality and snag dynamics in North American boreal tree species after a wildfire: a long-term study». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 20, no 6, p. 751-763.
- Attiwill, P. M. 1994. «The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management». *Forest Ecology and Management*, vol. 63, no 2, p. 247-300.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey et S. Gauthier. 2002. «Natural fire regime : A guide for sustainable forest management in the Canadian boreal forest.». *Silva Fennica*, vol. 36, p. 81-95.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. «Natural Fire Frequency for the Eastern Canadian Boreal Forest: Consequences for Sustainable Forestry». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 31, p. 384-391.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. «Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations.». *For. Chron.*, vol. 75, p. 49-54.
- Bergeron, Y., et B. Harvey. 1997. «Basing Silviculture on Natural Ecosystem Dynamics: an Approach Applied to the Southern Boreal Mixedwood Forest of Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, p. 235-242.
- Bessie, W. C., et E. A. Johnson. 1995. «The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests». *Ecology*, vol. 76, no 3, p. 747-762.
- Binkley, D., P. Becker-Heidmann, J. S. Clark, P. J. Crutzen, P. Frost, A. M. Gill, A. Granström, F. Mack, J. C. Menaut, R. W. Wein et B. Van Wilgen. 1993. «Groupe Report: Impacts of fires on Ecosystems». In *Fire in the environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. Ed. by P.J. Rutzen & J.G. Goldammer., p. 358-372.

- Bishop, YMM, SE Fienberg et PW Holland (1975). *Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Brown, J. K., et D. G. Simmerman. 1986. *Appraising fuels and flammability in western aspen: a prescribed fire guide*: Gen. Tech. Rep. INT-205. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest Experiment Station 48 p.
- Brumelis, G., et J. T. Carleton. 1989. «The Vegetation of Post-Logged Black Spruce Lowlands in Central Canada. II. Understorey Vegetation». *Journal of Applied Ecology*, vol. 26, p. 321-339.
- Burton, Ph. J, M.-André Parisien, Jeffrey A Hicke, Ronald J Hall et Jason T Freeburn. 2008. «Large fires as agents of ecological diversity in the North American boreal forest». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 17, no 6, p. 754-767.
- Coulombe, G. J. Huot, J. Arsenault, E. Baucé, J.T. Bernard, A. Bouchard, M.A. Liboiron et G. Szaraz. 2004. «Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise». *Bibliothèque nationale du Québec*.
- Delong, S. C., et D. Tanner. 1996. «Managing the pattern of forest harvest : lessons from wildfire». *Biodiversity and Conservation*, vol. 5, p. 1191-1205.
- Dragotescu, I., et D. D Kneeshaw. 2012. «A comparison of residual forest following fires and harvesting in boreal forests in Quebec, Canada». *Silva Fennica*, vol. 46, no 3, p. 365-376.
- Eberhart, K. E., et P. M. Woodard. 1987. «Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, no 10, p. 1207-1212.
- Eberhart, K. E. 1986. «Distribution and composition of residual vegetation associated with large fires in Alberta». *M.Sc. thesis, University of Alberta, Edmonton, Alb.*
- Ferron, J., et M. H. St-Laurent. 2005. «L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière». *VertigO*, vol. 6, no 2, p. 1-8.
- Foster, D. R. 1983. «The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador». *Canadian Journal of Botany*, vol. 61, no 9, p. 2459-2471.
- Franklin, J. F., Th. A. Spies, R. Van Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg, D. B. Lindenmayer, M. E Harmon, W. S Keeton et D. C. Shaw. 2002. «Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, no 1, p. 399-423.

- Franklin, J.F., 1994. «Ecosystem management: An overview». Presented at: Ecosystem Management: Applications for sustainable forest and wildlife resources. March 3±4, 1994. Stevens Point, WI.
- Franklin, J. F. 1993. «Preserving Biodiversity - Species, Ecosystems, or Landscapes». *Ecological Applications*, vol. 3, p. 202-205.
- Galindo-Leal, C., et F. L. Brunell. 1995. «Ecosystem management: Implications and opportunities of a new paradigm». *The Forestry Chronicle*, vol. 71, no 5, p. 601-606.
- Galipeau, Ch., D.D., Kneeshaw et Y. Bergeron. 1997. «White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, no 2, p. 139-147.
- Gandhi, K. J. K., J. R. Spence, D. W. Langor et L. E. Morgantini. 2001. «Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)». *Biological Conservation*, vol. 102, no 2, p. 131-141.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et P. Drapeau. 2001. «Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique». *Le naturaliste canadien*, vol. 125, p. 10-17.
- Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron. 1996. «Forest Dynamics Modelling Under Natural Fire Cycles: a Tool to Define Natural Mosaic Diversity for Forest Management». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 39, p. 417-434.
- Hunter, M. L. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*: Cambridge University Press.
- Hunter Jr, Malcolm L. 1990. *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*: Prentice Hall.
- Imbeau, L., M. Monkkonen et A. Desrochers. 2001. «Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests: a Comparison With Fennoscandia». *Conservation Biology*, vol. 15, p. 1151-1162.
- Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002. «Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 164, no 1-3, p. 249-256.
- Johnson, E. A. 1992. *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*: Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Kafka, V., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2001. «Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 10, no 2, p. 119-127.

- Kimmins, J. P. 1997. *Forest ecology: a foundation for sustainable management*, no Ed. 2: Prentice-Hall Inc.
- Leduc, A., Y. Bergeron et S. Gauthier. 2007. «Relationships Between Prefire Composition, Fire Impact, and Postfire Legacies in the Boreal Forest of Eastern Canada». *USDA Forest Service Proceedings*, vol. RMRS-P-46CD, p. 187-193
- Legendre, P., et L. Legendre. 1998. «Numerical Ecology (2nd English ed.) Elsevier Science BV». *Amsterdam, The Netherlands*.
- Leonard, S.WJ, A.F Bennett et M.F Clarke. 2014. «Determinants of the occurrence of unburnt forest patches: Potential biotic refuges within a large, intense wildfire in south-eastern Australia». *Forest Ecology and Management*, vol. 314, p. 85-93.
- McGarigal, K, SA Cushman et E Ene. 2012. «FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps». *University of Massachusettes, Amherst, MA*. URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats>.
- McRae, D. J., L. C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham et S. Woodley. 2001. «Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management». *Environ. Rev.*, vol. 9, p. 223:260.
- Madoui, A., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2010. «Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, no 8, p. 1110-1126.
- Masters, A. M. 1990. «Changes in forest fire frequency in Kootenay National Park, Canadian Rockies». *Can. J. Bot.*, vol. 68, no 8, p. 1763-1767.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MNRQ). 1996. *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public*. Éditeur officiel du Québec, Québec, 35 p.
- Mitchell, G. W., I. G. Warkentin et P. D. Taylor. 2009. «Movement of Juvenile Songbirds in Harvested Boreal Forest: Assessing Residency Time and Landscape Connectivity* Déplacements des jeunes passereaux en forêt boréale aménagée: évaluation du temps de passage et de la connectivité du paysage». *Avian Conservation and Ecology*, vol. 4, no 1, p. 1-17.
- Nappi, A, P Drapeau et J-PL Savard. 2004. «Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife?». *The Forestry Chronicle*, vol. 80, no 1, p. 67-74.

- Nguyen-Xuan, T., Y. Bergeron, D. Simard, J. W. Fyles et D. Paré. 2000. «The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec : a wildfire versus logging comparison». *Can. J. For. Res.*, vol. 30, p. 1353-1364.
- Noël, J. 2001. *Régénération forestière après feu et coupe de récupération dans le secteur de Val-Paradis, Abitibi*. Mémoire présenté comme exigence partielle de la Maîtrise en Biologie, Université du Québec à Montréal; Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Parisien, M.A., K.G. Hirsch, S.G. Lavoie, J.B. Todd et V.G. Kafka. 2004. *Saskatchewan Fire Regime Analysis*: Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, AB. Inf. Rep. NOR-X-394., 49 p.
- Payette, S., et L. Rochefort. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*: Presses Université Laval p.
- Payette, S., C. Morneau, L. Sirois et M. Despons. 1989. «Recent Fire History of the Northern Quebec Biomes». *Ecology*, vol. 70, no 3, p. 656-673.
- Perera, A. H., Benjamin D. Dalziel, Lisa J. Buse et Robert G. Routledge. 2009. «Spatial variability of stand-scale residuals in Ontario's boreal forest fires». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 39, p. 945-961.
- Perron, N., L. Belanger et M. A. Vaillancourt. 2009. «Spatial Structure of Forest Stands and Remnants under Fire and Timber Harvesting Regimes». In *Ecosystem management in the boreal forest.*, S. Gauthier, M. A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, p. 103-128: Les Presses de l'Université du Québec.
- Purdon, M. 2001. *Aspects d'une foresterie durable: effets du feu et de la coupe de récupération de forêts boréales brûlées sur la végétation de sous-bois et la conservation en nutriments*: Montréal, Université du Québec à Montréal.
- Robitaille, A., et J. P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Les publications du Québec, Québec.
- Schmiegelow, F.K.A. and M. Mönkkönen. 2002. «Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes : Avian perspectives from the boreal forest». *Ecological Applications*, vol. 12, no 2, p. 375-389.
- Schroeder, D., et A. H. Perera. 2002. «A Comparison of Large-Scale Spatial Vegetation Patterns Following Clearcuts and Fires in Ontario's Boreal Forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 159, p. 217-230.

- Stuart-Smith, Kari, Russ Hendry et Invermere Forest District. 1998. *Residual trees left by fire: final report*: Invermere Forest District.
- Tande, Gerald F. 1979. «Fire history and vegetation pattern of coniferous forests in Jasper National Park, Alberta». *Canadian Journal of Botany*, vol. 57, no 18, p. 1912-1931.
- Turner, M. G., W. W. Hargrove, R. H. Gardner et W. H. Romme. 1994. «Effects of Fire on Landscape Heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming». *Journal of Vegetation Science*, vol. 5, no 5, p. 731-742.
- Turner, M. G., et W. H. Romme. 1994. «Landscape dynamics in crown fire ecosystems». *Landscape Ecology*, vol. 9, no 1, p. 59-77.
- Valeria, O, A Laamrani et A Beaudoin. 2012. «Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 38, no 1, p. 91-108.
- Wulder, M. A., J. C. White, M. Cranny, R. J. Hall, J. E. Luther, A. Beaudoin, D. G. Goodenough et D. Ja. 2008. «Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 34, p. 549-548.
- Ziga, S. 2004. «La configuration spatiale des feux de forêts à l'échelle du peuplement forestier et du paysage». *Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en Géographie*, p. 76 p.

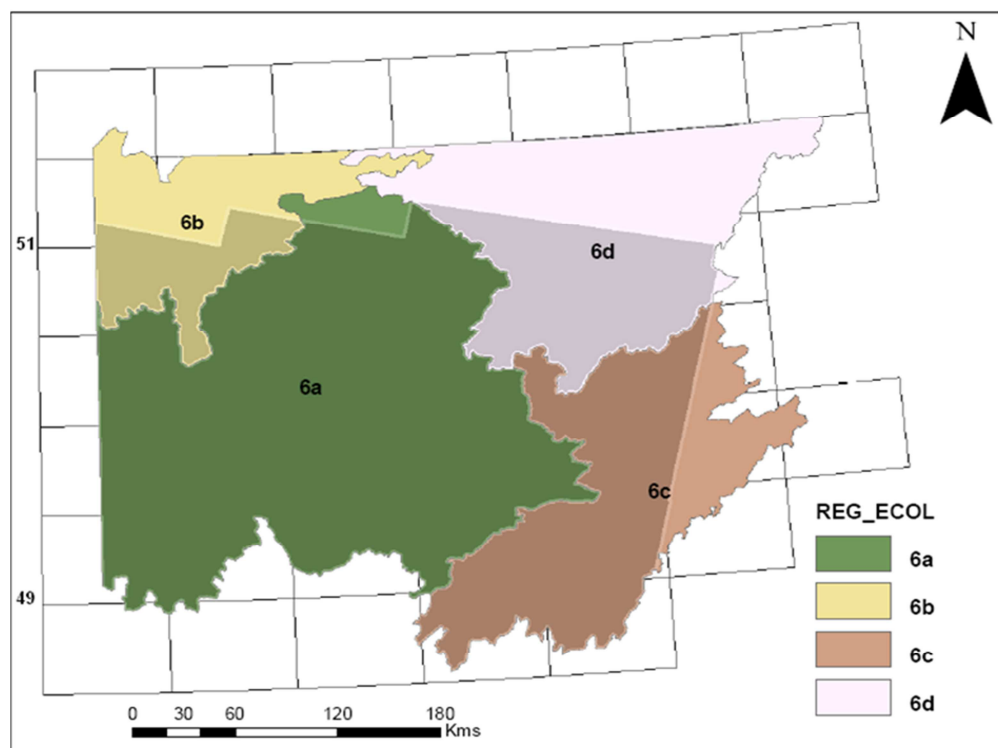


Figure 2.3 Partie du territoire à l'étude couverte par les images satellites (zone ombragée). REG_ECOL = Région écologique.

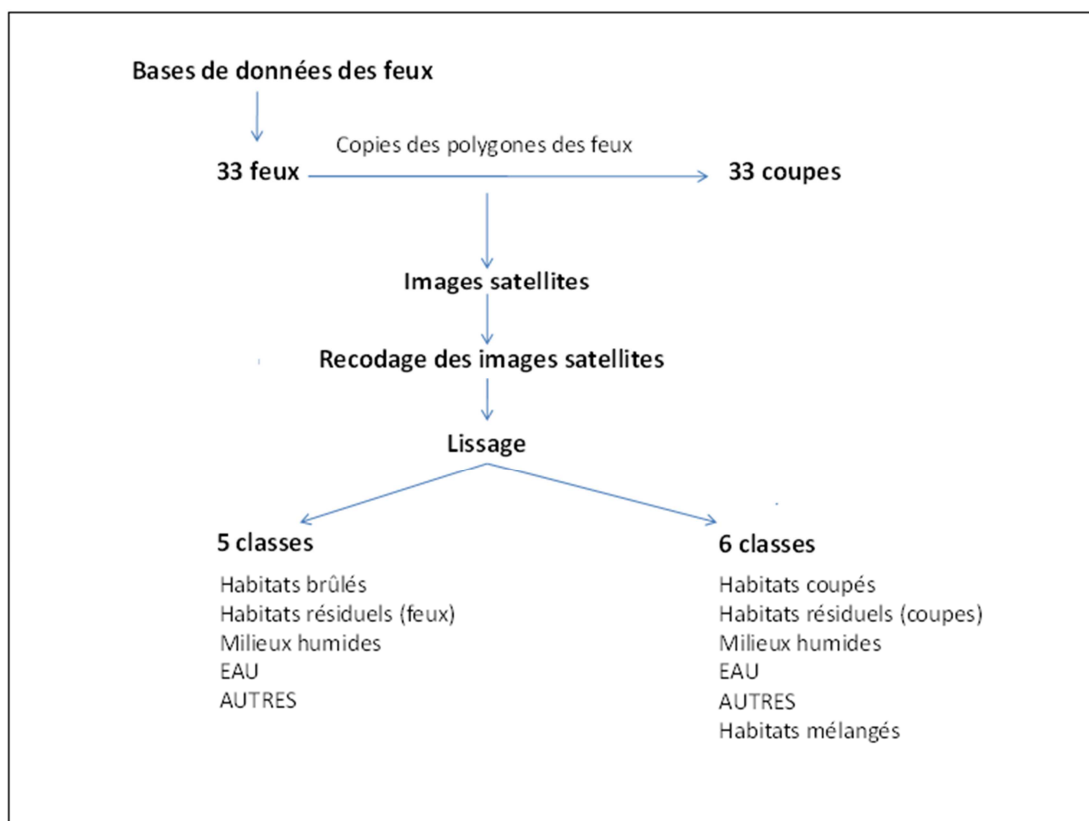


Figure 2.2 Schéma d'une partie de la démarche suivie pour la section matériels et méthodes.

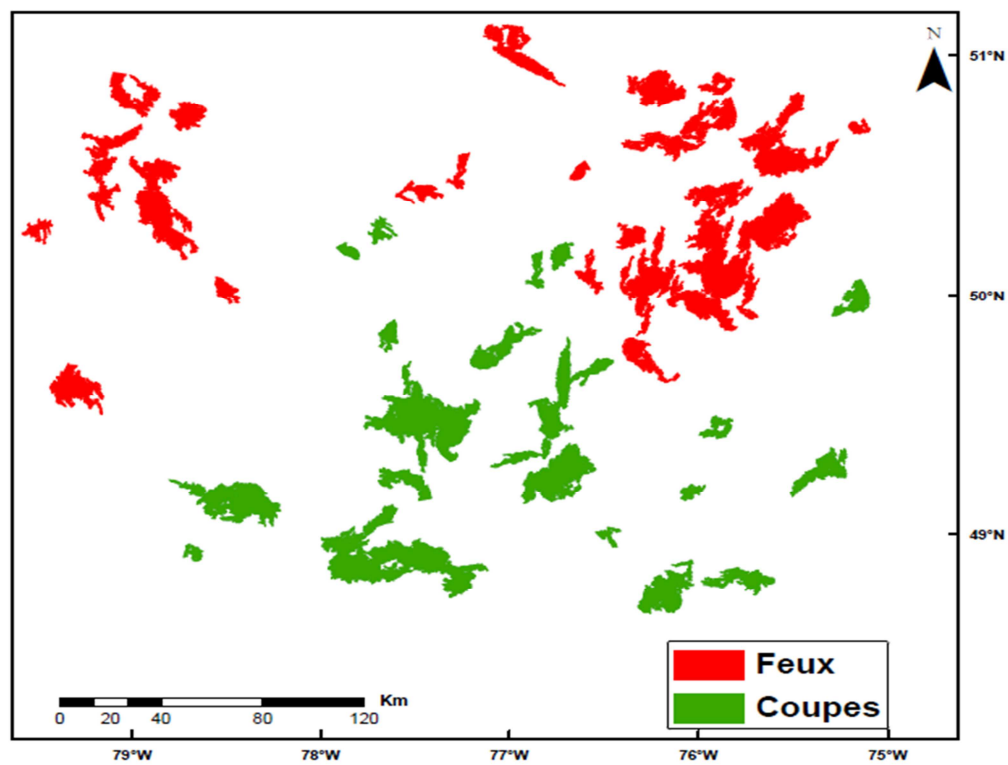


Figure 2.3 Localisation des feux et des coupes étudiés



Photo 2.1 Habitat résiduel dans le feu du Val Paradis (Photo A.Madoui, 2013)

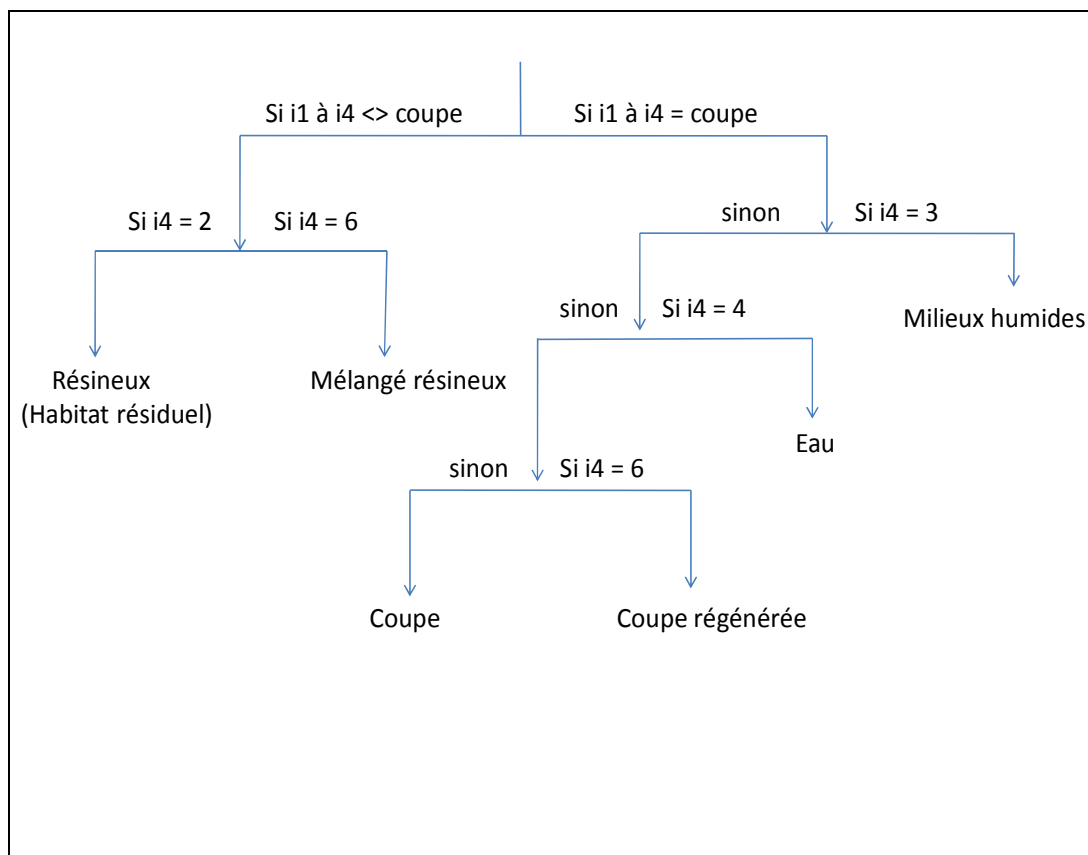


Figure 2.4 Clés décisionnelle pour distinguer les habitats résiduels de type résineux des habitats de type mélangés issus de la régénération après coupe. Les images (i) sont numérotées de 1 à 4 correspondant respectivement aux images 1985, 1995, 2000 et 2005. 1=Coupe, 2=Habitats résiduels, 3=Milieux humides, 4=Eau, 6= Mélangés résineux ou coupes régénérées.

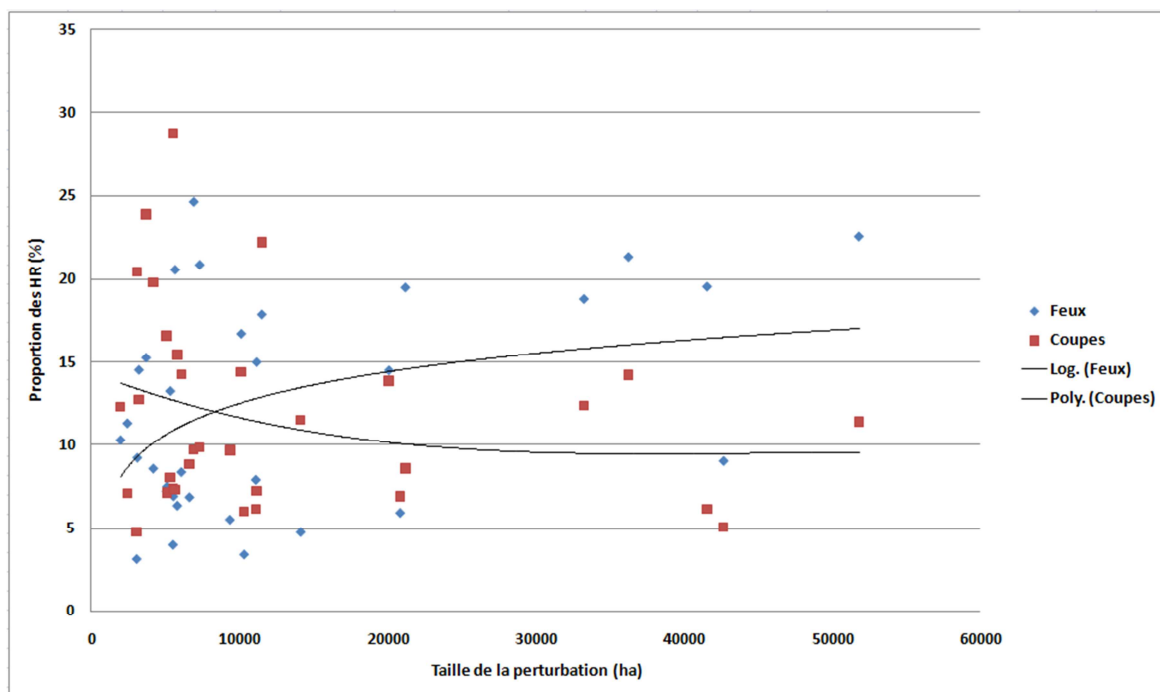


Figure 2.5 Comparaison entre la tendance des habitats résiduels dans les feux et dans les coupes en fonction de la taille de la perturbation.

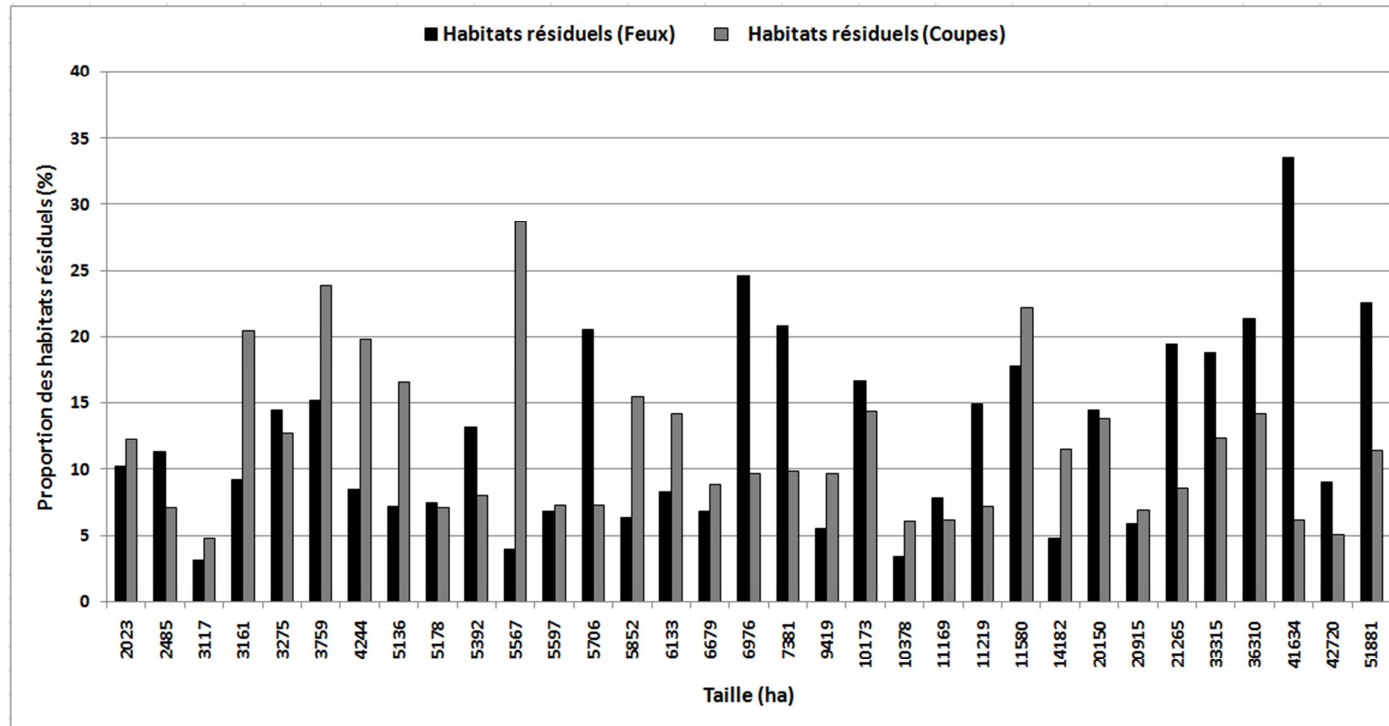


Figure 2.6 Proportions des habitats résiduels dans les paysages des feux et des coupes. Les tailles sont classées par ordre décroissant.

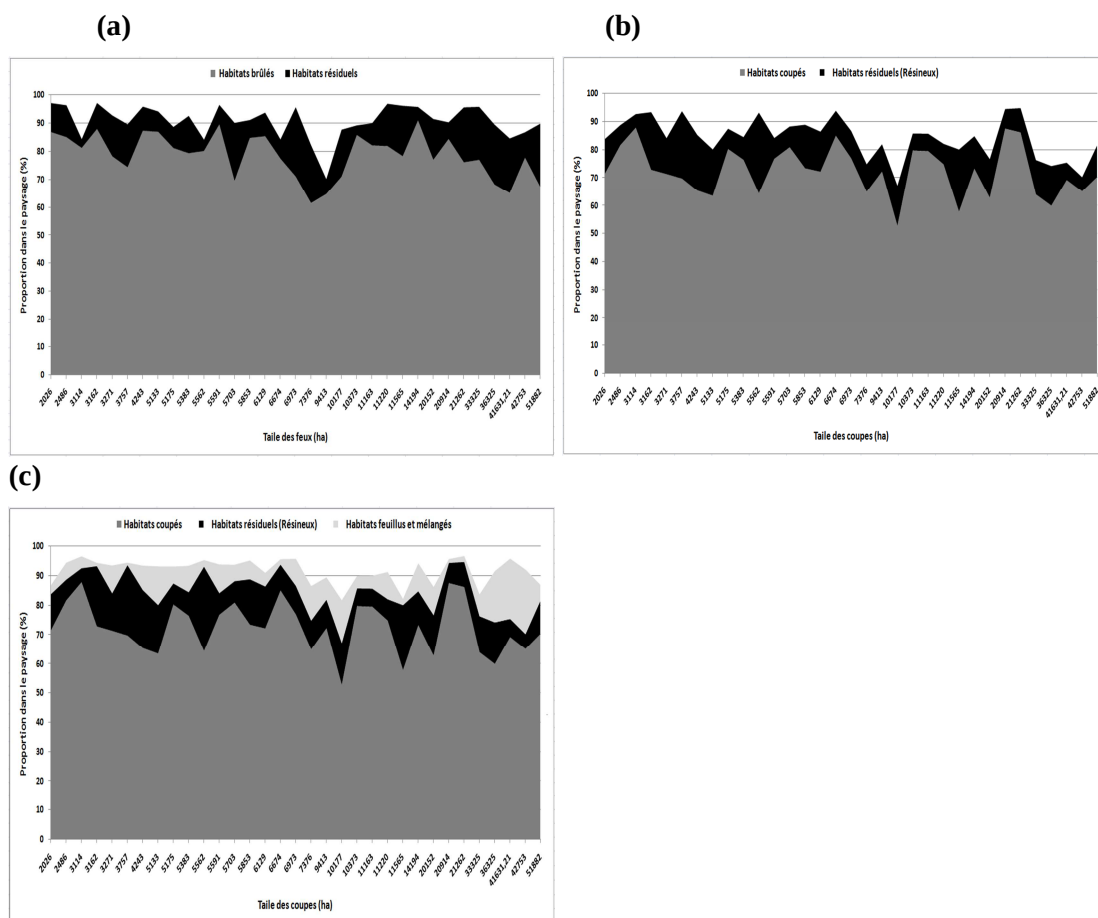


Figure 2.7 Composition des paysages des feux et des coupes. (a) et (b) les feux et les coupes sont classés en fonction de leur taille. (c) Les coupes sont rangées en fonction du temps depuis coupe (années) pour seulement 31 coupes pour lesquelles on dispose de l'information.

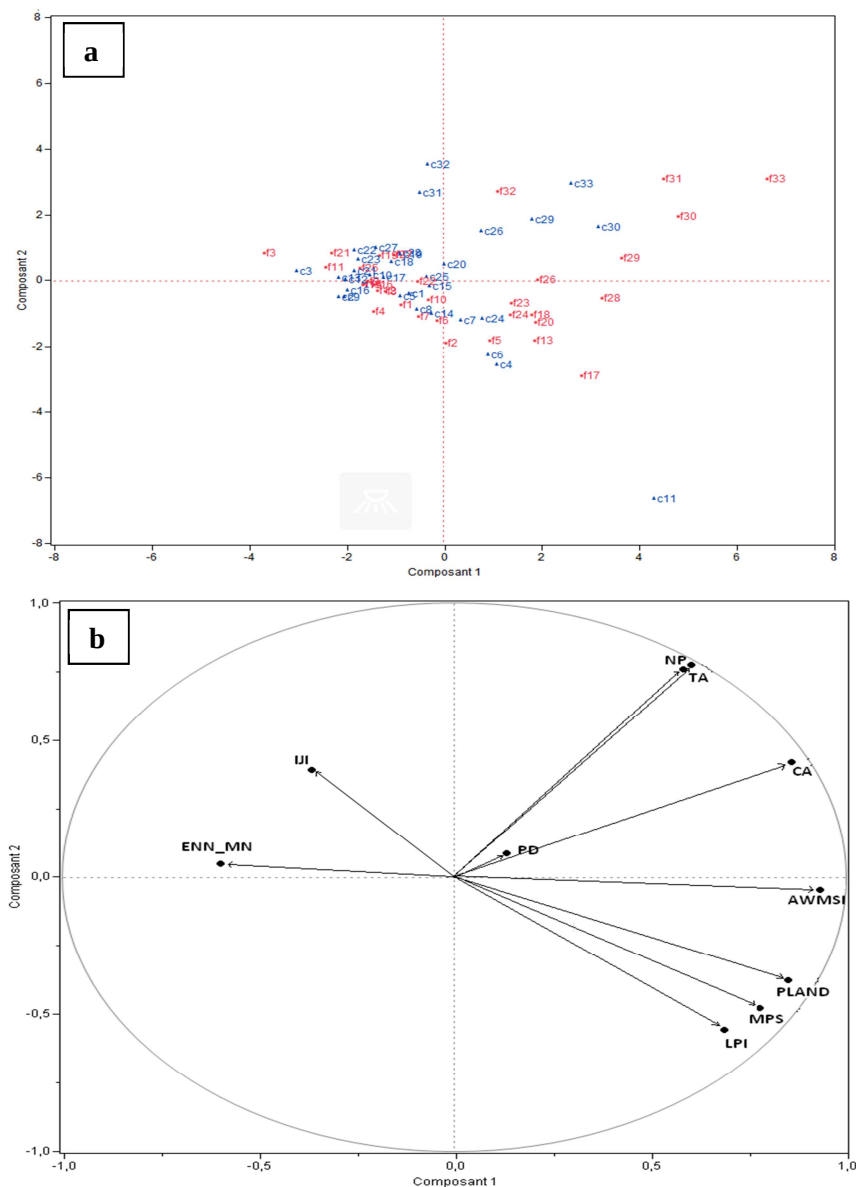


Figure 2.8 Analyse en composante principale des 10 indices spatiaux pour les 33 feux et les 33 coupes. (a), graphe des paysages de coupe (c) ou de feu (f) ; (b) graphes des variables. LPI (Indice de la part du fragment le plus grand); AWMSI (Indice de forme moyenne pondérée par la taille); MPS (La taille moyenne des fragments); LJI (Indice d'interspersation et de juxtaposition); ENN_MN (Distance moyenne au plus proche voisin); NP (Nombre de fragments); PD (Densité des fragments); CA (Superficie de la classe); TA (Superficie totale de la perturbation); PLAND (Pourcentage d'occupation du sol).

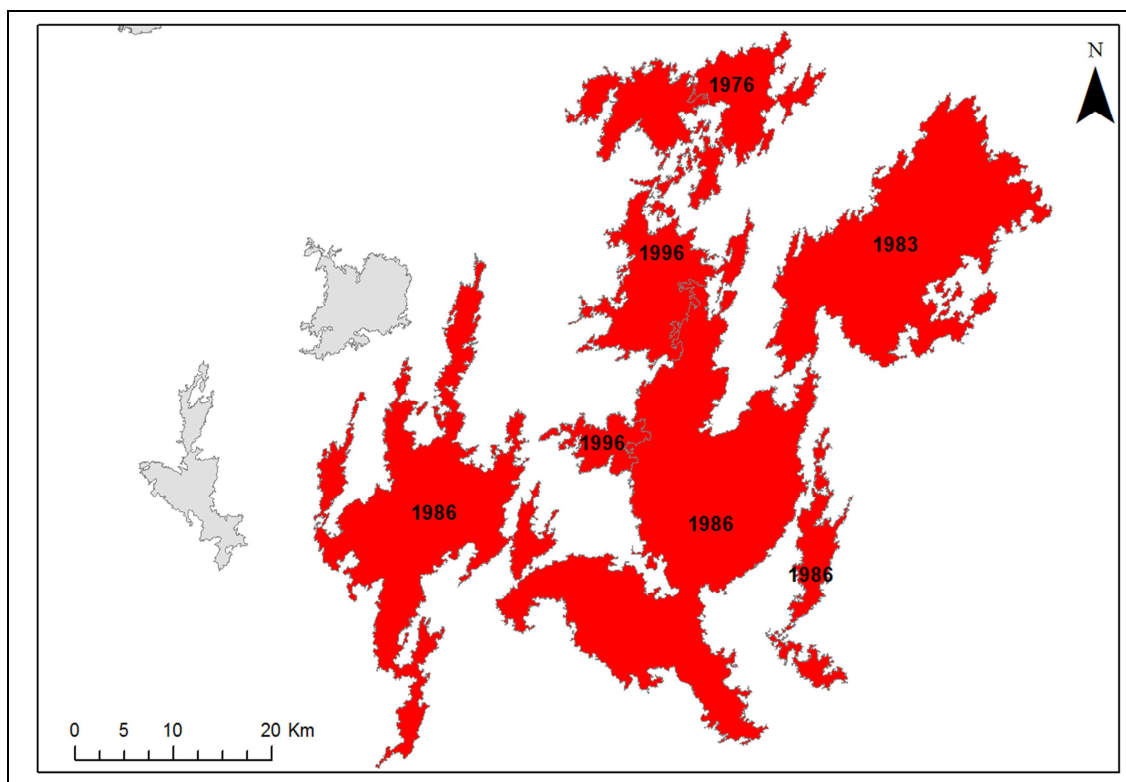


Figure 2.9 Cas d'agglomération de 7 feux en pessière à mousses de l'ouest du Québec sur une période de 21 ans. Une superficie de 142 573 ha a été parcourue par ces feux avec une moyenne de 72,22% d'habitats brûlés et 18,24% d'habitats résiduels.

Tableau 2.6 Caractéristiques des 33 paysages de feux étudiés. F=foudre, H=humaine

Numéro du Feu	Mois du feu	Taille (ha)	Temps depuis feu (an)	Durée du feu (jours)	Cause
f7	5	4 244	<1	33	F
f13	5	5 706	<1	28	F
f16	6	6 679	1	16	F
f6	6	3 759	2	20	F
f23	5	11 219	2	17	F
f9	6	5 178	3	33	F
f32	6	42 720	3	25	F
f25	6	14 182	4	39	F
f1	6	2 023	5	21	F
f5	6	3 275	5	17	F
f8	6	5 136	5	22	F
f12	8	5 597	5	25	F
f17	6	6 976	5	32	F
f20	6	10 173	5	22	F
f21	6	10 378	5	20	F
f24	6	11 580	5	31	F
f27	6	20 915	5	19	F
f15	5	6 133	6	22	H
f3	6	3 117	9	30	F
f4	7	3 161	10	10	H
f11	7	5 567	10	21	F
f14	5	5 852	13	12	H
f2	6	2 485	14	22	H
f10	5	5 392	15	30	F
f22	5	11 169	15	45	F
f26	5	20 150	15	35	F
f29	5	33 315	15	41	F
f33	5	51 881	15	44	F
f30	6	36 310	18	48	H
f19	8	9 419	19	38	F
f31	6	41 634	20	53	F
f28	6	21 265	24	33	H
f18	6	7 381	25	25	H

Tableau 2.7 Caractéristiques des 33 paysages de coupes retenus. nd: données manquantes.
Astérisque: données non certaines (estimé à partir de SIFORT 3, avec de faibles données).

Numéro de la coupe	Année de la coupe	Image utilisée	Temps depuis coupe (an)	Taille de la coupe (ha)
c22	1982	1985	3	11 169
c17	1981	1985	4	6 976
c25	1986	2000	4	14 182
c5	1989	1995	6	3 275
c18	1989	1995	6	7 381
c1	1993*	2000	7	2 023
c6	1993*	2000	7	3 759
c15	1993	2000	7	6 133
c19	1993	2000	7	9 419
c8	1977	1985	8	5 136
c10	1987	1995	8	5 392
c27	1987	1995	8	20 915
c3	1976	1985	9	3 117
c7	1991	2000	9	4 244
c2	1975*	1985	10	2 485
c13	1990	2000	10	5 706
c14	1990	2000	10	5 852
c21	1985	1995	10	10 378
c26	1990	2000	10	20 150
c28	1985	1995	10	21 265
c12	1984	1995	11	5 597
c16	1983	1995	12	6 679
c24	1993*	2005	12	11 580
c23	1987	2000	13	11 219
c30	1982	1995	13	36 310
c33	1982	1995	13	51 881
c9	1985	2000	15	5 178
c20	1985	2000	15	10 173
c29	1980	1995	15	33 315
c31	1979	2000	21	41 634
c32	1974	1995	21	42 720
c4	Avant 2000	2000	nd	3 161
c11	nd	2000	nd	5 567

Tableau 2.8 a Recodage des 48 classes en cinq classes utilisées pour les feux.

Classe 1 Habitats brûlés (HB)	Classe 2 Habitats résiduels (HRf)	Classe 3 Milieux humides (MH)	Classe 4 Eau	Classe 5 Autres
Brûlis	Résineux vieux	Milieux humides arborés	Eau	No data
Coupes	Résineux moyen sur mousse	Milieux humides arbustifs		Ombre
Arbustes hauts	Résineux moyen sur lichen	Milieux humides herbacés		Nuage
Régénération feuillue	Résineux ouvert sur lichen			Neige/glace
Régénération Résineuse	Résineux ouvert sur mousse			Affleurement rocheux/débris
Régénération Mélangée	Lande boisée sur mousse			Surface dénudée
Arbustes bas	Feuillu épars			Urbain
Brûlis végétalisés	Mélangé dense à tendance résineuse			
Coupes végétalisées	Mélangé dense à tendance feuillu/résineux			
Herbe	Mélangé ouvert à tendance feuillu/résineux			
Lichen	Mélangé épars à tendance feuillu			
Mousse (et roc)	Mélangé épars à tendance résineux			
Résineux jeunes	Mélangé épars à tendance feuillu/résineux			
Lande boisée sur liche				
feuillu dense				
Feuillu ouvert				
Mélangé dense à tendance feuillu				
Mélangé ouvert à tendance feuillu				
Mélangé ouvert à tendance résineux				
Lande boisée résineuse sur arbustes				
Insectes ou mortalité				
Feuillu dense jeune				

Tableau 2.3 b Séparation des habitats classés en HR pour les feux (HRf) en habitats résiduels de type résineux (HRcR) et habitats de type feuillus et mélangés (Hfm) pour les coupes. Comme il y a une seule classe des feuillus, on préfère parler beaucoup plus d'habitats mélangés (Hm).

Classification 48 classes	Habitats résiduels (HR)	Coupes	Feux
	Désignation		
25	Résineux vieux	(Classe 2) HRcR	(Classe 2)
27	Résineux moyens à fond de mousse		
28	Résineux moyens à fond de lichen		
29	Résineux ouvert à fond de lichen		
30	Résineux ouvert à fond de mousse		
32	Lande boisée résineuse à fond de mousse		
35	Feuillus épars	(Classe 6) HRfm	HRf
37	Mélangé dense tendance résineux		
38	Mélangé dense tendance feuillu/résineux		
41	Mélangé ouvert tendance feuillu/résineux		
42	Mélangé épars tendance feuillu		
43	Mélangé épars tendance résineux		
44	Mélangé épars tendance feuillue/résineux		

Tableau 2.4 Les indices FRAGSTATS retenus pour l'analyse spatiale

Nom de l'indice	Code FRAGSTATS	Désignation
Total landscape area (ha)	TA	Cette mesure correspond à l'ensemble de la perturbation, incluant les habitats perturbés et les habitats résiduels ainsi que les autres classes définie précédemment.
Class area (ha)	CA	Superficie de chaque classe dans le paysage (ha). C'est-à-dire pour les différentes classes préalablement définies pour les feux et les coupes (ha).
Percentage of landscape (%)	PLAND	Pourcentage d'occupation du sol par chaque type de classe. Cet indice permet de connaître la composition du paysage en différents types d'habitats
Largest Patch Index (%)	LPI	Indice de la part du fragment le plus vaste de chaque classe. Il permet de mesurer la dominance d'une classe dans le paysage par rapport aux autres classes. Il permet d'évaluer si l'agrégation est forte ou faible.
Area-Weighted Mean Shape Index	AWMSI	Indice de forme moyenne pondérée par la taille. Compare le périmètre d'une classe du paysage à celui d'un carré de même superficie. Cet indice augmente avec la complexité des formes des fragments des habitats dans le paysage.
Mean nearest-neighbour distance	ENN_MN	Distance moyenne au plus proche voisin de même type : permet d'évaluer la connectivité moyenne entre fragments de même type. Plus ENN_MN est grand, plus les fragments de même type sont éloignées les uns des autres. Il mesure ainsi le degré d'isolement des fragments de même type.
Interspersion and Juxtaposition Index (%)	IJI	Il mesure la moyenne de l'adjacence des fragments d'une classe vis-à-vis des fragments de toutes les autres classes. IJI = 0, quand la classe est adjacente à seulement une autre classe IJI = 100, quand la classe est adjacente identiquement à toutes les autres classes
Number of patches	NP	NP = 1, quand le paysage contient seulement 1 patch de la classe correspondante ; c.à.d. la classe consiste en un unique fragment. Plus le nombre de fragments est élevé, plus le paysage est fragmenté. Cependant, la densité des fragments est plus significative à utiliser car elle nous renseigne sur la répartition spatiale de ces fragments.
Patch density n/100 ha	PD	Le nombre de fragments au 100 ha pour chaque classe.
Mean patch size (ha)	MPS	La taille moyenne des fragments de chaque classe. Cet indice diminue avec l'augmentation du nombre de fragments, et quand le paysage est de plus en plus fragmenté.

Tableau 2.5 Comparaison entre la composition des 33 paysages des feux et 33 paysages des coupes. nd: données manquantes.

		Feux (5 classes)			Coupes (5 classes)			Coupes (6 classes)		
Classes		Moy.	Min.	Max.	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max
1	Habitats brûlés	78,67	61,42	91,01	71,32	52,07	87,61	72,49	52,87	87,82
2	Habitats résiduels	12,14	3,13	24,60	20,42	8,42	33,11	11,82	4,82	28,71
6	Habitats mélangés	nd	nd	nd	nd	nd	nd	7,54	0,89	21,95
3	Milieus humides	6,43	0,36	23,28	4,54	1,35	9,70	4,32	1,27	9,83
4	Eau	2,11	0,02	7,11	2,38	0,01	9,01	2,55	0,01	9,07
5	Autres	0,74	0,01	5,47	1,34	0,09	5,56	1,27	0,09	5,61

Tableau 2.6 Comparaison des indices spatiaux entre les feux et les coupes et les caractéristiques spatiales des habitats résiduels dans les deux perturbations. DS=différence significative. *= Valeurs dont la différence est significative au seuil de confiance $\alpha=0.05$.

Indices spatiaux de FRAGSTATS								
PAYSAGE		Feux			Coupes (6 classes)			DS
COMPOSITION	CODE	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	
Taille totale des perturbations (ha)	TA	2026	13150	51882	2026	13150	51882	Non
Proportion des habitats perturbés (HB et HC) (%)	PLAND*	61,42	78,67	91,01	52,87	72,49	87,82	Oui
Proportion des habitats résiduels (HRf et HRc) (%)	PLAND	3	12,14	25	5	11,82	29	Non
Proportion des milieux humides (MH) (%)	PLAND*	0,36	6,43	23,28	1,27	4,32	9,83	Oui
Proportion de l'eau (EAU) (%)	PLAND	0,02	2,11	7,11	0,01	2,55	9,07	Non
Proportion des autres habitats (AUTRES) (%)	PLAND	0,00	0,65	5,47	0,09	1,27	5,61	Non
Proportion des habitats feuillus et mélangés (HRfm) (%)	PLAND	nd	nd	nd	0,89	7,54	21,95	Nd
HABITATS RÉSIDUELS								
COMPOSITION								
Taille totale des fragments (ha)	CA	97	1939	11701	150	1392	5920	Non
Proportion des habitats (%)	PLAND	3	12,14	25	5	11,82	29	Non
Indice du plus grand fragment (%)	LPI	0	2	4	0	1	12	Non
FRAGMENTATION								
Nombre de fragments	NP	157	970	4353	117	846	3067	Non
Densité des fragments (#/100 ha)	PD	5	7	10	4	7	11	Non
Taille moyenne des fragments (ha)	MPS	0	2	4	1	2	8	Non
CONFIGURATION								
Indice de forme des fragments	AWMSI	1,47	3	5,08	1,78	3	5,54	Non
Distance moyenne du plus proche fragment (m)	ENN_MN*	72	95	166	90	118	150	Oui
Indice d'interspersation et de juxtaposition (%)	IJI*	19	43	80	41	65	85	Oui

Tableau 2.7 Comparaison (*test-t* de student) des valeurs moyennes des 10 indices spatiaux et de la composition des paysages entre les feux et les coupes. Les valeurs significatives sont en caractère gras. IJI (Indice d’interspersation et de juxtaposition); ENN_MN (Distance moyenne au plus proche voisin); HP (habitats perturbés i.e. brûlé ou coupé); MH (Milieux humides); Autres (classes Autres); PD (Densité des fragments); CA (Superficie de la classe); MPS (La taille moyenne des fragments); AWMSI (Indice de forme moyenne pondérée par la taille); NP (Number of patches); LPI (Indice de la part du fragment le plus grand); PLAND (Pourcentage d’occupation du sol); TA (Superficie totale de la perturbation)

Variables	Feux	Coupes	Probabilité	T value
IJI	43,37095152	65,20724848	1,19314E-08	6,5238
ENN_MN	94,76745455	117,9073909	1,07181E-06	5,3843
HP	78,67096364	72,48679394	0,003504544	3,0302
MH	6,432039394	4,322781818	0,029349618	2,2279
AUTRES	0,648433333	1,274624242	0,059940911	1,9146
PD	7,038872727	6,611745455	0,285758453	1,0763
CA	1938,831818	1392,152727	0,311293965	1,0204
MPS	1,678424242	1,893930303	0,404669486	0,8387
EAU	2,108178788	2,548921212	0,463334169	0,7377
AWMSI	3,028466667	2,858451515	0,469428194	0,7276
NP	969,6060606	846,4848485	0,615651389	0,5044
LPI	1,620981818	1,496275758	0,771957579	0,2910
PLAND	12,14037576	11,82273333	0,833702463	0,2108
TA	13150,24364	13150,24364	1	8,43143E-08

Tableau 2.8 Proportion des différents types de couverts échappés à la coupe et au feu et qui forment les habitats résiduels. Les signes + et - indiquent le nombre de feux ou de coupes pour lesquels le test de chi2 est significatif. Les signe + ou - indiquent une sur ou sous abondance des types de couverts dans les HR comparés à leur disponibilité dans la zone de perturbation. NS (non significatif). Valeurs entre parenthèses indiquent la différence relative entre l'importance des types de couverts dans les HR et la zone de perturbation correspondance.

	FEUX					COUPES				
	Importance moyenne dans les feux (%)	Nombre de cas			Écart relatif	Importance moyenne dans les coupes (%)	Nombre de cas			Écart relatif
		+	NS	-			+	NS	-	
Résineux ouvert sur fond de mousse	24,7	1	27	5	-23%	45,7	28	5	0	114%
Lande boisée résineuse sur fond de mousse	30,1	27	5	1	214%	12,2	13	20	0	116%
Résineux moyens à fond de mousse	18,0	1	31	1	-11%	20,4	5	27	1	36%
Résineux vieux	7,9	1	11	21	-60%	18,4	3	13	17	-31%
Résineux moyens à fond de lichen	2,4	8	25	0	146%	0,3	1	32	0	-24%
Mélangé ouvert à tendance feuillus et résineux	2,7	7	26	0	75%	0,1	0	33	0	-98%
Mélangé dense à tendance feuillus et résineux	1,3	5	28	0	88%	0,1	0	33	0	-97%
Résineux ouvert à fond de lichen	2,6	5	28	0	37%	0,3	1	32	0	-32%
Mélangé dense à tendance résineuse	10,2	3	16	14	-24%	2,5	0	0	33	-90%

CHAPITRE III

POST DISTURBANCE RECOVERY IN THE BOREAL FOREST: COMPARING BURNED TO HARVESTED LANDSCAPE USING SATELLITE DATA

Amar Madoui, Leduc Alain, Sylvie Gauthier et Yves Bergeron

Cet article sera soumis juste après la soutenance.

3.19 Résumé

En forêt boréale, les coupes sont devenues une perturbation aussi importante que les feux. Pour évaluer si la fermeture de la forêt des deux types de perturbation est similaire, nous avons comparé le taux de revégétalisation de 22 paysages de feu et 14 paysages de coupes dans la pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Les conditions avant perturbations ont été d'abord comparées en termes de types de végétation et de types de surface de dépôt en utilisant des Analyses en Composante Principale (ACP). Les changements post-perturbation dans les types de couvert à travers le temps ont aussi été caractérisés avec des vecteurs de succession dans les ordinations de l'ACP. Les deux analyses suggèrent que l'occurrence des feux s'observe aussi bien dans les milieux productifs que non productifs, alors que ce n'est pas le cas des coupes. Quatre stades post perturbation ont été identifiés à partir des 48 classes de type d'occupation de sol des images satellitaires. 'S0' représente le stade fraîchement perturbé; 'S1', un stade de revégétalisation hâtive; 'S2' représente la revégétalisation tardive; et 'S3' concerne le couvert mature. Quand on compare le taux de revégétalisation des paysages de coupes avec l'ensemble de ceux de feux pour la même période de temps depuis perturbation, celui des coupes apparaît plus en avance. Le S0 est pratiquement absent dans les paysages de coupes ce qui n'est pas le cas dans les paysages brûlés. Quand on ne prend en compte que la fraction productive du paysage du feu, les taux de revégétalisation seraient comparables entre les paysages de feux et ceux de coupes. La différence du taux de revégétalisation entre les deux types de perturbations pourrait être attribuée au caractère improductif du paysage avant le feu, plutôt qu'à l'effet du feu lui-même. Ce facteur devrait donc toujours être pris en compte dans de telles comparaisons.

Mots clés : Perturbation, accident de régénération ; temps depuis perturbation, succession, pessière à mousses.

3.20 Abstract

In the boreal forest, harvesting has become a disturbance as important as fire. To assess whether forest recovery following both types of disturbance is similar, we compared revegetation rates of 22 burned and 14 harvested landscapes in the western boreal forest of Quebec. Pre-disturbance conditions were first compared in terms of vegetation types and surficial deposit types using PCAs ordination technique. Post-disturbance changes in land cover types through time were characterised by vectors of succession in a PCA ordination. Both analyses suggest that fire occurs in both productive and unproductive forests which are not the case for harvesting. Four post-disturbances recovery stages were identified from the 48 lands cover classes in the satellite images: 'S0' recently disturbed phase; 'S1', early revegetation; 'S2', late revegetation phase; and 'S3', the pre- and mature forest. When comparing revegetation rates of harvested landscapes with all burned ones of similar times since disturbance that of harvested ones appeared to be more advanced. The S0 is practically absent from harvested landscapes, which is not the case in the burned landscapes. When considering the burn productive forest fraction only, the revegetation rate is comparable

between the burned and the harvested landscapes. The difference in revegetation rates between the 2 disturbance types could therefore be attributed mostly to the fact that fire also occurs in unproductive forest, a factor that has to be taken into account in such comparisons.

Key words: Disturbance, regeneration failure, time since disturbance, succession, black spruce–feathermoss bioclimatic subdomain.

3.21 Introduction

Natural disturbances such as fire or insect outbreaks play an important role in the dynamics of boreal forests and contribute to their maintenance and renewal (Bergeron et al. 1998). Of these natural disturbances, fire remains the most important in terms of the sheer magnitude of the area that is affected (Johnson 1992; Payette 1992) and this disturbance is responsible for shaping the boreal landscape (Heinselman 1973; Bergeron 1991). However, in terms of area disturbed per year, forest harvesting has gradually replaced fire as the predominant agent of disturbance in the boreal forest (Brumelis & Carleton 1988; Imbeau et al. 2001; Schroeder & Perera 2002; Perron et al. 2009). In the Eastern Canadian Shield of Quebec, 19 915 km² (0.02%) were affected by fire between 1990 and 2008, in comparison to 51 953 km² (0.49%) of logged forest (Stinson et al. 2011). At the regional scale, 205 635 ha were burned in the region west of Lac Saint-Jean between 1973 and 1997, whereas 413 054 ha were logged (Perron et al. 2009). Moreover, the resilience of the boreal forest and its underlying dynamics may differ considerably between fire and harvesting (Bergeron et al. 1999; McRae et al. 2001). Currently, there is a wide range of arguments that have contrasted the beneficial and detrimental effects of both types of disturbance on forest recovery.

Post-fire forest recovery i.e., the capacity of the forest to regenerate and to maintain its productivity over the long-term, have been extensively studied for many years (Heinselman 1973, Payette 1992, Sirois 1993). In burned areas, pre-disturbance species composition and fire severity are factors that will determine the composition post-disturbance regeneration. Some species of the boreal forest (*Pinus banksiana* Lambert, *Picea mariana* (Miller) BSP, and *Populus tremuloides* Michaux) are well-adapted to fire and can colonize burned stands in the first few years following a burn (St-Pierre et al. 1992; Greene et al. 1999). As post-fire regeneration densities of these species are strongly influenced by their basal areas in the pre-fire stands (Greene & Johnson 1999; Greene et al. 2004; Chen et al. 2009; Ilisson & Chen 2009b), a return to the pre-fire vegetation composition is usually rapid when the basal area is sufficient. This is not necessarily observed with traditional clear-cutting where mixed stands with a predominance of deciduous trees will dominate the post-harvest stands (Harvey &

Bergeron 1989). However, post-fire regeneration failures have been observed in Northern Quebec (Jasinski & Payette 2005; Lecomte et al. 2006). When time intervals between fires are short, there is a lack of regeneration because the stands did not have time to rebuild their areal seed banks between the two episodes (Jasinski & Payette 2005; Mansuy et al. 2012). Similarly, under certain physical constraint of the fires, the tree density may not be sufficient to insure a full restocking of sites after fire.

Site factors can also have an influence, not only on the post-disturbance dynamics of harvested landscapes but the burned ones as well. The type of surficial deposit, drainage characteristics, and the topography of an area can influence post-disturbance forest composition (Harvey & Brais 2002; Jobidon et al. 2002; Lecomte et al. 2005; Cyr et al. 2007; Mansuy et al. 2010).

Harvesting with protection of the regeneration and soils (CLAAG, Careful Logging Around Advance Growth, or CPRS in Quebec) has been used since the mid- 1990's, and could favor a rapid return of stands to their pre-harvest compositions by maintaining the pre-established regeneration, which then become a major component of the regeneration after harvesting (Greene et al. 2002; Harvey & Blais 2002). Lecomte et al. (2005) and Lafleur et al. (2010) also observed however that, in a manner similar to recovery following a low severity fire, sparse regeneration and poor growth can result from CPRS in paludified sites throughout a stand's history.

The use of satellite imagery allow for the comparison of recovery rate among different types of disturbances such as fire and harvesting over large areas. In doing so, it is however important to assess whether the two types of disturbances occur in similar conditions. In comparing the effects of fire to those of harvesting, the main objective of this study was to determine the rate of revegetation in the black spruce-feather moss stand type of western Quebec using satellite data. More specifically, 1) We compared the pre-disturbance conditions in terms of vegetation composition and surficial deposit characteristics; 2) we analysed the post-disturbance recovery of burned and harvested landscapes using succession

vectors which describe changes in vegetation composition throughout time; 3) We evaluated the rate of revegetation over the first 30 years following disturbance by comparing Landsat imagery taken at different times since disturbance (between 1985 and 2005); and 4) We compared post-disturbance cover types composition of burned and harvested landscapes. Our first hypothesis is that the vegetation types affected by fires vary (forested and non-forested) and occur on different surficial deposit types, while those affected by harvest are exclusively forested and are mainly located on specific surficial deposits (productive ones). Our second hypothesis predicts that revegetation rates (i.e., rapidity with which forest cover will rebuilt) of post-fire and post-harvest are different in young post-disturbances stages but similar in advanced ones. Finally, the third hypothesis suggests that landscape post-fire's composition is dominated by coniferous trees and the post-harvest by the hardwoods ones. Ordinations technique were used 1) to compare the pre-disturbance cover types and 2) site conditions (i.e., surficial deposits) of the two types of disturbances and 3) using succession vectors, to compare the successional pathways of cover types after fire and after harvest. Finally using transition matrices, we estimated the rate of revegetation that was attained at different post-disturbance stages.

3.22 Study zone

Our study was located within the black spruce-feather moss subdomain (Saucier et al. 1998) of Western Quebec. The study area extended from the James Bay Lowlands in the west to the Canadian Shield to the east (80° W to 74° W), and from 49° N to 51° N (Fig. 1). According to Robitaille and Saucier (1998), the poorly drained organic soils constitute the dominant type of deposit in the west, while thick glacial till predominates in the east. Mean annual precipitation varies between 700 and 900 mm, while mean annual temperature varies between 2.5°C and 0°C. Topographic relief is relatively uniform and flat in the west and is characterised by plains with a few scattered rocky hills. It is more rugged in the east, consisting mostly of hills. Major water bodies (e.g., lakes) in the west are few and smaller compared to those in the east, and are more uniformly shaped or circular. In the west, wetlands are more abundant, forming large peatlands (Payette and Rochefort 2001), which

would explain why less forest is harvested in this part of the territory.

Fires have occurred throughout the territory, but evidence of large ones is abundant in the northeast; in the harvested zone, fires are concentrated in the southern part of the study area, where wetlands are less abundant (Payette and Rochefort 2001), and extend gradually towards the northeast. Our study, however, were limited to the areas that are covered by Landsat satellite imagery.

3.23 Methodology

Two main data sources were used to compare harvested and burned landscapes undergoing post-disturbance recovery, the forest inventory SIFORT data base and Landsat TM imagery already classified. SIFORT is a mapping system operated by tessellation. It consists of a rectangular mosaic of polygons 14 ha each, tessellae, which are allocated the information corresponding center each polygon from forest map of MRNFQ (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec) (Pelletier et al. 1996). It was used to characterise pre-disturbance site and vegetation conditions. It is a geo-referenced data base containing data collected from the last three decadal forest inventories that were conducted by the MRNFQ. The tri-decadal data base consists of the following data sets: SIFORT 1 (1969); SIFORT 2 (1985) and SIFORT 3 (1994). They were used to identify stand vegetation types prior to fire or harvesting disturbances, to identify surficial deposit types, to define the time-since-harvesting in the harvested landscapes and identify the mature forest cover in pre-burned landscape.

Four satellite scenes of the study area that had been acquired in different years (1985, 1995, 2000 and 2005) were used to select the burned and the harvested landscape and to characterize the post-disturbance recovery of the burned and harvested landscapes over time. These images are already classified by remote sensing team of UQAT (University of Quebec in Abitibi-Temiscamingue) and LFC (Laurentian Forestry Centre, Quebec) into 48 thematic classes, based on Canada's National Forest Inventory with an overall accuracy varying

between 62 to 83% for 1985, 2000 and 2005 (Valeria et al. 2012; Wulder et al. 2008). For more information on this classification, see Valeria et al. (2008).

To eliminate a maximum of isolated pixels in the disturbance perimeter before proceeding with extraction of the data, these classified images are processed with Majority Filter in Arc GIS 9.3 (ESRI Inc., Redlands, CA, USA). This operation minimized errors that were associated with overlaying two successive satellite images. As the methods involved many different steps, the overall approach is described in Figure 2.

3.23.26 Burned landscape selection

The following criteria were used to select post-disturbed landscapes: 1) multiple satellite scenes of the same area over time were available; 2) burned landscapes were not truncated and for which there was no cloud coverage; 3) data from SIFORT were available to determine the pre-fire vegetation and site conditions; 4) the selected fires had not been salvage logged.

In total, 22 fires with sizes varying between 2 000 ha and 52 000 ha were retained for this study (Table 1). The dates of fire occurrences are available from MRNFQ. The post-fire satellite image dates provided time-since-fire (TSF), which varied from 3 months to 29 years. At least, two snapshots were acquired for each fire, while for some (fires f15, f7 and f13), we had three post-fire snapshots. In total, 48 post-fire snapshots were obtained for the entire 22 fires. Twenty-one fire snapshots had a TSF of 0- to 10-years, twenty-one of 11- to 20-years, and six of 21- to 29-years.

3.23.27 Delineation of harvested landscapes

The harvested landscapes which result from an agglomeration of harvested blocs over time were delineated manually on the satellite imagery with ArcGIS 9.3. These areas were easily identified on the images by their regular geometric configurations. To ensure that these were authentic harvested landscapes, SIFORT data containing logging dates were superimposed on

the satellite images. It should be noted that the limit of these harvested landscapes were delineated subjectively on the images, while trying to stay within the boundaries of the same harvested agglomeration.

While a burned landscape is produced over a relatively short period of time, i.e., a few days to several weeks, a harvested landscape can result from several years of harvesting. Consequently, in comparing revegetation following fire with that following harvest, the latter will exhibit a spread of ages over time. To minimize this effect, using SIFORT maps, we retained only harvested landscapes that took less than 10 years to be created (Table 1). To estimate mean TSH for a regenerated area, we calculated the mean logging date, weighted by the surface area of each harvested zone from SIFORT data (Table 1).

In total, 14 harvested landscapes (numbered c1, c2, c3, etc.) were delineated, with sizes varying between 4 000 ha and 97 000 ha. Considering SIFORT minimal resolution of 14 ha, that means we have approx. between 300 and 7000 tesserae to describe pre-disturbed conditions. Because of their concentration and agglomeration, the number of harvested landscapes that we could select was limited since these areas were not distributed throughout our study area. Once harvested landscapes had been delineated, we proceeded with extracting information from the classified satellite images. We were able to generate 50 snapshots for 14 harvested landscapes that corresponded to at least three post-disturbance time periods for each landscape. The time since the last harvest (TSH) dates varied between 6 months and 29 years, with 16 snapshots of 0 to 10-years, twenty of 11- 20 years and 12 of 20-29 years (Table 1).

3.23.28 Pre-disturbance states

As knowing the composition of the vegetation types that existed prior to disturbance is important in explaining changes that take place afterwards, we used the SIFORT database to describe both vegetation composition and surficial geology. One variable, describing the vegetation types (combining the land class codes, stand composition types, disturbance

origin, and age class), was created for each fire and each harvest. Because of different codes used for SIFORT 1, 2 and 3, category names in the three SIFORT databases were standardised, thereby allowing the 11 vegetation types to be identified (Appendix 1): bare humid, bare dry, open water, recently disturbed, deciduous regeneration, and conifer regeneration, with mature forest covers of shade-intolerant deciduous species, shade-intolerant deciduous species with conifers, jack pine, black spruce, and balsam fir. The types of surficial deposits and drainage class corresponding to the disturbed areas were also extracted from SIFORT. The different types of surficial deposits and drainage were then regrouped in 7 classes: rocky outcrops, tills, Cochrane tills, sand types, mesic clay, sub-hydric clays, and poorly drained soils and organic soils (Org) (Appendix 2).

As a first step in our analyses, two principal components analyses (PCA) were conducted in JMP 7.0.1 (Version 7.0.1, SAS Institute 2008) to assess whether burned and harvested landscapes were produced under 1) similar vegetation types and 2) similar surficial deposit drainage conditions. According to McCune, Grace and Urban (2002), the PCA is an ideal technique for data with approximately linear relationships among variables. Its objective is to reduce a data set with n objects and p variables to a smaller number of synthetic variables that represent most of the information in the original data set. The structure of the ordination is based solely on the matrix of correlations among variables. Two PCAs were used to describe the variation in pre-disturbance vegetation types or surficial deposits of the two disturbances. Each vegetation type proportion or surficial deposits were the variables expressed for each landscape.

3.23.29 Post-disturbance successional pathways

In order to compare the post-disturbance recovery among the two types of landscapes, we first produced a PCA ordination using the 48 post-fire snapshots and 50 post-harvest snapshots as landscape scenes and the land cover types of the satellite images as the vegetation descriptors. The successional vectors of change were created by joining the same landscape scene for successive time period (corresponding to time-since-disturbance).

3.23.30 Rate of revegetation

To estimate the rates of revegetation of the disturbed landscapes, the 48 land cover classes of satellite images were first grouped into 4 development stages based on the nature of cover type, stand cover (open cover vs closed cover) and qualification of height (Low covert types vs high cover types), Recently disturbance phase, early revegetation phase and late revegetation phase (young forest and mature forest). This classification results from the metadata associated with the image classification and was confirmed by observation of successive images from the same scene for which we know time since disturbance. Post-disturbances, Stage 0 (S0): cover types that still showed traces of recent disturbances; Regeneration Stage 1 (S1): representing the early stage of development and composed of cover types that showed low height vegetation which also occurred mainly during the first 10 years after disturbance; Stage 2 (S2) grouped young forest cover types (and high shrub). This stage appears more frequently in the Landsat scenes of more than 10 years and can last up to 30 years post-disturbance. Lastly, stage 3 (S3) grouped mature forest cover types and corresponded to either residual habitats or revegetated for more than 30 years following disturbance. The shaded, cloudy, snow and ice classes, together with rocky outcrops and urban environment cover land classes, were regrouped as “OTHER” and excluded from the analyses.

Revegetation rates are obtained from the spatial overlap of two sequential satellite images of the same territory, corresponding to different time since disturbance. For example, for a burned landscape that was disturbed in 1986, by superimposing the images of 2000 and 2005 and studying the differences between them, we assess transition (changes) for all cells composing a landscape. All the transition for the initial stage to any of the successive one were then pooled in three type of changes depending of initial stage: A: from S0 to S1, S2 or S3; B: S1 to S2 or S3; C: S2 to S3). The same exercises were to all successive images for the burned and harvested landscapes and the results were then reported over a fixed period of time (i.e. 5 years) for comparisons purposes. The observed rates of revegetation in the burned landscapes can therefore be compared to the harvested ones. Arcsine-square root-

transformation of the rate of revegetation (as a proportion) was performed prior to analysis, where a *t*-test was applied to determine how the mean rates of revegetation for burned landscapes compared to the harvested ones.

Forest harvesting occurs exclusively in mature forests, but fires can spread through unforested or semi-forested portions of the landscape. To provide the most pairwise comparisons of revegetation after fire and forest harvesting, we compared the harvested landscapes only with the fires that had burned mature forests. To do so, an analysis was conducted with ArcGis 9.3 to identify the burned areas that had originated from mature forest cover before fire. We used SIFORT to extract these areas from the satellite images that corresponded mostly to the mature forest cover before fire. In order to perform suitable comparison between post-fire and post-harvest scenes, time since disturbance must be similar. We use in both cases, Landsat scenes taken between 10 and 29 years after disturbance.

3.23.6 Post disturbance composition

In order to assess if post-disturbance composition were similar after the two types of disturbances, three groups of times since disturbance were created according to the time since disturbance for all harvested landscapes and only the fires that had burned at least 40% of the mature forest cover. Group 1 corresponded to a TSD of 0-13 years, group 2 to a TSD of 14- to 20-years-old, and the third group consisted of TSD > 20 years of age. The 48 land cover types of the satellite image were grouped into four classes: 1) unproductive and non-forested land types, 2) recently disturbed, 3) coniferous, and 4) deciduous (Appendix 4). The unproductive and non-forested land types were excluded from the analyses.

3.24 Results

3.24.31 Pre-disturbance states

PCA ordination of the vegetation types clearly separated the pre-burned from the pre-harvested landscapes (Fig. 3a). The pre-burned landscapes are situated on the left side of axis 2, while the pre-harvested ones were to the right. Overall, three burned (f17, f27 and f33) and 4 harvested landscapes (c4, c7, c10 and c11) overlapped near the center of the graph. This distinction between the two disturbances showed that vegetation cover types that are affected by fire and logging differ considerably. In fact, the forest harvesting took place solely in mature stands that were comprised of deciduous and coniferous species and which consisted of dense and open mixed forests, or in other words, commercial forest landscapes. The fires, in contrast, occurred in varied vegetation types (Fig. 3b) that included mature forest cover (coniferous), low shrubs, and non-forested areas (woodlands, mosses, wetlands). Similarly, surficial deposits that were associated with certain vegetation cover types differed between the harvested and burned landscapes. Harvested landscapes were situated mainly on hydric (HClay) and mesic (Mclay) clays, while fires occurred on a range of surficial deposits, including well- or excessively well-drained rocky outcrops, tills, and sandy soils (Fig. 3c and Fig. 3d).

3.24.32 Post-disturbance stage successional pathways

The PCA ordination of post-disturbance land cover types shows the same distinction as the pre-disturbance one: for the most part harvested landscapes are distinct from the burned ones (Appendix 5a). The harvested landscapes appear mostly to the right of the first axis while the burned ones are on the left. Some older burned landscapes are found on the right side with the harvests, such as f18, f4, f22 and f30. In addition, certain young harvested landscapes are found on the left side with the fires, such as c4, c7, c8, c10, and c12. The harvested landscapes are mostly linked to deciduous cover types (Appendix 5b).

Analysis comparing only landscapes of similar time since disturbance (5 fires that were 14- to 19-years-old and 1 fire that was 24- to 29-years-old) with the 14 harvested landscapes (Fig. 4a and 4b) show on the first two axes of the ordination that the harvested landscapes are distributed according to a time since disturbance gradient expressed by axis 1, separating the young harvests (to the left) from the old harvests (to the right). In the young harvests, we encounter an abundance of recently disturbed covers (harvests and post-harvest regeneration), compared to old harvests where sites are dominated by open deciduous species and dense mixed wood stands. With respect to burned landscapes, all their post-fire stages are situated in the lower left-hand region of the ordination, in close proximity to young harvests dominated by coniferous woodlands with moss, and moss and rock ground cover. The successional vectors length of the 6 burns appears shorter and more diverse in direction than those of the harvests. However, the harvest trajectory is longer and shows two patterns of recovery (evolutionary series): one generating mixed regeneration, while the second generates more open and humid landscapes, which are noticeably less forested.

3.24.33 Post-disturbance revegetation rates

Among the 22 fires, only six burns had burned in at least 40% of the mature forest cover (f7, f10, f13, f28, f29 and f33). Most of TSF of these burned landscapes varied between 14 and 19 years (Table 2). The revegetation rate is calculated on 6 burned landscapes (entire landscapes: 5 that were 14- to 19-years-old and 1 that was 24- to 29-years-old) and 9 harvested landscapes (all 11- to 25-years-old).

The revegetation rate for the burned landscapes varies from stage to stage following a model that is generally representative of such a post-fire succession; conversely, the model for harvested landscapes was different and the evolution is linear. In burned landscapes, on average, revegetation rate is low from stage 0 ($45 \pm 15\%$), increases from stage 1 ($58 \pm 12\%$), and then decreases from stage 2 ($11 \pm 7\%$). When the entire area of each burned landscape is considered (Table 3a), the 6 fires show a revegetation rate for stage 1 that differs from that observed for the harvested landscapes. Fires have a lower rate of transition ($58 \pm 12\%$)

compared to harvests ($66 \pm 11\%$). For the stage 2, in contrast, rates are very similar between the harvests and fires ($11 \pm 7\%$ versus $11 \pm 6\%$). When considering only the productive forest fraction of the burned landscapes, the rate of revegetation from the stage 1 in the burned landscapes ($64 \pm 10\%$) is similar to the rate that was calculated for the harvested ones ($66 \pm 11\%$) (Table 3b). The same observation can be made for stage 2, in that their rates were very closed ($11 \pm 6\%$ and $11 \pm 8\%$, respectively).

Revegetation rates of burned and harvested landscapes for stages 1 and 2 did not differ regardless of the fraction of fire that had been taken into account (all burned landscapes, or burned landscapes that occurred only in productive forests) (*t*-tests: $P = 0.107$ for stage 1 and $P = 0.488$ for stage 2, when considering the entire area affected by the fire, i.e., productive and unproductive areas; $P = 0.278$ for stage 1 and $P = 0.406$, when only productive parts of burned areas were considered).

3.24.34 Post-disturbance composition

Land cover composition for landscapes aged between 0 to 13 years following fire is largely dominated by the recently disturbed class (68%), followed by coniferous (19%) and broad-leaf tree species (13%) (Fig. 5). Following harvest, broad-leaf vegetation dominates (45%), followed by conifers (36%), with the recently disturbed class representing only 19%.

For landscapes that were aged 14- to 20-years-old following fire, the recently disturbed class is also dominant but with only with 42%, followed by broad-leaf tree species (35%) and conifers (23%). Following harvest, broad-leaf tree species remain more dominant (57%), followed by conifers (39%). The recently disturbed class decreases substantially; it makes up only 4% of the harvested area.

In post-fire landscapes exceeding 20 years of age, the recently disturbed class decreases, leaving room for broad-leaf tree species (44%), and conifers (35%). Similarly, the recently

disturbed class decreases in harvested stands until 2%, leading to dominance by broad-leaf tree species (60%) and conifers (38%).

3.25 Discussion

Although many studies have used satellite data to characterize revegetation dynamics after major disturbances (e.g., Sader et al. 2003; Goetz et al. 2006), none have compared post-fire and post-harvest revegetation in the boreal forest, at least to our knowledge. Concerning the pre-disturbance state, the environments in which fire and harvesting occur may differ over space and through time. Fires are not “very selective”, occurring in the spring and summer more or less randomly within the landscape (Van Wagner 1978; Heinselman 1981; Pickett & White 1985; Gauthier et al. 2001). Logging operations are unique to the mature forest fraction of the landscape, and tend to be conducted on productive sites. Our results show that fires occurred in varied environments without any noticeable distinction in the vegetation cover, thereby confirming the random nature of fires in the boreal forest. Madoui et al. (2010) also showed that fires can propagate in non-productive forested areas (open wetlands) when meteorological conditions are extreme. In fact, surficial deposits and landscape configuration strongly contribute to how succession takes place (Gauthier et al. 2000; Chen & Popadiouk 2002; Harper et al. 2002; Mansuy et al. 2012). It is evident that differences in forest cover composition and the surficial deposits of harvested or burned landscapes could explain the results that we obtained. Lafleur et al. (2010) found that stocking after harvest is affected more strongly by soil type than by harvesting method.

Considering that post-disturbance succession is largely influenced by the severity of the disturbance and pre-disturbance vegetation (Greene & Johnson 1999; Chen & Popadiouk 2002), the non-productive forested character of the vegetation cover prior to the fire could explain some apparent regeneration failures seen after fires. As harvesting occurs on productive forest, this type of problem is less likely to be observed in these landscapes

although the survival of pre-established regeneration could be influenced not by the harvest only but also by the changes that the site undergoes after logging (Harvey 1987).

3.25.35 Post-disturbance recovery

The differences in forest cover dynamics between post-fire and post-harvest disturbances would be attributable predominantly to variation in the biological legacies left behind after these types of disturbances (Nguyen-Xuan et al. 2000). In comparing the different scenes taken after fire and harvesting during the 30 years following the disturbance using successional vectors, we noticed that burned landscapes show little change in their land cover types. The harvests show more change in vegetation composition and their successional pathways appear to be much longer. Even though harvested landscapes appear at a more advanced stage of recovery than burned areas of a similar age, harvesting favours the establishment of an immature deciduous stage that could delay the return of coniferous cover.

These differences between post-fire and post-harvest forest recovery are best illustrated through ordination, which includes harvests and only the fires that occurred mostly in productive forests. The short successional vectors of fires suggest that their vegetation covers undergo little change. In fact, according to Carleton and Maycock (1978), the short successional vectors of fires reflect a re-establishment of forest stands by the same species, especially the relatively mono-specific tendency of jack pine.

The recovery rate of the forest cover in burned landscapes occurs differently when compared to the maturation of logged landscapes. From one standpoint, the harvested landscapes consist of very few recently disturbed areas (stage 0) in comparison to burned landscapes of a similar age. The fires, especially when severe, return the ecosystem to its initial stage of development by burning the humus layer, thereby exposing the mineral soil and destroying competing vegetation. Logging operations protect the humus layer and understory vegetation (McRae et al. 2001), which explains why stage 0 is practically absent from harvested landscapes. This advanced recovery in logged landscapes is seen equally in stage 1 but to a

lesser extent. This could be explained by the fact that the fires extend over heterogeneous environments (productive and unproductive vegetation cover) such as wetlands, and lichen ground covers, among others. The surge in regeneration in environments with low productivity would then be weaker than in forested sites. Forest harvesting occurs only in the productive forest fraction of the harvest landscape, in which sites with low productivity are absent. This is consistent with what the analysis of the forested fraction suggests for burned landscapes; it shows that revegetation rates are similar to those of the harvested landscapes, when considering the transition from stage 1 and from the advanced stage (stage 2). These results suggest that the limitations of post-fire revegetation could be attributed to the state of the vegetation cover prior to fire more than to the effect of fire per se.

In the end, some logged territories could equally be susceptible low rates of recovery, because of the lack of soil disturbances during the harvesting operation. Having developed on soils that are predisposed to the process of paludification, the boreal forest would likely be more sensitive to harvesting than to fire (Fenton et al. 2005; Simard et al. 2007 and Lafleur et al. 2010).

3.25.36 Post-disturbance composition

In the first 13 years following fire, burned areas differed in land cover composition from harvested ones. The recently burned class dominates the post-fire landscapes, whereas the broad-leaf and coniferous classes dominates the harvested landscapes. In effect, burned landscapes begin regenerating on soils devoid of vegetation (primary succession), whereas harvested landscapes already contain established vegetation which explained the abundance of coniferous. In early stages of succession, harvested stands that were clear-cut using CPRS contain a relatively larger coniferous component than do burned stands, due to the protection of advanced coniferous regeneration. When examining burned and harvested landscapes in this age class (0- to 13- years-old), we observe that the half (50%) of the burned landscapes that were sampled could be dated to 4 or 5 years following disturbance, compared to 19% harvested landscapes. This response could explain the dominance of the recently disturbed

class following fires, representing the period prior to conifer establishment. At this stage, low shrubs and post-fire regeneration are dominant.

Between 14 and 20 years following disturbance, burned landscapes are still in the process of recovery, which would explain the dominance of the recently burned class. Conversely, this component is negligible in harvested stands. In this age class, the deciduous component dominates harvested stands. This has been observed and supported by several authors; indeed, Harvey & Bergeron (1989) found that, following harvest, a significant reduction in conifer density was observed, which led to a mixed species composition or dominance by hardwoods.

At an older age (>20 years), vegetation closure is more pronounced in harvested versus burned stands. In harvested landscapes, we did not observe any large changes in stands composition, except in the recently disturbed class, which disappears in favour of an increase in the hardwood component. In contrast, the coniferous component of burned stands increases at the expense of the recently disturbed class, which is greatly reduced. Additionally, small conifers that may have been hidden by low shrubs in early stages of succession begin to emerge as the canopy closes. This especially applies to black spruce, which exhibits slow juvenile growth rates. Thus, it may take several years to meet or exceed the height of shrubs (Ahlgren, 1974), which would permit detection on satellite imagery.

3.26 Conclusion

Fire and harvesting are two different processes and the reaction of stands to these two different disturbances is not similar. In fact, forest recovery after fire and forest harvesting, which was analysed using revegetation rates, appears to be different because succession following the two disturbances does not start at the same development stage. After a severe fire, the forest ecosystem would reinitiate succession, whereas after harvest, the same ecosystem is already in advance from a successional viewpoint due to the low under-story disturbance. In fact, the successional trajectory that was supported by the succession vectors,

and which was displayed by the post-fire and post-harvest stands, would be different. During the first 20 years following a disturbance, the burned landscapes evolve slowly, while the harvest landscapes display a much faster succession. The short succession vectors of fires would reflect a re-establishment of forest stands with the same species composition. However, the harvested landscape trajectories are longer and generally show two patterns of recovery, in which one result in mixed regeneration, while the other tendency shows the onset of open landscapes. Focusing on the productive forested fraction, the vegetation covers in the burned landscapes achieved closure just as quickly as the vegetation covers in the harvested landscapes. As a consequence, the perceived difference in the rapidity of canopy closure after fire compared to after harvest would be largely due to the fact that fires burn environments that are more heterogeneous and less forested than sectors affected by harvesting. Therefore, the regeneration failures that are often related to a direct effect of the last fire event would be much better explained by pre-fire vegetation conditions. The post-disturbance is different between fires and harvests. The burned landscapes generate fewer deciduous than harvested ones. Since we do not have data beyond 30 years after disturbance, this prevents us from predicting stand development after fire and after cutting over the long-term. Nevertheless, in the case of two disturbances, vegetation tend to regain its pre-disturbance composition depending on the local physical environmental factors of disturbed site (composition, surface deposits and drainage) and it is the time necessary to achieve this stage would be different. We suggested that it would be longer in the case of fires than in the cuts because after cutting the rate of revegetation is already advanced of the post-fire, but growth would be favoured for vegetation after fires. After fire, especially if it is severe, the mineral soil is exposed, which would present a more favourable substrate for germination and growth of plants. In ecosystem based management, emulate natural disturbances such as fires should consider the nature of these fires in terms of productivity.

3.27 Acknowledgements

The original data set was obtained from the Minister of Natural Resources and Wildlife Quebec (MRNFQ) and Natural Resources Canada, and we especially thank Julie Fortin (Direction de l'environnement et de la protection des forêts) for providing provincial fire data and André Beaudoin (Canadian Forest Service) for providing satellite imagery. We also thank Mélanie Desrochers for her assistance with GIS, Steve Cumming, Osvaldo Valeria and Nicolas Mansuy for useful comments, and William F.J. Parsons for English editing. We are most grateful to the Centre d'étude de la forêt (CEF) and Canadian Forest Service staff for logistical support. Le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies de Québec (FQRNT) and Université du Québec à Montréal (UQAM) (Bourse d'excellence) provided financial support.

3.28 References

- Ahlgren, C.E. 1974. Effects of fires on temperate forests: North Central United States. In: Fire and ecosystems. T.T. Kozlowski, Editor. Academic Press. New York. pp. 195-223.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest-fire Regimes. *Ecology* 72: 1980-1992.
- Bergeron, Y., Engelmark O., Harvey B., Morin, H. & Sirois, L. 1998. Key issues in disturbance dynamics in boreal forests. *Journal of Vegetation Science* 9: 463-610.
- Bergeron, Y., Harvey B., Leduc A., & Gauthier, S. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *Forestry Chronicle*, 75: 55-61.
- Bonan, G.B. & Shugart, H.H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 1-28.
- Brumelis, G. & Carleton, T.J. 1988. The vegetation of post logged black spruce lowlands in central Canada. 1. Trees and tall shrubs. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 1470-1478.

- Carleton, T.J. & Maycock, P.F. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Canadian Journal of Botany* 56: 1157-1173.
- Chen, H.Y.H & Popadiouk, R.V. 2002. Dynamics of North American mixedwood forests. *Environmental Reviews* 10: 137-166.
- 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.
- Fenton, N., Lecomte, N., Legaré, S. & Bergeron, Y. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* 213: 151-159.
- Fenton, N.J., Simard, M. & Bergeron, Y. 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 14: 258-267.
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B.D., Bergeron, Y. & Drapeau, P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste canadien* 125: 10-17.
- Gauthier, S., De Grandpre, L. & Bergeron, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11: 781-790.
- Girard, F., Payette, S. & Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecology and Biogeography* 18: 291-303.
- Goetz, S.J., Fiske, G.J. & Bunn, A.G. 2006. Using satellite time-series data sets to analyze fire disturbance and forest recovery across Canada. *Remote Sensing of Environment* 101, 352-365.
- Greene, D.F. & Johnson, E.A. 1999. Modelling recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 462-473.
- Greene, D.F., Noel, J., Bergeron, Y., Rousseau, M. & 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: 1845-1857.
- Harper, K.A., Bergeron, Y., Gauthier, S. & Drapeau, P. 2002. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study. *Silva Fennica* 36: 249-263.

- Harvey, B.D. 1987. Possibilités d'application de la classification écologique pour l'aménagement forestier dans le canton d'Hébécourt, Abitibi. Master's thesis, Université du Québec à Montréal, Montreal, QC. 68 p. plus annexes.
- Harvey, B.D. & Brais, S. 2002. *Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. Canadian Journal of Forest Research* 32: 653-666.
- Harvey, B.D. & Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1458-1469.
- Harvey, B.D., Leduc, A., Gauthier, S. & Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. In: West, D.C, Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (eds.). *Forest succession: concepts and application*. Springer-Verlag, New York, New York. pp. 374-405.
- Heinselman, M. L. 1973. Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* 3: 329-382.
- Ilisson, T. and H.Y.H. Chen 2009. The direct regeneration hypothesis in northern forests. *Journal of Vegetation Science* 20: 735-744.
- Imbeau, L., Monkkonen, M. & Desrochers, A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15: 1151-1162.
- Jasinski, J.P.P., & Payette, S., 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. *Ecological Monographs* 75: 561-583.
- Jobidon, R., Groot, A., Nguyen, T., Jetté, J.-P., Gauthier, G., Pothier, D., Ruel, J.-C., De Grandpré, L., Bégin, J., & Beaulieu, P. 2002. Coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM). Avis scientifique. Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier. 146 p.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge University Press, New York, New York.
- Lafleur, B., D. Paré, N.J. Fenton, & Bergeron, Y. 2010. Do harvest methods and soil type impact on the regeneration and growth of black spruce stands of northwestern Quebec? *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 1843-1851.

- Lavoie, M., Paré, D., Fenton, N., Groot, A. & Taylor, K. 2005. Paludification and management peatlands in Canada: a literature review. *Environmental Reviews* 13: 21-50.
- Lecomte, N. 2005. La dynamique des espèces et des peuplements après feu dans la pressière de la partie nord de la ceinture d'argile. Dissertation, Université du Québec à Montréal, Montreal, QC. 172 p.
- Lecomte, N., Simard, M., Asselin, H., Nappi, A., Noël, J. & Bergeron, Y. 2006. Similarities and differences between harvesting and wildfire induced disturbances in fire mediated canadian landscapes. Technical report bulletin no. 924, National council for air and stream improvement, Inc., 61 p.
- Madoui, A., Leduc, A., Gauthier, S. & Bergeron, Y. 2010. Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* 19: 1110-1126.
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A. & 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: 1328-1343.
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A. & Bergeron, Y. 2010. *The effects of surficial deposit-drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. International Journal of Wildland Fire*, 19: 1083-1098.
- McCune, B. Grace, J.B. & Urban, D.L. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA, 300 p.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J. & Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9: 223-260.
- Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J.W. & Paré, D. 2000. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec: a wildfire versus logging comparison. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1353-1364.
- Ohmann, L.F. & Grigal, D.F. 1981. Contrasting Vegetation Responses Following Two Forest Fires in Northeastern Minnesota. *American Midland Naturalist* 106: 54-64.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan. *Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., pp. 144-169.

- Pelletier, G., Dumont, Y., Bédard, M. et Bergeron, J. 1996. SIFORT. Arpenteur Géomètre 23: 8-9.
- Perron N, Bélanger L. & Vaillancourt, M.A. 2009. Spatial structure of foreststands and remnants under fire and timber harvesting regimes. In 'Ecosystem Management in the Boreal Forest'. (Eds S Gauthier, MA Vaillancourt, A Leduc, L De Grandpre, DD Kneeshaw, H Morin, P Drapeau, Y Bergeron) pp. 129–154. (Les Presses de l'Université du Québec: Québec).
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. In S. T. A. Pickett and P. S. White, editors. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 3-13.
- Robitaille, A. & Saucier, J.P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- Sader, S.A., Bertrand, M. & Wilson, E.H. 2003. Satellite change detection of forest harvest patterns on an industrial forest landscape. *Forest Science*, **49**, 341-353.
- St-Pierre, H., Gagnon, R., & Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 474-481.
- Saucier, J.-P., Bergeron, J.-F., Grondin, P., et Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'Aubelle*, 124: S1–S12.
- Schroeder, D. & Perera, A.H. 2002. A Comparison of Large-Scale Spatial Vegetation Patterns Following Clearcuts and Fires in Ontario's Boreal Forests. *Forest Ecology and Management*, 159: 217-230.
- Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P. & Paré, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17: 1619 -1637.
- Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P. & Paré, D. 2009. Ecosystem management of Québec's northern Clay Belt spruce forest: managing the forest and especially the soils. In *Ecosystem management in the boreal forest*. Edited by S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, & Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 229 -256.

- Sirois, L. 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *Journal of Vegetation Science* 6: 795-802.
- Soucy-Gonthier, N., Marceau, D., Delage, M., Cogliastro, A., Domon, G. & Bouchard, A. 2003. Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires Landsat-TM. *Rapport présenté à l'agence forestière de la Montérégie (AFM)*. 30 p.
- Stinson, G., Kurz, W.A., Smyth, C.E., Neilson, E.T., Dynond, C.C., Metsaranta, J.M., Boisvenue, C., Rampley, G.J., Li, Q., White, T.M. & Blain, D. 2011. *Global Change Biology* 17: 2227–2244.
- Valeria, O., Laamrani, A. & Beaudoin, A. 2012. Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery. *Can. J. Remote Sensing*, 38: 91-108.
- Valeria, O., Laamrani, A., Beaudoin, A., Côté, S. & Simard, G. 2008. Rapport de l'état de la forêt en Abitibi-Témiscamingue et au Nord-du-Québec à l'aide d'outils de télédétection. Rapport de recherche. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Ressources naturelles Canada Rouyn-Noranda, Québec, Canada. 91 p.
http://abitibiwatch.uqat.ca/information_links/Abitibiwatch-oct-2008.pdf
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 220-227.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R. & Swetnam, T.W. 2006. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science* 313: 940. Wulder, M.A., White, J.C., Cranny, M., Hall, R.J., Luther, J.E., Beaudoin, A., Goodenough, D. G. & Ja, D. 2008. Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project. *Canadian Journal of Remote Sensing* 34: 549–548.

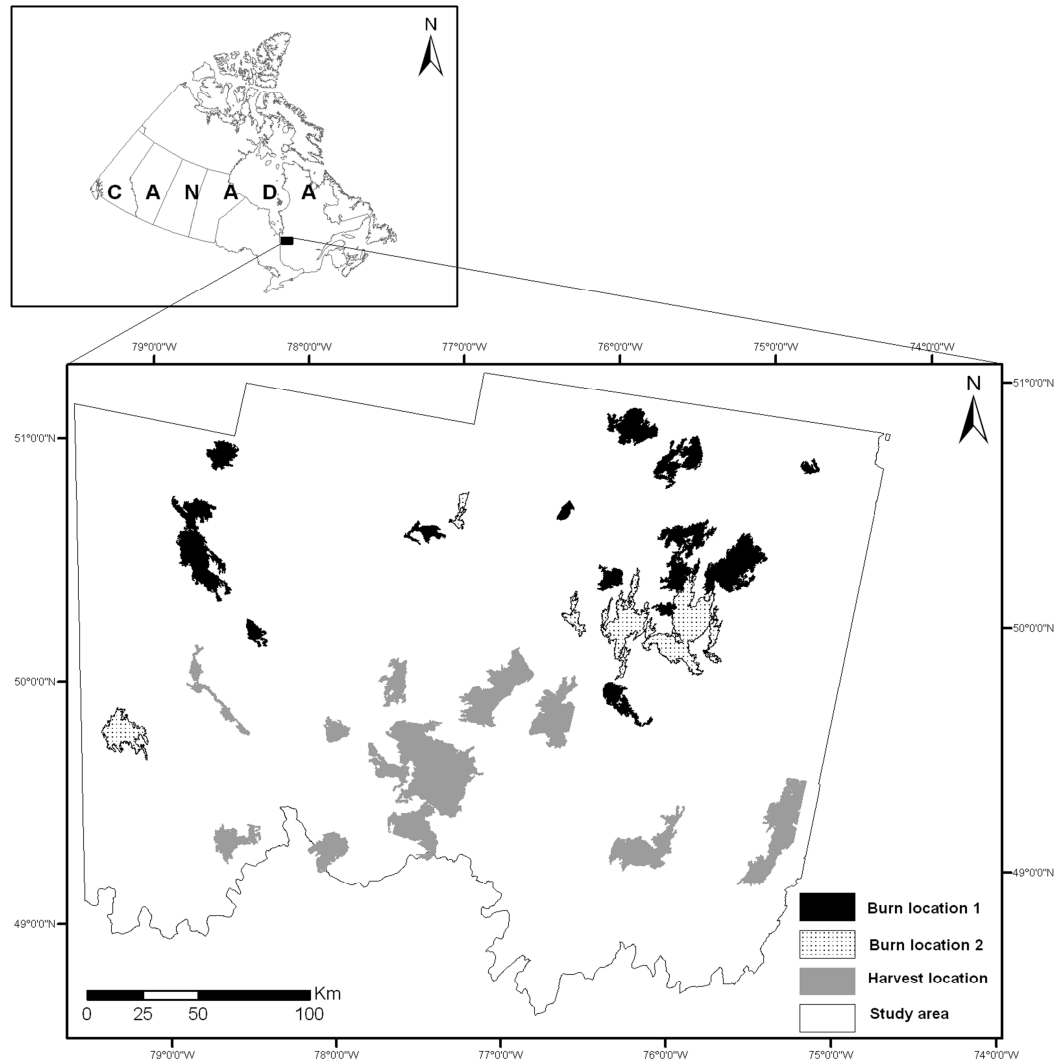


Figure 3.4 Study area and location of burned and harvested landscapes that were sampled. Burn location 1: burned landscapes with mature forest covers <40%; Burn location 2: burned landscapes with mature forest covers >40% and for which the TSF is situated mainly between 14 and 19 years.

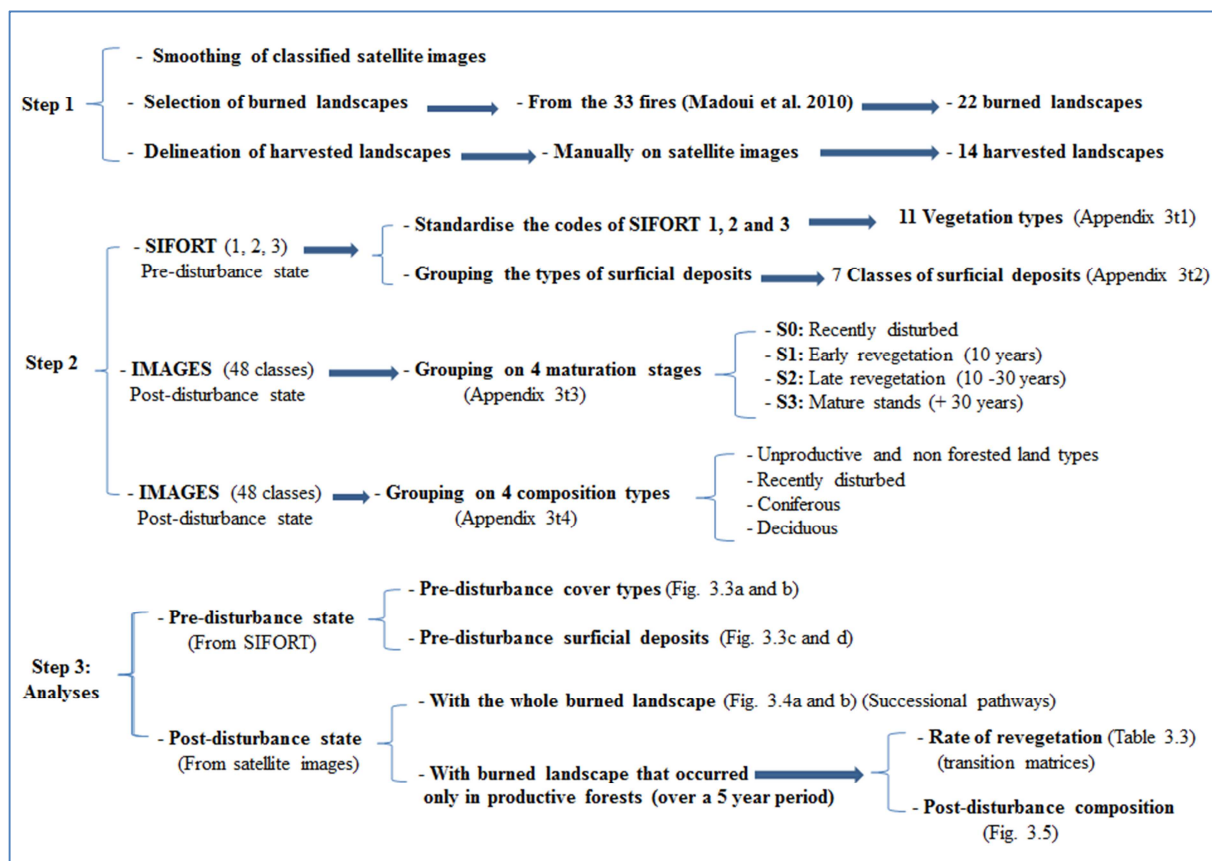


Figure 3.2 Summary of the methodology demarche followed in this chapter.

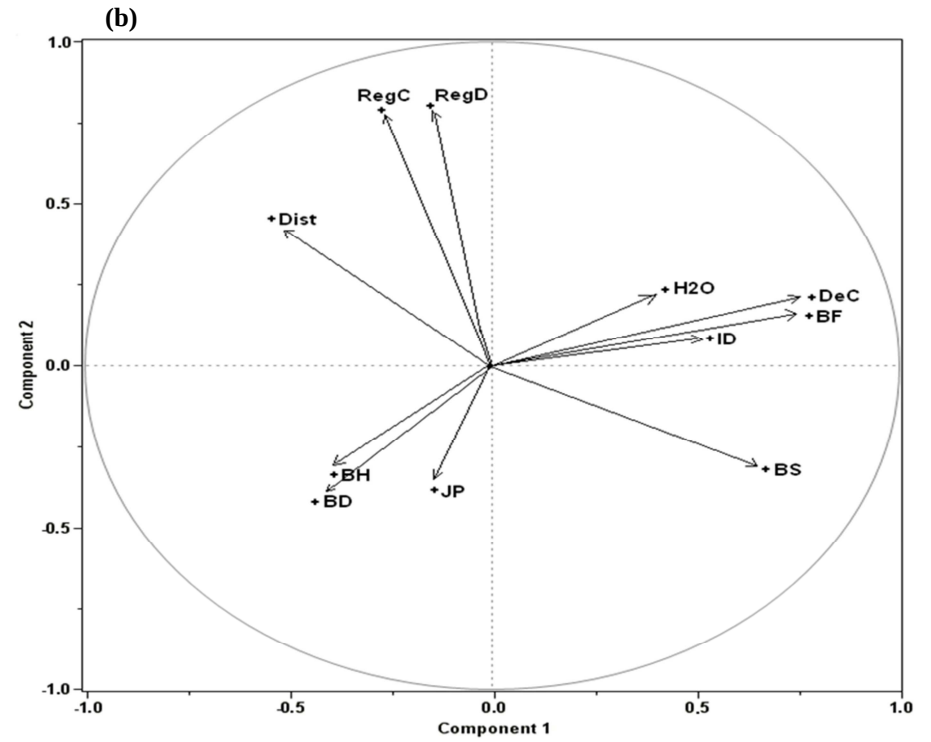
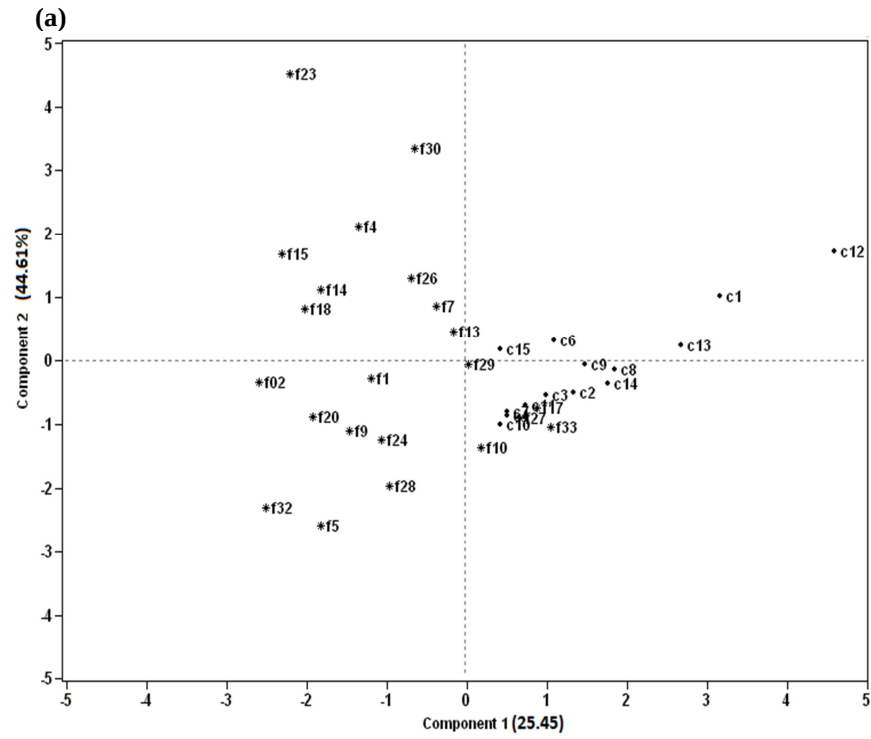


Figure 3.3 Results of two PCAs based on pre-disturbance vegetation types (a and b) and the types of surficial deposit (c and d) on which the two disturbances occurred for 22 burned and 14 harvested landscapes. Data derived from the SIFORT data base. Each cover type or surficial deposit is described as its relative proportion (%) within its disturbed landscape. (a and c) Scores. The letters preceding numbers represent type of disturbance (f=fires; c= harvests), (b and d) Loadings. RegC (Conifer regeneration); RegD (Deciduous regeneration); Dist (Disturbance), ID (mature forest covers of shade intolerant deciduous), BH (Bare humid), BD (Bare dry), JP (Mature forest covers of jack pine), H2O (Water), DeC (Mature forest covers of shade intolerant deciduous), BF (Mature forest covers of balsam fir), BS (Mature forest covers of black spruce). Roc (Rocky outcrops), Til (Till), CTil (Cochrane till), Sand (Sand types), MClay (Mesic clay), HClay (Sub-hydric clays), Org (Organic soils).

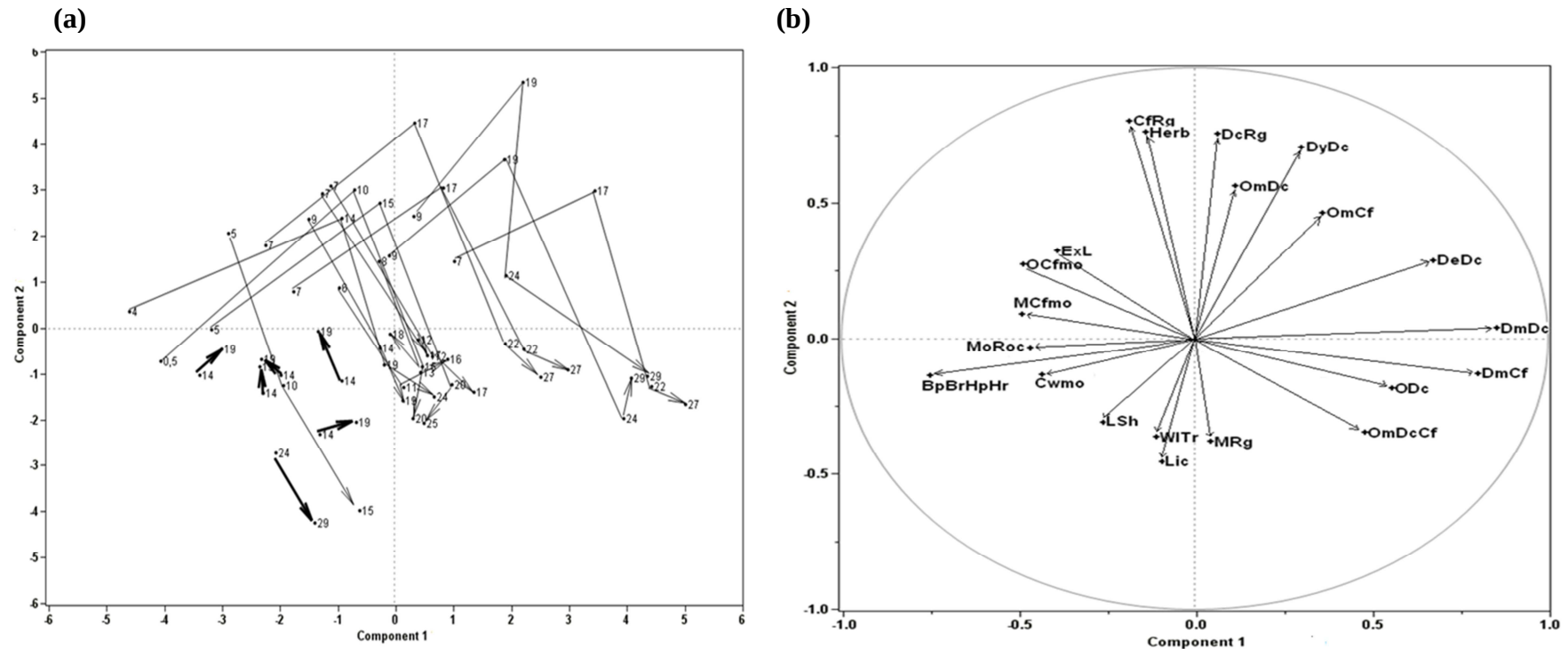


Figure 3.4 PCA showing successional pathways of post-disturbance vegetation of burned and harvested landscapes. Each land cover type is described using its relative proportion within the disturbed landscape. (a) = Landscape scores. The digit represents the TSD (time since disturbance). The burned landscapes (in bold) with mature forest covers >40%. (b) = Loadings of land cover types. CfRg (Coniferous regeneration), Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland), DcRg (Deciduous regeneration), DyDc (Dense young deciduous), OmDc (Open mixed deciduous tendency), ExL (Exposed land), OCfmo (Open coniferous with moss), DeDc (Dense deciduous), MCfmo (Medium coniferous cover with moss), DmDc (Dense mixed deciduous tendency), MoRoc (Moss and rock), BpBrHpHr (Burn, Post-burn regeneration, harvest and Post-harvest regeneration), Cwmo (Coniferous woodland with moss), DmCf (Dense mixed deciduous with coniferous tendency), ODc (Open deciduous), DmCf (Dense mixed deciduous with coniferous tendency), OmDcCf (Open mixed deciduous and coniferous tendency), LSh (Low shrubs), WITr (Wetland with tall shrub and tree), MRg (Mixed regeneration), Lic (Lichens).

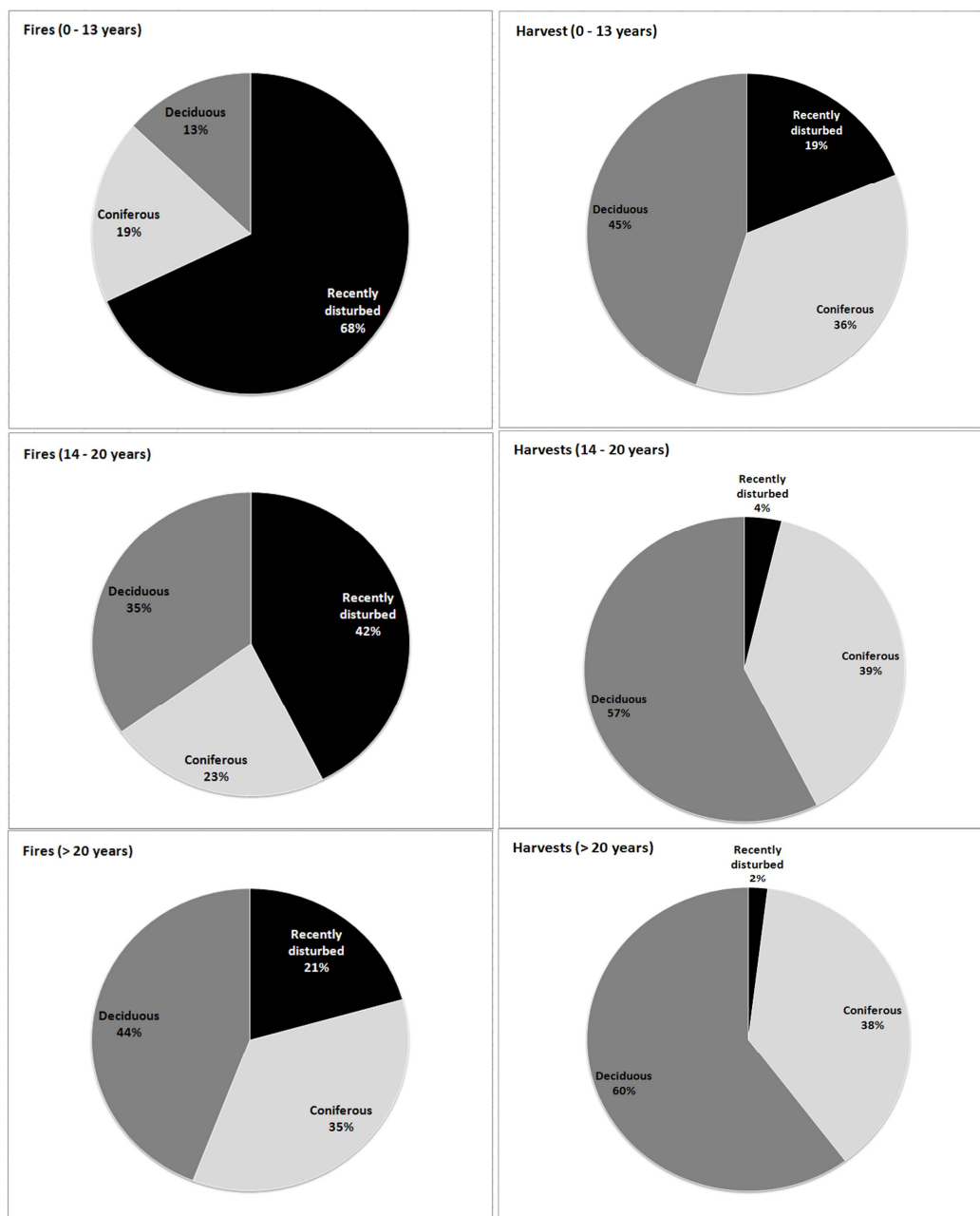


Figure 3.5 Comparison of composition between burned and harvested landscapes in three times since disturbance classes. Only fires that had burned at least 40% of the mature forest cover have analysed.

Table 3.9 Summary of the 22 burned landscapes and 14 harvested landscapes that were sampled with time (year) since disturbance (TSD: burn or harvest), based on the dates of Landsat satellite images. TSF, time since fire (0.25 = 3 months); TSH, time since harvesting. nd, no data; bh, before harvest.

Fire no.	Area (ha)	TSF	Year of the fire	Image 1985	Image 1995	Image 2000	Image 2005
F1	2 026		1996	nd	nd	4	9
F2	2 486		1987	nd	nd	13	18
F4	3 162		1976	nd	nd	24	29
F5	3 271		1996	nd	nd	4	9
F7	4 243		1986	0.25	nd	14	19
F9	5 175		1997	nd	nd	3	8
F10	5 383		1986	nd	nd	14	19
F13	5 703		1986	0.25	9	14	19
F14	5 853		1988	nd	nd	12	17
F15	6 129		1980	nd	15	20	25
F17	6 973		1996	nd	nd	4	9
F18	7 376		1976	4	9	nd	nd
F20	10 177		1996	nd	nd	4	9
F21	10 373		1995	nd	nd	5	10
F22	11 220		1986	nd	nd	14	19
F26	20 152		1986	nd	nd	14	19
F27	21 262		1996	nd	nd	4	9
F28	20 914		1976	nd	nd	24	29
F29	33 325		1986	nd	nd	14	19
F30	36 325		1983	nd	nd	17	22
F32	42 753		1996	nd	nd	3	8
F33	51 882		1986	nd	nd	14	19

Harvest no	Area (ha)	TSH	Year of harvest	Image 1985	Image 1995	Image 2000	Image 2005
c1	15 932	8	1976	9	19	24	29
c2	27 152	8	1978	7	17	22	27
c3	48 121	8	1978	7	17	22	27
c4	7 626	8	1980	5	15	20	25
c5	16 923	8	1976	9	19	24	29
c6	12 595	8	1981	4	14	19	24
c7	96 574	8	1978	7	17	22	27
c8	43 823	9	1988	bh	7	12	17
c9	4 165	9	1985	0	10	15	20
c10	14 379	9	1986	bh	9	14	19
c11	11 878	9	1990	bh	5	10	15
c12	47 982	9	1989	bh	6	11	16
c13	34 146	9	1987	bh	8	13	18
c14	35 403	9	1988	bh	7	12	17

As harvested landscapes are logged over a certain period of time, we have attributed a disturbance year using a mean year weighted by the yearly harvested area. Nd: no data; bh: before harvest.

Table 3.10 Amount of mature vegetation type in pre-disturbed landscapes. The forest covers that are considered ‘mature’ are black spruce (BS), Jack pine (JP), shade intolerant deciduous species (Fi), shade intolerant deciduous species with conifers (DeC) and balsam fir (BF). In bold, burned landscapes with > 40% pre-disturbance mature forest cover and for which TSF is estimated between 14 and 19 years. *The only fire with TSF was estimated to be between 24 and 29 years.

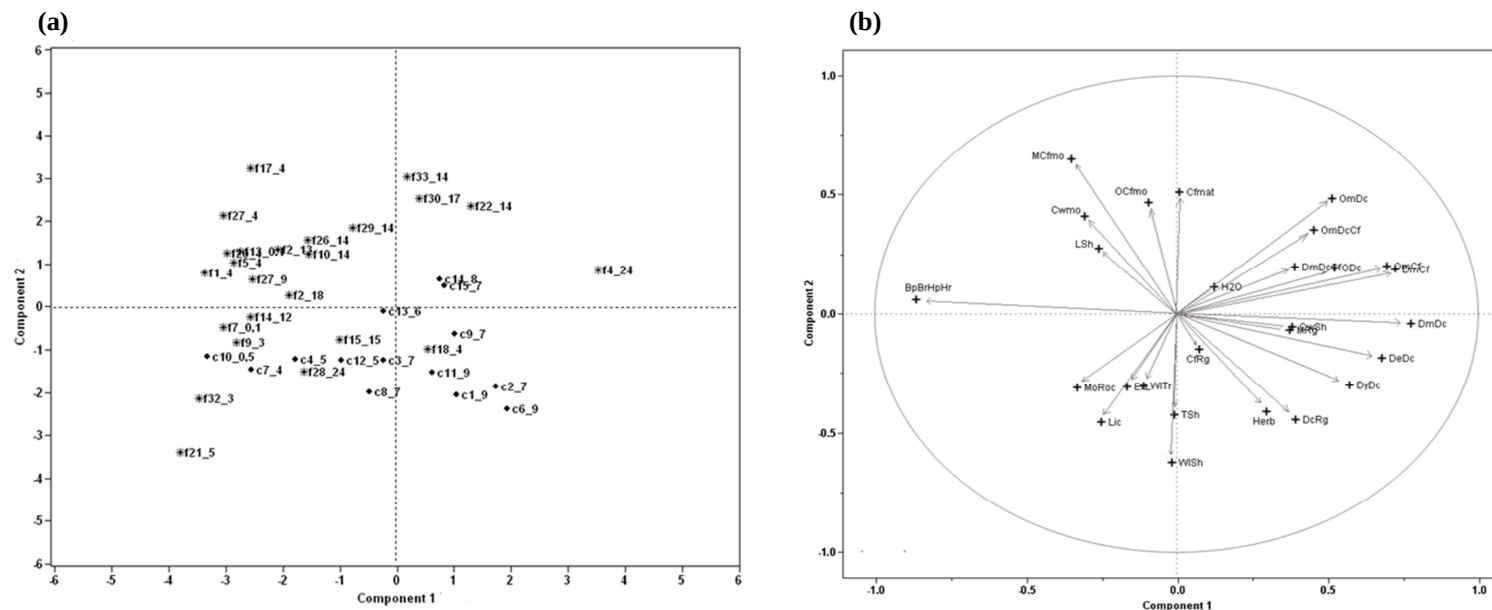
No fire	Mature cover (%)	No harvest	Mature cover (%)
F28*	75.7	c10	88.3
F10	75.3	c04	83.7
F33	72.1	c07	83.1
F21	67.7	c11	82.5
F27	67.7	c02	80.3
F17	65.7	c03	77.6
F1	61.4	c08	77.5
F29	54.3	c09	76.6
F5	50.8	c12	76.5
F13	48.7	c14	72.3
F7	48.4	c15	72.3
F20	37.5	c13	71.1
F26	26.2	c06	60.5
F9	22.1	c01	58.3
F4	17.9		
F30	16.9		
F14	14.5		
F2	14.1		
F22	12.9		
F18	12.4		
F15	11.2		
F32	10.7		

Table 3.11 Comparison of revegetation rate (over a 5 year period) between burned (14- to 29-years-old) and harvested (10- to 25-years-old) landscapes. (a) for the entire set of landscape burns (productive and unproductive areas), and (b) for the fires that burned only in the productive forested fraction of the landscape burns. Means and standard deviations (SD) are included for each group. A: all transitions from S0 to S1-2-3; B: all transitions from S1 to S2-3 and C: all transitions from S2 to S3.

(a)				
Revegetation rate (over a 5 year period) for each stage				
Fires	Period	A	B	C
f10	14 -19	0.3721	0.4657	0.1735
f33	14 -19	0.4314	0.6043	0.2079
f28	24 -29	0.7551	0.4124	0.0444
f29	14 -19	0.4044	0.6654	0.1088
f7	14 -19	0.3430	0.7362	0.0327
f13	14 -19	0.4066	0.5736	0.1160
MEAN		0.4521	0.5763	0.1139
SD		0.1516	0.1211	0.0691
Harvests	Period	A	B	C
c4	20-25	0.5255	0.7963	0.0340
c6	19-24	0.5269	0.6199	0.0433
c8	12-17	0.9065	0.7614	0.1525
c9	15-20	0.9209	0.6536	0.0887
c10	14-19	0.7953	0.5332	0.0801
c11	10-15	0.7386	0.6104	0.0680
c12	11-16	0.9429	0.6036	0.1754
c13	13-18	0.6647	0.5195	0.1698
c14	12-17	0.8504	0.8088	0.2148
MEAN		0.7635	0.6563	0.1141
SD		0.1616	0.1084	0.0650

(b)

Revegetation rate (over 5 years period) for each stage				
Fires	Period	A	B	C
f10	14 -19	0.3721	0.4657	0.1735
f33	14 -19	0.4551	0.6610	0.2119
f28	24 -29	0.7419	0.4584	0.0410
f29	14 -19	0.4008	0.7283	0.0994
f7	14 -19	0.3342	0.7250	0.0144
f13	14 -19	0.4319	0.6791	0.1128
MEAN		0.4592	0.6392	0.1127
SD		0.1445	0.1031	0.0799
Harvests	Period	A	B	C
c4	20-25	0.5255	0.7963	0.0340
C6	19-24	0.5269	0.6199	0.0433
C8	12-17	0.9065	0.7614	0.1525
C9	15-20	0.9209	0.6536	0.0887
c10	14-19	0.7953	0.5332	0.0801
c11	10-15	0.7386	0.6104	0.0680
c12	11-16	0.9429	0.6036	0.1754
c13	13-18	0.6647	0.5195	0.1698
c14	12-17	0.8504	0.8088	0.2148
MEAN		0.7635	0.6563	0.1141
SD		0.1616	0.1084	0.0650



Appendix f3.1 PCA showing the post-disturbance of the land cover types from images of 22 burns and 14 harvest landscapes. Each cover type was described using its relative proportion in the disturbed landscape into the PCA (a) Scores: f=fires; c= harvests. First digit = number of disturbance; the second one = time since the last disturbance. (b) Loadings (land cover types). MCfmo (Medium coniferous cover with moss), DCfmat (Dense coniferous mature), OmDc (Open mixed deciduous tendency), OCfmo (Open coniferous with moss), Cwmo (Coniferous woodland with moss), OmDcCf (Open mixed deciduous and coniferous tendency), LSh (Low shrubs), DmDcCf (Dense mixed deciduous and coniferous tendency), OmCf (Open mixed coniferous tendency), ODC (Open deciduous), DmDf (Dense mixed coniferous tendency), H2O (Water), BpBrHpHr (Burn, post-burn, harvest and post-harvest), DmDc (Dense mixed deciduous tendency), CwLi (Coniferous woodland with lichen), MRg (Mixed regeneration), CfRg (Coniferous regeneration), DeDc (Dense deciduous), MoRoc (Moss and rock), ExL (Exposed land), DyDc (Dense young deciduous), TSh (Tall shrubs), Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland), Lic (Lichens), DcRg (Deciduous regeneration), WiSh (Wetland with shrubs). Note here that the recent disturbances of fires and cuts (BpBrHpHr) deviate from the rest of landscape types.

Appendix t3.1 Regrouping of the vegetation types based on SIFORT

Original code	New code	Designation
DH	BH	Bare humid
ME 90		
DS	BD	Bare dry
EA	H2O	Water
E 90	BS	Black spruce
BB 90	ID	Shade intolerant deciduous
FI 90		
TR 90		
BBR 90	DeC	Shade intolerant deciduous with conifer
FIPG 90		
FIR 90		
TRR 90		
BR	Dist	disturbance
CH		
BR 10		
CT10		
EPG 90	JP	Jack pine
PG 90		
PGE 90		
FI 30	RegD	Deciduous regeneration
FIPG 30		
FIR 30		
FIR30		
E 30	RegC	Conifer regeneration
EPG 30		
PG 30		
PGE 30		
S 30		
S 90	BF	Balsam fir

Appendix t3.2 Regrouping of the surficial deposits based on SIFORT

Surficial deposits codes	Designation	New code
R; RLA; R7; R7T; RAA; RS, M1A; 1AR	Rocky outcrops	Roc
1AM;	Tills	Til
1AA; 1AAM	Cochrane tills	CTil
2A; 2AE; 2AK; 2BE; 3AN, 4GS, 5S, 6S, 9S	Sand	Sand
5A; 4A	Mesic clay	MClay
4GA4	Sub-hydric clays	HClay
7E; 7T	Poorly drained and organic soils	Org

Appendix t3.3 Successional stages based on land cover type classes from satellite imagery

Class	DESIGNATION	CODE	STAGE POST DISTURBANCE
1	Shadow	Shd	Others
2	Clouds	Cld	
3	Snow and ice	Sni	
4	Rock outcrop and rubble	Roc	
6	Urban	Urb	
9	Water	H2O	Unproductive and none forested land types
5	Exposed land	ExL	
19	Lichens	Lic	
20	Moss and rock	MoRoc	
24	Wetland with herb	HbWl	
18	Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland)	Herb	
31	Coniferous woodland with lichen	CwLi	
32	Coniferous woodland with moss	Cwmo	
45	Coniferous woodland with shrubs	CwSh	
7	Burn	B	Recently disturbed : STAGE 0
8	Cut	H	
15	Post-fire regeneration	PBr	
16	Post-harvest regeneration	PHr	
14	Low shrubs	LSh	
10	Tall shrubs	TSh	Early revegetation : STAGE 1
11	Coniferous regeneration	CfRg	
12	Deciduous regeneration	DcRg	
48	Dense young deciduous	DyDc	
40	Open mixed coniferous tendency	OmCf	
41	Open mixed deciduous and coniferous tendency	OmDcCf	
26	Young coniferous	YCf	
23	Wetland with shrub	WlSh	
13	Mixed regeneration	MRg	Late revegetation (young forest) : STAGE 2
33	Dense deciduous	DeDc	
34	Open deciduous	ODc	
36	Dense mixed deciduous tendency	DmDc	
38	Dense mixed deciduous with coniferous tendency	DmDcCf	
39	Open mixed deciduous tendency	OmDc	
22	Wetland with tall shrub and tree	WlTr	Mature stands : STAGE 3
25	Dense Coniferous mature	DCfmat	
27	Medium coniferous cover with moss	MCfmo	
28	Medium coniferous cover with lichen	MCfli	
29	Open coniferous with lichen	OCfli	
30	Open coniferous with moss	OCfmo	
37	Dense mixed coniferous tendency	DmCf	

Appendix t3.4 Post-disturbances composition derived from land cover classes

Unproductive and non-forested land types	Recently disturbed	Coniferous	Deciduous
Water	Burn	Tall shrubs	Mixed regeneration
Exposed land	Cut	Coniferous regeneration	Dense deciduous
Lichens	Post-fire regeneration	Open mixed coniferous tendency	Open deciduous
Moss and rock	Post-harvest regeneration	Young coniferous	Dense mixed deciduous tendency
Wetland with herb	Low shrubs	Wetland with shrub	Dense mixed deciduous with coniferous tendency
Herb (perennial crops, pasture, fallow, grassland)		Wetland with tall shrub and tree	Open mixed deciduous tendency
Coniferous woodland with lichen		Dense Coniferous mature	Deciduous regeneration
Coniferous woodland with moss		Medium coniferous cover with moss	Dense young deciduous
Coniferous woodland with shrubs		Medium coniferous cover with lichen	Open mixed deciduous and coniferous tendency
		Open coniferous with lichen	
		Open coniferous with moss	
		Dense mixed coniferous tendency	

CONCLUSION GÉNÉRALE

Connaître la quantité et la répartition spatiales optimales des habitats résiduels à laisser lors des coupes forestières est un enjeu majeur pour un aménagement durable de la forêt boréale. Francis Bacon (1620) disait «On ne commande la nature qu'en lui obéissant», ce qui voulait dire que le pouvoir sur les choses vient de la connaissance du sujet en question. On ne peut obtenir de la nature en se basant sur des mythes sans l'avoir étudiée, la comprendre pour pouvoir bien s'en servir comme référence. C'est dans ce contexte que cette thèse a été initiée. L'étude visait donc à combler cette lacune dans la compréhension des perturbations par les feux. Elle apporte une partie des réponses aux questions adressées ces dernières années (Vaillancourt *et al.* 2009), à savoir combien d'habitat résiduels sont épargnés par les feux, de quelle taille, de quelle forme, la distance entre eux, leur composition, leurs caractéristiques, leur durabilité, etc. Elle a d'abord visé à étudier les perturbations naturelles par les grands feux du point de vue de la composition et de la configuration spatiale. Par la suite, la thèse s'est attaquée à les comparer avec les perturbations anthropiques et proposer finalement d'utiliser les patrons d'HR laissés par les feux comme modèles dans le cadre de l'aménagement futur de nos forêts.

Le manque de connaissances sur les perturbations naturelles à grande échelle spatiale, et particulièrement celles engendrées par les grands feux, a fait en sorte que, depuis le début de l'exploitation forestière au Québec, les coupes pratiquées en forêt boréale étaient des coupes à blanc et ceci en référence aux feux de forêts qui étaient perçus comme des perturbations sévères éliminant toute végétation sur leurs passages. Si cela s'avère vraisemblable pour les petits feux (20 - 40 ha) qui ne contiennent pas ou très peu d'habitats résiduels (Eberhart et Woodart 1987), ce n'est pas le cas pour les événements feux de plus grande ampleur. Ces

derniers, quel que soit leurs degrés de sévérité, ne brûlent jamais la totalité des peuplements. Il y reste toujours des vestiges de la forêt brûlée (îlots résiduels) qui échappent aux flammes, information rapportée déjà par d'autres études (Kafka *et al.* 2001; Leduc *et al.* 2007; Perron *et al.* 2008; Dragotescu et Knesshaw 2012) et confirmée ici en pessière à mousses de l'ouest du Québec (chapitre 1 et 2). Ces îlots résiduels sont constitués des forêts à cime verte ou partiellement brûlées (Gauthier *et al.* 2001) dispersés à l'intérieur du périmètre du feu et ils jouent un rôle majeur dans le maintien de la biodiversité et la résilience des écosystèmes forestiers (McRae *et al.* 2001; Kafka *et al.* 2001).

Délimitation des périmètres des feux

Comparer les perturbations anthropiques aux perturbations naturelles générées par les feux impose qu'on ait une bonne caractérisation de ces derniers. En effet, le premier chapitre a été nécessaire au déroulement des deux autres chapitres. Il nous a permis essentiellement de sélectionner les 33 feux à l'étude à partir des milliers de feux contenus dans la base de données du ministère, puis de dresser un portrait des caractéristiques spatiales des HR dans ces paysages brûlés.

Lors de la sélection de ces feux, j'ai observé une différence entre les limites des feux de la base de données des feux cartographiés et celles observées sur les images satellites. Comme la quantité des HR est en lien avec la taille des feux (Eberhart et Woodard 1987; Delong et Tanner 1996), il a été nécessaire pour notre travail (chapitre 1) de corriger les limites des feux telles que fournies par le ministère par de nouveaux périmètres de feu qui soient les plus fidèles possible à la délimitation réelle révélée sur les images satellites (Fig. 4.1). Ce faisant, certains feux, qui dans la base de données étaient notés comme des feux individuels malgré qu'ils soient adjacents l'un à l'autre et qu'ils aient brûlé le même mois de la même année, ont été agglomérés en un seul grand feu.

La quantité des HR et leur variabilité spatiale

Le principal résultat mis en évidence par le chapitre 1 pour les grands feux de 2 000 ha à 52 000 ha est qu'effectivement, ces feux ne brûlent jamais la totalité de la végétation, mais un minimum de 2% et un maximum de 24% d'habitats résiduels sont épargnés (Fig. 4.2). Un taux qui se situe à l'intérieur de la variabilité des proportions trouvées dans la majorité des études effectuées au Canada (Eberhart et Woodard 1987; DeLong et Tanner 1996; Stuart-Smith et Hendry 1998; Andison 2001; Perron *et al.* 2008; Dragotescu et Kneeshaw 2012). Ces HR sont de tailles variables et plus la taille du feu est grande, plus la superficie totale des HR le serait aussi. De même, ils seraient plus abondants dans les paysages où abondent les plans d'eau et les landes résineuses sur fond de mousses qui composent majoritairement ces HR. Les feux de la zone ouest de la pessière à mousses de l'ouest sont plus sévères et génèrent moins d'HR que ceux de l'est confirmant ainsi l'influence de la configuration et des conditions physiographiques du milieu sur le comportement des feux et la variabilité écologique qui existe entre les régions du Québec (Gauthier *et al.* 2001). Ces grands feux, qui sont souvent associés à des conditions météorologiques extrêmes, vont même jusqu'à brûler des milieux humides arborés. Spatialement, la taille moyenne d'un fragment est deux fois plus grande à l'est qu'à l'ouest mais avec une forme moins complexe. Ces fragments sont plus dispersés à l'ouest qu'à l'est donnant ainsi un paysage plus hétérogène.

Comparaison spatiale entre les feux et les coupes

La comparaison des paysages de feux avec ceux des coupes dans le chapitre 2 a mis en évidence qu'il n'y a pas de différences marquées dans la composition des paysages issus de ces deux types de perturbation, les coupes ayant laissé des quantités d'HR similaires à celles générées par les feux. La répartition spatiale de ces HR est aussi similaire dans les deux perturbations en ce qui est à trait avec la forme, le nombre de fragments et de leur densité. Cependant, les HR laissés dans les paysages de coupes sont plus distants et plus dispersés les uns des autres que dans le cas des feux donnant ainsi un paysage récolté plus hétérogène. Ceci pourrait avoir des conséquences néfastes vis-à-vis de la faune et la recolonisation des aires perturbées (Kafka *et al.* 2001; Gandhi *et al.* 2001; Nappi *et al.* 2004). La grande

distance qui sépare les HR et leur grande dispersion dans les secteurs de coupe accentuent la fragmentation et limitent la connectivité entre les HR et, par conséquent, le déplacement des animaux et la dispersion des graines. Une situation qu'on devrait éviter lors de l'aménagement forestier si on veut préserver les attributs de l'écosystème dans les forêts aménagées.

Après leur passage, les feux laissent différents types de couverts et en grand nombre, car ils brûlent des milieux hétérogènes, bien que des types de couvert de faible densité soient surreprésentés dans ces HR. Ce sont en effet des types de couvert qui ne favorisent pas la propagation des feux. Par contre, les coupes laissent une variété moindre de types de couvert. On y retrouve une surabondance de types de couvert peu volumétriques en termes de forêt commerciale.

Revégétalisation après feux et après coupes

Après perturbation, l'écosystème forestier tend à se reconstituer et à retourner à son état initial selon des stades de transition et des vitesses de revégétalisation qui dépendent de plusieurs conditions du milieu, entre autres les dépôts de surface et les types de couvert perturbés. L'étude de cette particularité de l'écosystème fait l'objet du troisième chapitre à travers lequel a été analysé le taux de revégétalisation après les deux types de perturbations.

La première différence majeure révélée dans cette partie est que les deux perturbations ne surviennent pas dans le même milieu biophysique. Les feux brûlent aléatoirement de manière peu sélective dans des milieux variés et hétérogènes du point de vue dépôt de surface et types de couvert (productifs et improductifs); quant aux coupes, elles s'opèrent exclusivement dans les milieux forestiers (productifs) constitués de forêt matures et de vieilles forêts (Delong et Tanner 1996). Cette différence préalable à la perturbation serait décisive sur la vitesse de refermeture du couvert après perturbation. Nos résultats ont montré que les milieux forestiers brûlés se reconstituent beaucoup mieux que les milieux non forestiers, ce qui pourrait expliquer les hauts taux d'échecs de régénération observés dans certaines aires brûlées. Ces

échecs de régénération pourraient être attribuables au caractère improductif du paysage brûlé, plutôt qu'aux effets du feu lui-même.

La deuxième différence est en lien avec le taux de revégétalisation. À un temps depuis perturbation (TDF ou TDC) égal, les coupes apparaissent à un état de revégétalisation plus avancé que les feux en raison de la protection de la régénération préétablie laissée dans les aires de coupes après une CPRS. En termes de composition, les peuplements feuillus ouverts et les peuplements mélangés denses dominent davantage les vieux paysages récoltés, alors que les peuplements résineux, les landes et les peuplements mélangés sont plus fréquents dans les paysages brûlés.

Ce dernier résultat fait jaillir la problématique de l'étalement de la cédule de coupes menant à la création d'un chantier de coupe en comparaison avec les paysages issus de feux qui se mettent en place en quelques jours. Le chapitre 2, confirmé par le chapitre 3, a montré que plus la taille du secteur de coupe est grande, plus le temps pour le mettre en place est long et conséquemment, plus il sera envahi par de la régénération des aires initialement coupées (Fig. 4.3). Ce résultat montre que la comparaison des deux types de perturbation demande de porter une attention particulière à ces différences fondamentales dans la mise en place des paysages perturbés. Sans cela, la quantification des HR dans les aires coupées peut être erronée.

Implication pour la gestion des forêts

Des applications de cette thèse pour un aménagement écosystémique sont énoncées dans chaque chapitre. Toutefois, des recommandations pratiques peuvent être énoncées ainsi :

- Quand on sait que la taille du feu est corrélée avec quasiment toutes ses caractéristiques spatiales, il est recommandé de commencer d'abord par bien définir l'événement de feux (Andison 2012) en prenant attention de bien délimiter son périmètre. Andison (2012) a trouvé que les patrons spatiaux sont sensibles à la définition donnée au feu. Une délimitation du périmètre du feu la plus naturelle possible influencerait grandement la forme d'un événement de feu ainsi que la quantification des HR. Avoir une taille précise du feu avec une forme la plus fidèle possible serait un bon modèle pour la gestion de nos forêts.
- On a vu que les conditions physiographiques influençaient le comportement du feu et la création des HR; il est donc recommandé de tenir compte de ces différences régionales lors de l'aménagement forestier. La gestion des forêts serait donc adaptée aux spécificités écologiques propres à chaque région plutôt qu'aux règlements administratifs qui sont uniformes et normatifs (Seely *et al.* 2004).
- Concernant les HR, il est recommandé de laisser lors de la coupe une quantité plus importante d'HR que celle observée dans les feux parce qu'une partie de ces HR ne survivrait pas. Entre 7 et 35% comme valeurs suggérées par Perron *et al.* (2008), ou bien opter pour la valeur maximale observée dans notre cas qui est de 24%. Cette approche conservatrice permettrait de compenser les HR qui disparaîtraient à plus ou moins court termes, en raison de la mortalité ou des chablis.
- Du point de vue de la configuration, il faudrait laisser des gros blocs d'HR avec des formes très variées, et oublier les formes linéaires qui sont plus sensibles aux chablis. Aussi, garder un œil sur ces blocs d'HR et en faire le suivi pendant au moins les 5 premières années qui suivent la coupe. Ces blocs d'HR devraient être mieux dispersés dans l'aire de coupe mais moins distants entre eux pour maximiser la

connectivité entre les différents fragments et la matrice forestière. En s'inspirant des feux de grande taille, cette distance devrait être entre 72 et 166 m avec une moyenne de 95 m.

- La composition de ces HR laissés après la coupe devrait être représentative de la composition de la forêt dans le paysage (qui est plus diversifiée) plutôt que de laisser des HR composés de types de couvert les moins intéressants pour l'industrie forestière.

PERSPECTIVES DE RECHERCHE

Cette thèse a non seulement apporté une partie des réponses à des questions qui se sont posées durant la dernière décennie, mais a aussi permis d'en soulever d'autres. Les questions émergentes les plus pertinentes seront exposées par ordre de priorité :

Caractériser les HR sur le terrain

L'intérêt que présente ces HR dans l'écosystème forestier est primordial, tant du point de vue structure que fonctionnement si on se réfère aux attributs qu'ils assurent (conservation de la diversité floristique et faunique) qu'à la contribution à la recolonisation des sites perturbés en tant que source de recrutement. Une étude plus approfondie serait souhaitable pour mieux comprendre leur historique, leur origine et leur devenir. De même, ces HR seraient-ils issus d'un seul feu ou ont-ils pu échapper à plusieurs? Quelles sont les conditions du milieu qui les ont empêché de brûler et depuis quand date le passage du dernier feu? Gandhi *et al.* 2001 ont trouvé une biodiversité animale très particulière (des coléoptères reliques de l'époque glaciaire) liée aux îlots résiduels dans les feux des forêts conifériennes de l'Ouest de l'Alberta. Récemment, Ouarmin (2013) s'est intéressée aux îlots résiduels dans la forêt boréale mixte dans laquelle elle a mis en évidence des îlots refuges caractérisés par des espèces typiques des milieux humides et qui ont pu échapper à des feux depuis plusieurs siècles.

L'identification sur des images satellites de plus de 30 000 fragments d'HR avec leurs coordonnées géographiques dans les périmètres de 33 grands feux constitue déjà un grand travail en soit de cette thèse, mais l'écologie et l'histoire de ces HR restent inconnues sur le terrain. Leur localisation dans les paysages brûlés, leur étude et leur suivie dans le temps apporteraient certainement d'amples informations qui aideraient la gestion des HR dans les aires de coupes. Ces HR qui apparaissent non combustibles pourraient constituer des 'micro hotspots' de biodiversité (Gandhi *et al.* 2001) qui méritent d'être identifiés pour être préservés lors de la coupe.

Une étude dans le même sens a été déjà réalisée en Colombie Britannique par Meyn et Feller en 2006. Un autre projet «ÎLOT» est en cours au Québec pour certains feux en se basant sur mes données, mais il reste insuffisant vu la grandeur de la forêt boréale ainsi que sa diversité biologique et sa variabilité écologique. Le croisement des résultats trouvés à l'échelle du Québec avec ceux du reste du Canada pourrait faire ressortir probablement des situations où certaines portions de forêts pourraient être à l'abri des feux grâce à des conditions écologiques qui ne se mesurent qu'à une très grande échelle spatiale.

Pérennité des HR dans les coupes

Les auteurs qui ont comparé les HR dans les feux et les coupes se sont basés sur des études à une échelle temporelle fixe et ont permis de tirer des conclusions, et parfois donner des recommandations d'aménagement. De même, les compagnies forestières, en se basant sur le taux et la forme des HR à laisser dans les aires des coupes, et parfois faisant suite à des recommandations des études citées précédemment, se montrent confiantes en suivant le règlement du nouveau régime des forêts. Toutefois, ni les uns ni les autres des deux acteurs n'ont une idée exacte de la pérennité des HR laissés dans les aires de coupe. C'est une autre question qui a émergé du chapitre 3 et qui est en lien avec la disparition des HR constatée au cours du temps suite à la mortalité ou aux chablis, particulièrement au niveau des HR de types séparateur qui sont les plus sensibles (Fig. 4.3). Ce phénomène demande à être étudié de près pour savoir dans quelle mesure les HR persisteront dans les aires de coupes et avec quelle proportion. Si leur disparition se confirme, c'est que les fonctions pour lesquelles elles ont été épargnées dans les paysages récoltés ne seront pas assurées à long terme et nous nous retrouvons par conséquent face de deux problématiques. L'une est d'ordre économique puisque c'est une perte de bois pour l'industrie forestière, et l'autre écologique impliquant la disparition des habitats sources et de refuge. Ceci aura des répercussions certaines sur le fonctionnement et la dynamique même de tout l'écosystème sous aménagement. L'étude de la pérennité de ces habitats et leurs suivis dans le temps deviennent une nécessité et apporterait certainement des informations d'une grande importance à la gestion des forêts aménagées.

En attendant une telle étude, et pour pallier à cette particularité constatée dans les paysages coupés, il serait recommandé d'émuler les feux récents qui donnent une image fidèle de la réalité sur le terrain des caractéristiques spatiales des HR. Dans le cadre d'un aménagement écosystémique, je propose de garder des proportions et des structures identiques à celles observées dans des perturbations récentes par le feu et non à des perturbations anciennes. En se faisant, on garantira une quantité des HR qui persisterait dans les coupes proche de celle qui persisterait dans les feux après la mortalité. Cette mortalité constatée après feu s'opère majoritairement durant les deux premières années suivant le feu (Angers *et al.* 2011). De cette façon, on se rapprocherait le mieux possible de l'émulation de la nature dans nos pratiques d'aménagement que ce soit dans le maintien des legs biologiques dans les aires de coupes tels qu'observés dans les feux récents, tout en laissant la nature s'occuper des autres processus.

En parallèle, il est recommandé aux opérateurs forestiers de faire le suivi des HR laissés lors des coupes au moins pendant les cinq premières années. Si ces HR risquaient de disparaître pour une raison ou une autre, il serait prudent d'intervenir lors des prochaines coupes avant la fin du chantier de coupe en laissant plus d'HR pour compenser les pertes dues à cette disparition.

Agglomération des feux

L'observation attentive des 33 paysages de feux étudiés et leur répartition sur notre territoire à l'étude m'a révélé la possibilité d'existence éventuelle d'une agglomération des paysages de feux formée d'au moins 3 grands feux et ceci, sur une période variant entre 9 et 21 ans (figure 4.5; tableau 4.1). Je trouve qu'une telle observation est d'une importance capitale dans la compréhension des perturbations naturelles par les grands feux. L'étude de cette particularité à l'échelle du paysage en forêt boréale est très souhaitable.

Il est recommandé d'identifier toute agglomération de feux existante, l'étudier spatialement et prévoir par modélisation la possibilité d'avoir de telles agglomérations si les mêmes conditions se réunissaient. Les résultats qui pourraient surgir dans le cas où cette

caractéristique naturelle se confirme à une grande échelle spatiale seront importants dans le cadre d'un aménagement forestier écosystémique qui est fondé sur la connaissance de la variabilité spatiale des perturbations naturelles (Kuuluvainen 2002; Gauthier et al. 2008).

Je suggère que les effets des agglomérations des coupes constatés sur la raréfaction des massifs forestiers (Perron *et al.* 2008) sont dus principalement à la manière de couper la forêt et non à la coupe elle-même. Bélanger (1992) abondait dans le même sens et, selon lui, c'est la pratique extensive de la coupe totale qui est problématique en aménagement et non la coupe. Je suggère donc que si on arrive à une gestion écosystémique de nos coupes (% d'HR qui se rapproche de celui des feux, de grands blocs d'HR, de formes et de tailles diverses et bien répartis dans l'aire coupée, etc.) en s'inspirant de l'agglomération des feux une fois confirmée, on pourrait tolérer l'agglomération des coupes à condition d'augmenter la distance entre ces agglomérations par le maintien de grands massifs forestiers.

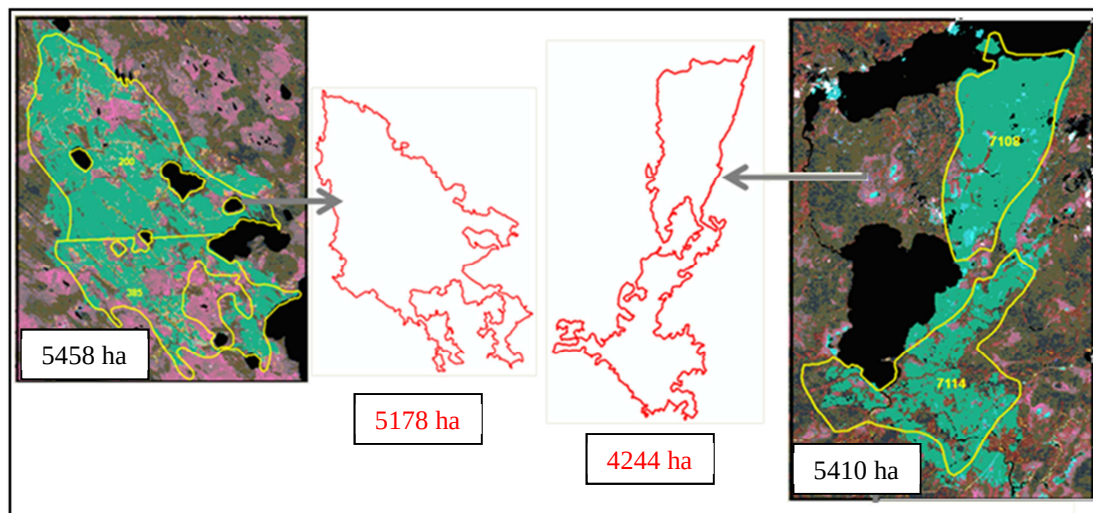


Figure 4.1 Cas de correction des limites des feux sur les images satellites. Les limites en jaune sont celles du ministère. Les limites en rouge sont celles générées à partir des images satellites. La différence de superficie entre les 2 limites peut dépasser parfois les 1000 ha.

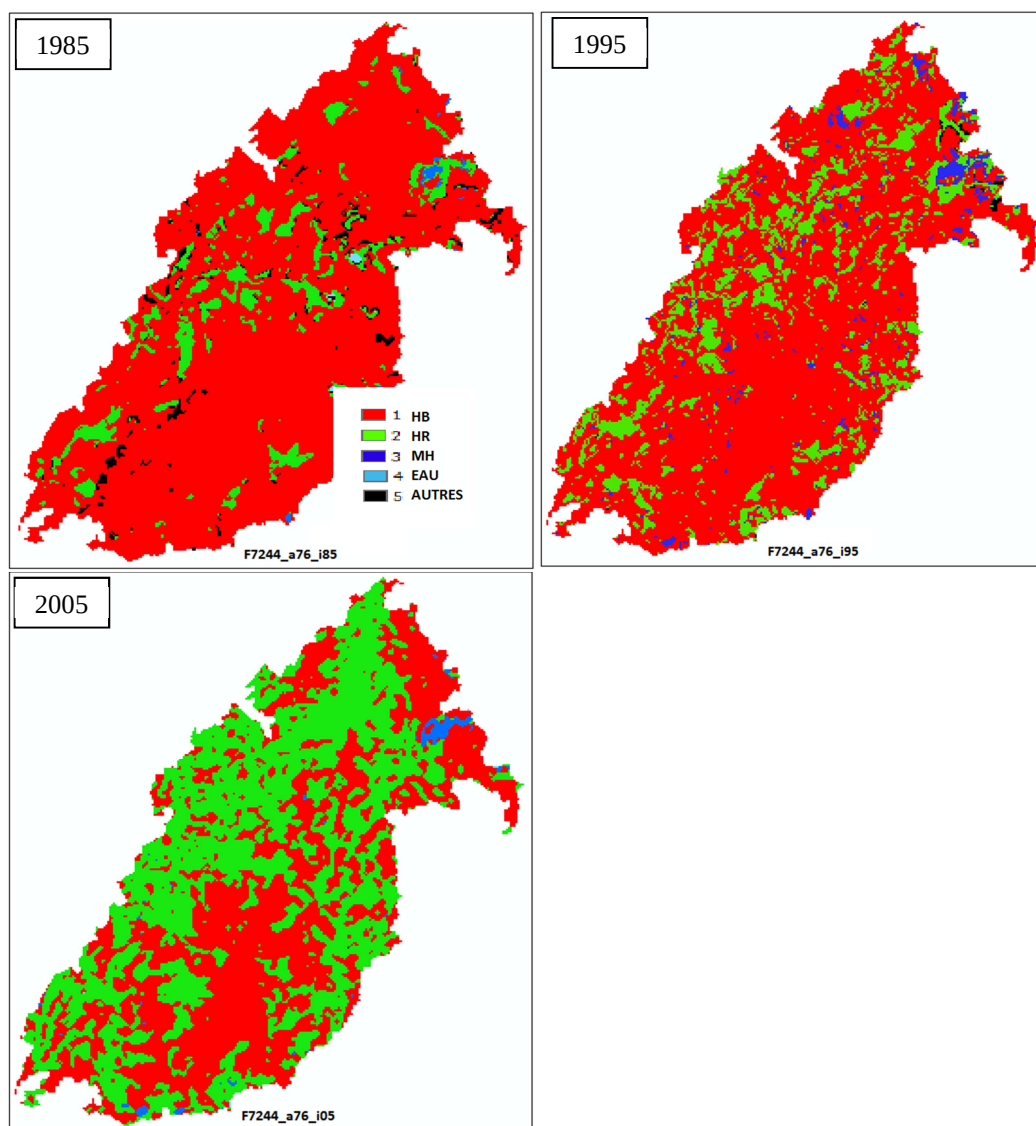


Figure 4.2 Revégétation dans un paysage de feu au cours du temps. Le feu a eu cours en mois de juillet de l'année 1976 en brûlant 3 162 ha. HB, habitats brûlés; HR, habitats résiduels (1985) ou HR et habitats régénérés (1995 et 2005); MH, milieux humides.

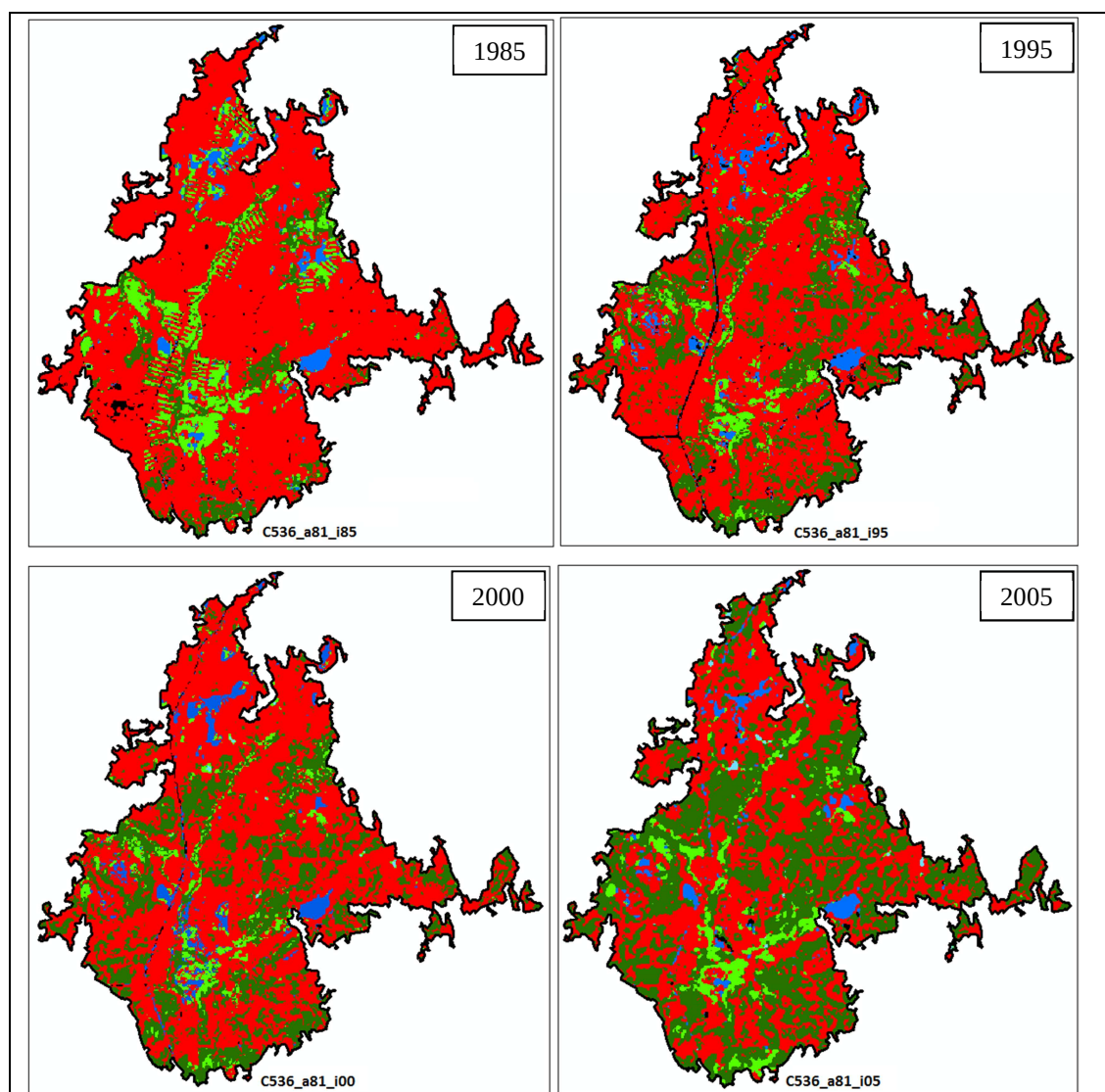


Figure 4.3 Cas d'enfeuillement (couleur verte foncée) après coupe de 1981 dans un secteur de coupe de 6976 ha et disparition des HR (couleur verte claire) à partir de l'image de 1995.

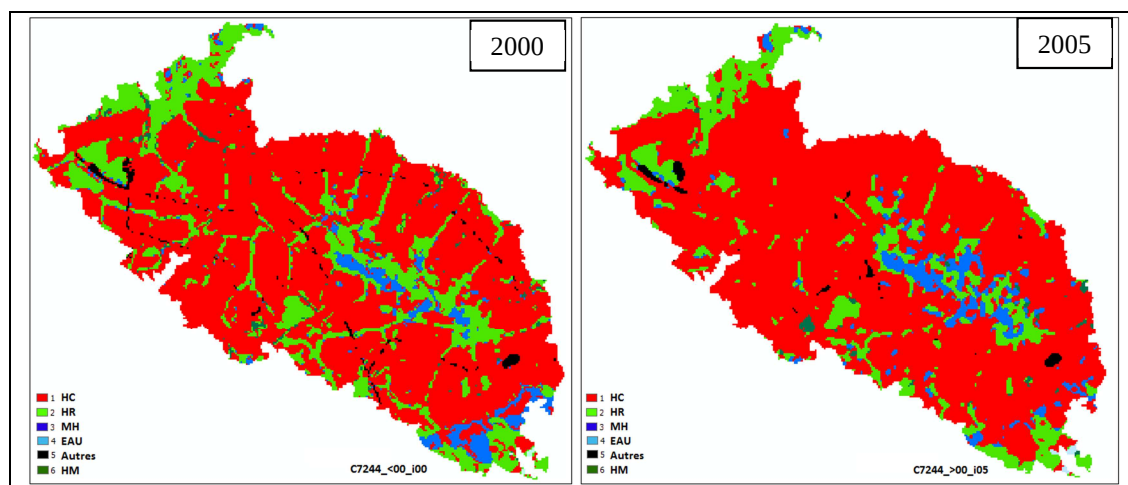


Figure 4.4 Disparition des séparateurs de coupes au bout de 5 ans après coupe. La superficie de la coupe est de 3 162 ha. La coupe date entre 1995 et 2000. HC, habitats coupés; HR, habitats résiduels; MH, milieux humides; Hm, habitats mélangés (régénérés).

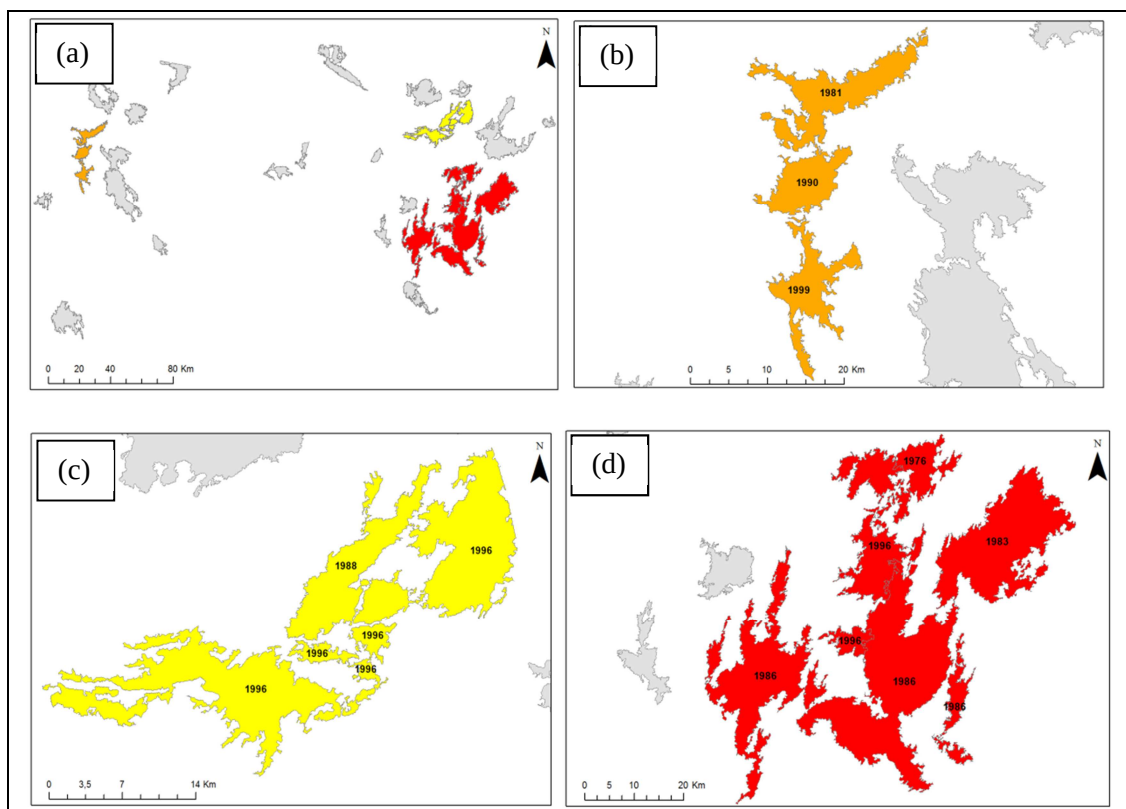


Figure 4.5 Cas d'agglomération des feux en pessière à mousses de l'Ouest du Québec. (a) sur tout le territoire à l'étude; (b) Trois feux sur une période 20 ans; (c) Quatre feux sur une période de 9 ans et (d) Sept feux sur une période de 21 ans. Ces feux sont parmi ceux étudiés dont la taille varie entre 2 000 et 52 000 ha.

Tableau 4.1 Trois cas d'agglomérations de grands feux en pessière à mousses de l'ouest du Québec avec les proportions des habitats brûlés et des habitats résiduels.

AGGLOMÉRATION	b	c	d
Nombre de feux	3	4	7
Période d'agglomération (année)	20	9	21
Superficie totale brûlée (ha)	21 649	29 621	148 573
Proportion moyenne des habitats brûlés (%)	74,1	80,25	72,22
Proportion moyenne des habitats résiduels (%)	5,45	12,79	18,24

RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Andison, D.W. 2004. «Island remnants on foothills and mountain landscapes of Alberta. Part II on Residuals». *Alberta Foothills Disturbance Ecology Research Series*, vol. Report n° 6, p. 41 p.
- Angers, V. A., S. Gauthier, P. Drapeau, K. Jayen et Y. Bergeron. 2011. «Tree mortality and snag dynamics in North American boreal tree species after a wildfire: a long-term study». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 20, no 6, p. 751-763.
- Attiwill, P.M. 1994. «The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management». *Forest Ecology and Management*, vol. 63, no 2, p. 247-300.
- Bacon, F. 1920. «Novum Organum». London.
- Baskent, Z. E. 1997. «Assessment of structural dynamics in forest landscape management». *Can. J. For. Res.*, vol. 27, p. 1675-1684.
- Bélanger, L. 1992. «La forêt mosaïque: une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec». II – Principes de base pour la sapinière. L'aubelle avril:15-18.
- Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. «Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for Canadian boreal forest». *The Forestry Chronicle*, vol. 83, no 1, p. 72-83.
- Bergeron, Y. 1991. «The Influence of Island and Mainland Lakeshore Landscapes on Boreal Forest-Fire Regimes». *Ecology*, vol. 72, p. 1980-1992.
- Bergeron, Y., et P.R. Dansereau. 1993. «Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles». *Journal of Vegetation Science*, vol. 4, no 6, p. 827-832.
- Bergeron, Y., et B. Harvey. 1997. «Basing Silviculture on Natural Ecosystem Dynamics: an Approach Applied to the Southern Boreal Mixedwood Forest of Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, p. 235-242.

- Bergeron, Y. 1998. «Consequences of Climate Changes on Fire Frequency and Forest Composition in the Southwestern Boreal Forest of Quebec. (version française)». *Géographie Physique et Quaternaire*, vol. 52, p. 167-173.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. «Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt». *The Forestry Chronicle*, vol. 75, no 1, p. 55-61.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. «Natural Fire Frequency for the Eastern Canadian Boreal Forest: Consequences for Sustainable Forestry». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestière*, vol. 31, p. 384-391.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C.R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, È. Lauzon, A. Leduc, H.L. Goff et D. Lesieur. 2006. «Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 11, p. 2737-2744.
- Binkley, D., P. Becker-Heidmann, J.S. Clark, P.J. Crutzen, P. Frost, A.M. Gill, A. Granström, F. Mack, J.C. Menaut, R.W. Wein et B. Van Wilgen. 1993. «Group Report: Impacts of fires on Ecosystems». In *Fire in the environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. Ed. by P.J. Crutzen & J.G. Goldammer., p. 358-372.
- Brunelle, J., K. Thomson et P. Gilbert. 1989. «Contribution de la télédétection à la cartographie du milieu forestier». *Télédétection en francophonie*. Éd. AUPELF-UREF. John Libbey Eurotext, Paris., p. 93-95.
- Brandt J.P., Flannigan M., Maynard D.G., Thompson I., Volney W.J.A. et Beall F. 2013. An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environ. Rev.* 21(4): 207-226
- Brumelis, G., et J.T. Carleton. 1989. «The Vegetation of Post-Logged Black Spruce Lowlands in Central Canada. II. Understory Vegetation». *Journal of Applied Ecology*, vol. 26, p. 321-339.
- Carleton, T.J., et P. McLellan (1994). «Woody vegetation responses to fire versus clear-cut logging: A comparative survey in the central Canadian Boreal forest». *Ecoscience*, vol. 1, p. 141-152.

- Chabot, M., P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier, L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et É. Thiffault. 2009. Le feu en milieu forestier. Dans *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie*. 2e édition, ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1037-1090.
- Coulombe, G. J. Huot, J. Arsenault, E. Baucé, J.T. Bernard, A. Bouchard, M.A. Liboiron et G. Szaraz. 2004. «Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise». *Bibliothèque nationale du Québec*.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. «Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, no 10, p. 519-524.
- Cyr, D., S. Gauthier, D.A. Etheridge, G.J. Kayahara et Y. Bergeron. 2010. «A simple Bayesian Belief Network for estimating the proportion of old-forest stands in the Clay Belt of Ontario using the provincial forest inventory». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 40, no 3, p. 573-584.
- DeLong, S.C., et D. Tanner. 1996. «Managing the pattern of forest harvest : lessons from wildfire». *Biodiversity and Conservation*, vol. 5, p. 1191-1205.
- DeLong, S.C., et W.B. Kessler. 2000. «Ecological characteristics of mature forest remnants left by wildfire». *Forest Ecology and Management*, vol. 131, p. 93-106.
- Dragotescu, I., et D.D. Kneeshaw. 2012. «A comparison of residual forest following fires and harvesting in boreal forests in Quebec, Canada». *Silva Fennica*, vol. 46, no 3, p. 365-376.
- Eberhart, K.E., et P.M. Woodard. 1987. «Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, no 10, p. 1207-1212.
- Ferron, J., et M.H. St-Laurent. 2005. «L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière». *VertigO*, vol. 6, no 2, p. 1-8.
- Foster, D.R. 1983. «The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador». *Canadian Journal of Botany*, vol. 61, no 9, p. 2459-2471.
- Galipeau, C., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 1997. «White Spruce and Balsam Fir Colonisation of a Site in the Southeastern Boreal Forest as Observed 68 Years after fire». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 27, no 2, p. 139-147.

- Gandhi, K. J. K., J. R. Spence, D. W. Langor et L. E. Morgantini. 2001. «Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)». *Biological Conservation*, vol. 102, no 2, p. 131-141.
- Gauthier, S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau and Y. Bergeron. 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Québec: Les Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et P. Drapeau. 2001. «Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique». *Le naturaliste canadien*, vol. 125, p. 10-17.
- Gauthier, S., L. De Grandpre et Y. Bergeron. 2000. «Differences in Forest Composition in Two Boreal Forest Ecoregions of Quebec». *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, p. 781-790.
- Greene, D.F., J.C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron et M.J. Simard. 1999. «A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 824-839.
- Harvey, B.D., et Y. Bergeron. 1989. «Site Patterns of Natural Regeneration Following Clear-Cutting in Northwestern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestière*, vol. 19, no 11, p. 1458-1469.
- Heinselman, M.L. 1973. «Fire in the virgin forest of the boundary waters canoe area, Minnesota.». *Quaternary Research*, vol. 3, p. 329-382.
- Hunter, M.L. 1993. «Natural Fire Regimes as Spatial Models for Managing Boreal Forests». *Biological Conservation*, vol. 65, p. 115-120.
- Hall, F.G., D.B. Botkin, D.E. Strebel, K.D. Woods et S.J. Goetz. 1991. «Large-Scale Patterns of Forest Succession as Determined by Remote Sensing», *Ecology*, p. 628-640.
- Imbeau, L., M. Monkkonen et A. Desrochers. 2001. «Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests: a Comparison with Fennoscandia». *Conservation Biology*, vol. 15, p. 1151-1162.
- Jette, J.P., M.A. Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2009. «Ecological Issues Related to Forest Management». In *Ecosystem management in the boreal forest.*, S. Gauthier, M. A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, p. 1-10: Les Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*: Cambridge University Press, New York, USA.

- Kafka, V., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2001. «Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 10, no 2, p. 119-127.
- Kuuluvainen, Timo. 2002. «Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 97-125.
- Lecomte, N. 2005. «La dynamique des espèces et des peuplements après feu dans la pessière de la partie nord de la ceinture d'argile». *Thèse de Doctorat en sciences d'environnement, UQAM*, p. 172 p.
- Leonard, S.W.J, A.F Bennett et M.F Clarke. 2014. Determinants of the occurrence of unburnt forest patches: Potential biotic refuges within a large, intense wildfire in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, vol. 314, p. 85-93.
- Lindenmayer, David B, Philip J Burton et Jerry F Franklin. 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press.
- McGarigal, K., et B.J. Marks. 1994. «Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. V2». *Oregon State University, Corvallis*, p. 67 p.
- McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham et S. Woodley. 2001. «Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management». *Environ. Rev.*, vol. 9, p. 223:260.
- Meyn, A, et MC Feller. 2006. «Fire history of forest remnants in wetter lodgepole pine dominated forests in southern British Columbia, Canada». *Northwest Science*, vol. 80, no 2, p. 86.
- Miller, C., et D.L. Urban. 1999. «Interaction between forest heterogeneity and surface fire regimes in the southern Sierra Nevada». *Can. J. For. Res.*, vol. 29, p. 202-212.
- Nappi, A., S. Déry, J.-P. Jetté, F. Bujold, P. Beaupré, I. Bergeron, S. Brais, M. Chabot, P. Drapeau, M.-C. Dumont, J. Duval, S. Gauthier, J. Pelletier et P. Petitclerc. 2007. Stratégie pour une approche écosystémique lors de la récupération des bois brûlés - Document exploratoire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec.
- Nguyen-Xuan, T., Y. Bergeron, D. Simard, J.W. Fyles et D. Paré. 2000. «The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec : a wildfire versus logging comparison». *Can. J. For. Res.*, vol. 30, p. 1353-1364.

- Noël, J. 2001. «Régénération forestière après feu et coupe de récupération dans le secteur de Val-Paradis, Abitibi». Mémoire présenté comme exigence partielle de la Maîtrise en Biologie, UQAM, UQAT.
- Ouarmim, S., Ali, A. A., Asselin, H., Hély, C. et Y. Bergeron. Evaluating the persistence of post-fire residual patches in the eastern Canadian boreal mixedwood forest. *Boreas*. 10.1111/bor.12087.
- Ouarmim, S. 2013. Évaluation du potentiel des îlots forestiers rémanents comme sanctuaires pour le maintien de la biodiversité en forêt boréale. Thèse présentée comme exigence partielle de Doctorat en Sciences de l'environnement, UQAT.
- Ohlson, M., L. Söderström, G. Hörnberg, O. Zackrisson et J. Hermansson. 1997. «Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests». *Biological Conservation*, vol. 81, no 3, p. 221-231.
- Payette, S., C.I. Morneau, L. Sirois et M. Despons. 1989. «Recent Fire History of the Northern Quebec Biomes». *Ecology*, vol. 70, no 3, p. 656-673.
- Payette, S., et A. Delwaide. 2003. «Shift of Conifer Boreal Forest to Lichen-Heath Parkland Caused by Successive Stand Disturbances». *Ecosystems*, vol. 6, no 6, p. 540-550.
- Payette, S. 1992. Fires as a controlling process in the North American boreal forest. *In* Shugart, H.H., Leemans, R. , et Bonan, G.B. (Dir.), *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 144-169.
- Perron, N., L. Bélanger et M.A. Vaillancourt. 2008. «Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régime de feu et de coupes». *Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec*, p. 137-164.
- Purdon, M. 2001. *Aspects d'une foresterie durable: effets du feu et de la coupe de récupération de forêts boréales brûlées sur la végétation de sous-bois et la conservation en nutriments*: Montréal: Université du Québec à Montréal.
- Puettmann, K.J., K. D. Coates, et C.C. Messier. 2009. *A critique of silviculture: managing for complexity*. Washington, DC: Island Press, 189 p.
- Ripple, W.J., G.A. Bradshaw et T. A. Spies. 1991. *Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA Biol.* p. 73-88.
- Rowe, JS, et G.W. Scotter. 1973. «Fire in the boreal forest». *Quaternary Research*, vol. 3, no 3, p. 444-464.

- Sachs, D.L., P. Sollins et W.B. Cohen. 1998. «Detecting landscape changes in the interior of British Columbia from 1975 to 1992 using satellite imagery». *Can. J. For. Res.*, vol. 22, p. 23-36.
- Seely, B, J Nelson, R Wells, B Peter, M Meitner, A Anderson, H Harshaw, S Sheppard, FL Bunnell et H Kimmins. 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*, vol. 199, no 2, p. 283-305.
- St-Pierre, H., R. Gagnon et P. Bellefleur. 1992. «Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 22, no 4, p. 474-481.
- SOPFEU 2013. Statistiques des feux de forêts pour la période 2003-2012. <http://www.sopfeu.qc.ca/fr/sopfeu/statistiques>
- Soverel, N.O, D.D.B. Perrakis et N.C. Coops. 2010. «Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada». *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, no 9, p. 1896-1909.
- Spies, T.A., W.J. Ripley et G.A. Bradshaw. 1994. «Dynamics and Pattern of a Managed Coniferous Forest Landscape in Oregon». *Ecological Applications*, vol. 4, p. 555-568.
- Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L., and Skinner, W.R. 2002. «Large forest fires in Canada, 1959–1997». *J. Geophys. Res.-Atmos.* **107**(D1): 8149.
- Stuart-Smith, K., et R. Hendry. 1998. «Residual trees left by fire: Final report». Enhanced Forest Management Pilot Project, Invermere Forest District, B.e. Ministry of Forests, Invermere, British Columbia, 8 p.
- Turner, M.G., W.L. Baker, C.J. Peterson et R.K. Peet. 1998. «Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances». *Ecosystems*, vol. 1, no 6, p. 511-523.
- Turner, M.G., W.W. Hargrove, R.H. Gardner et W.H. Romme. 1994. «Effects of Fire on Landscape Heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming». *Journal of Vegetation Science*, vol. 5, no 5, p. 731-742.
- Valeria, O., A. Laamrani et A. Beaudoin. 2012. «Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 38, no 1, p. 91-108.

- Valeria, O., A. Laamrani, A. Beaudoin, S. Côté et G. Simard. 2008. Rapport de l'état de la forêt en Abitibi-Témiscamingue et au Nord-du-Québec à l'aide d'outils de télédétection. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Ressources naturelles Canada, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Van Wagner, C.E. 1983. *Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands: in R.W. Wein and D.A. MacLean, eds., The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. John Wiley and Sons, New York. p. 65 - 80.
- Vaillancourt, M.A., L. Bélanger, Y. Bergeron, P. Drapeau, D. Fortin, D. Gagnon, S. Gauthier, L. Imbeau, D. Kneeshaw, C. Messier, A. Leduc, D. Pothier, F. Raulier, J.C. Ruel. 2009. Avis scientifique portant sur les forêts mûres et surannées. Préparé à la demande de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. CEF, 51 p.
- Volney, W.J.A., et K.G. Hirsch. 2005. «Disturbing forest disturbances». *The Forestry chronicle*, 81, 5: 662 - 668, vol. 81, p. 662-668.
- Ziga, S. 2004. La configuration spatiale des feux de forêts à l'échelle du peuplement forestier et du paysage. Mémoire présenté comme exigence partielle de la Maîtrise en Géographie, UQAM. 76