

Mémoire de recherche forestière n° 189
Direction de la recherche forestière



Zonage des régimes de feux du Québec méridional

par Pierre-Luc Couillard, Mathieu Bouchard, Jason Laflamme
et François Hébert

Mémoire de recherche forestière n° 189
Direction de la recherche forestière

Zonage des régimes de feux du Québec méridional

par Pierre-Luc Couillard, ing.f., M. Sc., Ph. D.,
Mathieu Bouchard, ing.f., M. Sc., Ph. D., Jason Laflamme, ing.f., M. Sc.
et François Hébert, biol., ing.f., M. Sc., Ph. D.

Auteur de correspondance : pierre-luc.couillard@mffp.gouv.qc.ca

Mandat de la DRF

La Direction de la recherche forestière a pour mandat de participer activement à l'orientation de la recherche et à l'amélioration de la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable, en réalisant des travaux de recherche scientifique appliquée. Elle acquiert de nouvelles connaissances, du savoir-faire et du matériel biologique et contribue à leur diffusion ou à leur intégration au domaine de la pratique. Elle subventionne aussi des recherches en milieu universitaire, le plus souvent dans des créneaux complémentaires à ses propres travaux.

Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par au moins trois pairs indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document est disponible dans le site Internet du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs à l'adresse : <https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/publications/>.

Pour obtenir des renseignements complémentaires, veuillez vous adresser à :

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein, Québec (Québec)
Canada, G1P 3W8
Courriel : recherche.forestiere@mffp.gouv.qc.ca
Internet : mffp.gouv.qc.ca/les-forets/connaissances/recherche-developpement/

© Gouvernement du Québec

On peut citer ce texte en indiquant la référence. Citation recommandée :

Couillard, P.-L., M. Bouchard, J. Laflamme et F. Hébert, 2022. *Zonage des régimes de feux du Québec méridional*.
Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière.
Mémoire de recherche forestière n° 189. 23 p.

Toutes les publications produites par la Direction de la recherche forestière du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs sont protégées par les dispositions de la Loi sur le droit d'auteur, les lois, les politiques et les règlements du Canada, ainsi que par des accords internationaux. Il est interdit de reproduire, même partiellement, ces publications sans l'obtention préalable d'une permission écrite.

ISSN : 1183-3912
ISBN (PDF) : 978-2-550-91145-6
G.F.D.C.: 431.4 (714)
L.C. : QH 545.F5

Notes biographiques



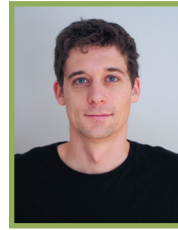
Pierre-Luc Couillard est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval (B. Sc., 2008). En 2011, il y termine des travaux de maîtrise portant sur la dynamique des sapinières à bouleau à papier d'altitude dans la réserve faunique des Laurentides. En 2020, il obtient un doctorat du même établissement

pour ses travaux portant sur l'histoire des feux et la dynamique à long terme des peuplements du domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses. À l'emploi du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) depuis 2011, il est responsable de l'équipe qui étudie l'écologie et la productivité des stations à la Direction des inventaires forestiers. Ses travaux portent sur la dynamique et classification écologique des écosystèmes du Québec méridional. Il s'intéresse notamment à l'effet des feux sur l'évolution des forêts boréales et tempérées au cours des derniers siècles ainsi qu'à leur devenir dans un contexte de changements climatiques.



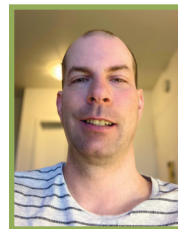
Mathieu Bouchard est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval (B. Sc., 1997, M. Sc., 2000). Ses travaux de maîtrise en sciences forestières portent sur l'effet des pratiques forestières sur les communautés d'insectes. Il obtient un doctorat de l'Université du Québec à Montréal (Ph. D., 2005) pour ses

travaux sur l'effet des épidémies historiques de tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la dynamique forestière dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. De 2008 à 2010, il travaille au MFFP sur l'implantation de l'aménagement écosystémique dans la gestion forestière au Québec et sur la gestion des feux de forêt. De 2011 à 2020, il est chercheur en écologie forestière à la Direction de la recherche forestière, et ses travaux de recherche portent principalement sur les perturbations naturelles (épidémies d'insectes, feux), l'aménagement écosystémique et la simulation de la dynamique des paysages forestiers. Depuis 2021, il est professeur adjoint au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval.



Jason Laflamme est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval (B. Sc., 2010). En 2012, le même établissement lui décerne le diplôme de maître ès sciences. Son mémoire portait sur la reconstitution des forêts préindustrielles de l'Ouataouais sur la base de la classification écologique du MFFP. Depuis

2012, il travaille comme professionnel à la Direction des inventaires forestiers, où il contribue aux travaux de cartographie écologique des écosystèmes forestiers et non forestiers ainsi qu'à différents projets portant sur la dynamique des forêts naturelles.



François Hébert est ingénieur forestier et biologiste spécialisé en gestion des feux de forêt à la Direction de la protection des forêts du MFFP depuis 2018. Il détient un baccalauréat en biologie et une maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi (B. Sc., 2001, M. Sc., 2004) de même

qu'un doctorat en sciences forestières de l'Université Laval (Ph. D., 2010). Il a aussi été chercheur en sylviculture des plantations à la Direction de la recherche forestière de 2011 à 2015. En plus d'être agent de liaison pour le centre de gestion des feux de forêt, il est responsable du développement et de la mise en œuvre d'orientations, de stratégies et d'actions concrètes pour la gestion intégrée des risques en lien avec les feux de forêt, en tenant compte des objectifs d'aménagement durable des forêts et du contexte de changements climatiques.

Résumé

Les feux exercent une grande influence sur la composition, la structure et la dynamique des forêts du Québec. Dans cette étude, nous avons établi un zonage territorial des principaux régimes de feux recensés au Québec méridional. Pour ce faire, nous avons utilisé de l'information disponible sur les superficies brûlées au cours de la période 1890-2020 et d'autres variables environnementales potentiellement déterminantes comme la physiographie, l'abondance de différentes espèces d'arbres connues pour la dépendance de leur régénération au feu ainsi que l'emplacement des allumages de cause naturelle ou humaine. Les informations présentes dans la littérature scientifique sur l'histoire des feux dans différentes régions ont aussi été considérées. Une analyse de groupement avec

contrainte spatiale a permis de délimiter 13 zones présentant des régimes de feux distincts. Ces zones reflètent en bonne partie les gradients spatiaux déjà connus dans les régimes de feux, avec des fréquences de feux plus élevées dans les parties nord et ouest de l'aire d'étude. Ce zonage, délimité avec précision et basé sur les fréquences de feux historiques, pourra être utile pour assurer une meilleure prise en compte du risque de feu dans un contexte d'aménagement forestier. Il pourra également servir d'assise territoriale pour projeter l'activité future des feux en tenant compte de différents facteurs comme les changements climatiques, la suppression des feux ainsi que les modifications des types et de la répartition des combustibles sur le territoire.

Mots-clés : aménagement forestier, analyse de groupement, cycles de feux, feux de forêt, gestion du risque

Abstract

In Quebec, fires exert a strong influence on the composition, structure, and dynamics of forest stands. In this study, we established a territorial zonation of the main fire regimes surveyed in the province. To do this, we used the information available about the areas burned during the 1890–2020 period as well as other potentially determining environmental variables such as physiography, the abundance of different tree species known as fire-dependent, and the location of natural and anthropogenic ignitions. Information in the scientific literature regarding the history of fires in different parts of the province was also considered. A spatially restricted cluster

analysis led to the definition of 13 zones with distinct fire regimes. These zones largely reflect the known spatial gradients in fire regimes, i.e., higher fire frequencies in the northern and in the western parts of the study area. This zoning, precisely delimited and based on the frequency of historic fires, could help ensure that fire risk is better taken into account in a forest management context. It can also serve as a territorial basis to project future fire activity while taking into account various factors such as climate change, fire suppression as well as changes in the types and distribution of potential fuels throughout the territory.

Keywords: cluster analysis, fire cycles, forest fires, forest management, risk management

Table des matières

Résumé	v
Abstract.....	vi
Liste des tableaux	ix
Liste des figures	ix
Remerciements.....	xi
Introduction.....	1
Chapitre 1 – Matériel et méthodes.....	3
1.1 Territoire d'étude et unités d'analyse	3
1.2 Cartographie des feux anciens	3
1.3 Fréquence des allumages	3
1.4 Composition forestière	4
1.5 Analyse de groupement et zonage.....	4
Chapitre 2 – Résultats	7
2.1 Superficies brûlées.....	7
2.2 Fréquence des allumages	7
2.3 Composition forestière	7
2.4 Zonage des régimes de feux.....	8
Chapitre 3 – Discussion	13
3.1 Variation dans les régimes de feux à l'échelle de la province.....	13
3.2 Interprétation du zonage dans un contexte d'anticipation des feux futurs.....	14
3.3 Utilisation du zonage afin de réduire le risque posé par les feux en aménagement.....	14
Conclusion	17
Références bibliographiques	19
Annexe.....	23

Liste des tableaux

Tableau 1. Description des 6 variables utilisées pour l'analyse de groupement	4
Tableau 2. Cycle de feu calculé pour la période 1890-2020 pour les 13 zones de feux définies pour le Québec méridional	10

Liste des figures

Figure 1. Présentation des 6 variables utilisées pour les analyses de groupement par district écologique : a) superficie brûlée (%), b) superficie brûlée plus d'une fois (%), c) fréquence des allumages de cause naturelle (n/100 km ²), d) fréquence des allumages de cause humaine (n/100 km ²), e) axe 1 et f) axe 2 de l'analyse en composantes principales réalisée sur la base de la composition forestière	8
Figure 2. Deux premiers axes de l'analyse en composantes principales faite à partir du taxon dominant dans le groupement d'essences des peuplements des cartes du premier inventaire	9
Figure 3. Zonage des régimes de feux du Québec méridional	9

Remerciements

Cette étude a été effectuée dans le cadre du projet n° 142959272 de la Direction de la recherche forestière. Nous remercions Marie-Andrée Vaillancourt, Sylvie Gauthier, Jonathan Boucher et Yan Boucher pour leurs commentaires sur des versions préliminaires du manuscrit. Nos remerciements s'adressent

également à Lise Charette, responsable de la révision scientifique, aux évaluateurs anonymes, ainsi qu'à Denise Tousignant, Alexandre Dallaire-Théroux, Maripierre Jalbert et Valérie Roy pour l'édition et la mise en page du document.

Introduction

Les forêts du Québec sont régulièrement affectées par les incendies de forêt. Lors des 3 dernières décennies, la superficie des aires forestières brûlées annuellement dans les territoires forestiers sous aménagement s'élève à 72000 ha en moyenne (MFFP 2020a). En plus de représenter un danger pour certaines communautés, les feux de forêt causent des pertes importantes de matière ligneuse (Raulier *et al.* 2014). Ils peuvent aussi compromettre la régénération des forêts, particulièrement dans la zone boréale (Côté *et al.* 2013, Couillard *et al.* 2021, Girard *et al.* 2009, Splawinski *et al.* 2019). La probabilité de brûlage doit donc être prise en compte dans la planification forestière, que ce soit en mettant en place des mesures de protection contre les feux, lors de la détermination des possibilités forestières ou dans le choix des emplacements où les investissements sylvicoles sont appropriés.

L'importance de considérer la probabilité de brûlage dans la prise de décision dépend du régime de feux propre à un endroit donné. Un régime de feux désigne les patrons de saisonnalité, de fréquence, d'étendue, de continuité spatiale, d'intensité, de type (p. ex., feu de cime ou de surface) et de gravité (sévérité) de ceux-ci dans une région ou un écosystème donné (SCF 2020). À l'échelle de la province de Québec, les régimes de feux varient le long du gradient latitudinal entre la forêt décidue tempérée et la forêt boréale (Chabot *et al.* 2009), mais également le long du gradient longitudinal (Couillard *et al.* 2019). Il est nécessaire de synthétiser ces variations spatiales sous forme d'unités discrètes afin de simplifier la prise en compte du risque de feu dans la planification forestière.

Les régimes de feux résultent d'une interaction complexe entre plusieurs facteurs comme le climat, la physiographie, les sources d'allumage et les combustibles, ces derniers étant déterminés notamment par la structure et la composition forestière (Erni *et al.* 2017, Mansuy *et al.* 2011, Parisien *et al.* 2011, Stocks *et al.* 2002). Advenant des changements d'un ou de plusieurs de ces facteurs, comme les conditions météorologiques (sous l'effet des changements climatiques) ou la nature et la distribution des combustibles (sous l'effet de l'aménagement forestier), les modifications aux patrons de feux deviennent difficiles à prédire. Certains effets pourraient se faire sentir assez rapidement, comme ceux liés à des changements dans les conditions météorologiques ou dans l'efficacité des mesures de protection des forêts contre le feu. D'autres, particulièrement ceux associés à des changements dans la composition des forêts, pourraient se manifester graduellement, sur plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines d'années.

Le principal objectif de cette étude est de définir un zonage permettant de mieux estimer les variations spatiales dans les régimes de feux dans la portion méridionale de la province. Ce zonage pourra servir d'assise pour une meilleure évaluation des risques posés par les feux pour l'aménagement forestier.

Chapitre 1 — Matériel et méthodes

1.1 Territoire d'étude et unités d'analyse

Cette étude couvre le territoire cartographié lors du premier inventaire forestier réalisé de 1970 à 1983 par le ministère des Terres et Forêts (aujourd'hui le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs), à l'exception de la partie de la Basse-Côte-Nord située à l'est du 62^e degré de longitude ouest. La région d'étude inclut donc l'ensemble des territoires forestiers sous aménagement ainsi qu'une portion plus nordique qui n'est pas aménagée. Les districts écologiques (MFFP 2021) ont été utilisés pour comptabiliser l'information sur les feux et différentes variables environnementales, de même que pour réaliser les analyses statistiques qui ont conduit à l'établissement du zonage. Le district écologique est une portion de territoire caractérisée par une configuration spatiale particulière du relief, de la géologie, de la géomorphologie et de la végétation régionale (Robitaille 1995) et dont la taille est d'environ 400 km². Il constitue donc une unité de base adéquate pour effectuer un zonage, puisqu'il intègre plusieurs déterminants des régimes de feux. Nous avons préféré les districts écologiques aux autres niveaux du système de classification écologique du MFFP (MFFP 2021) puisque ces unités, de plus petite taille, sont plus homogènes sur la base des caractéristiques du milieu physique et permettent donc un découpage plus fin. Les zones de feux présentées dans ce travail sont des regroupements de districts écologiques.

Certains districts écologiques dominés par des terres agricoles ou encore, par des zones urbaines, ont toutefois été exclus des analyses. Plusieurs éléments portent à croire que les régimes de feux dans ces territoires sont différents de ceux des districts écologiques dominés par la forêt. L'étude des régimes de feux dans ces zones sort donc du cadre du présent travail.

1.2 Cartographie des feux anciens

Dans cette étude, nous considérons qu'un peuplement forestier est brûlé lorsque plus de 75 % de la surface terrière a été éliminée par le feu. La cartographie des feux a été obtenue à l'aide de 2 méthodologies distinctes selon qu'ils soient survenus avant ou après 1976. Les contours des feux survenus après 1976 ont été délimités à partir d'images satellitaires *Landsat* d'une résolution de 30 m. Les zones brûlées avant 1976, quant à elles,

ont été délimitées à partir du système d'information forestière par tesselle (SIFORT; quadrillage de 15' de latitude par 15' de longitude; Pelletier *et al.* 2007). Chaque tesselle contient l'information des cartes forestières du 1^{er} inventaire forestier produites à partir de photographies aériennes (échelle 1/15 840) prises de 1963 à 1976 (MFFP 2020b). Chaque tesselle a été classée comme étant issue ou non d'un feu à partir de 3 caractéristiques des peuplements, soit l'origine, la composition (groupement d'essences) et le stade de développement. Selon ces différentes informations, nous avons séparé les feux en 2 groupes, d'après leur ancienneté. D'une part, ceux survenus moins de 30 ans avant la prise des photographies aériennes (env. 1945 à 1976) ont donné lieu à des peuplements en régénération provenant de brûlis. D'autre part, les feux survenus depuis 30 à 85 ans (env. 1890 à env. 1945) ont donné lieu à de jeunes peuplements dont le groupement d'essences est dominé par des espèces connues pour se régénérer après feu (épinette noire [*Picea mariana* (Mill.) B. S. P.], pin gris [*Pinus banksiana* Lamb.], pin blanc [*Pinus strobus* L.], bouleau à papier [*Betula papyrifera* Marshall] et peuplier faux-tremble [*Populus tremuloides* Michx.]).

La présence d'anciens feux dans chacune des tesselles a été cumulée à l'échelle du district écologique. La proportion de la superficie forestière brûlée une ou plusieurs fois depuis 1976 a été comptabilisée séparément pour chaque district. À des fins d'analyses, seuls les terrains forestiers productifs ont été considérés. Même s'ils peuvent être brûlés, nous avons exclu les terrains forestiers improductifs (tourbières et landes) et ceux à vocation non forestière (p. ex., lignes de transport d'énergie, terres agricoles), étant donné qu'ils sont faiblement boisés et qu'il est donc difficile d'établir clairement s'ils ont brûlé ou non. Les critères permettant de distinguer ces catégories de terrain sont décrits dans la norme d'inventaire du 1^{er} inventaire forestier (MFFP 2020b).

1.3 Fréquence des allumages

L'information utilisée dans cette étude provient des points d'allumage répertoriés par la Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU) pour la période 1984-2018. Cette base de données complémentaire permet de tenir compte des feux qui n'auraient pas été cartographiés en raison de leur petite taille. Chaque allumage est classé selon

la cause : par l'homme ou par la foudre. Dans cette étude, les données d'allumage ont été compilées à l'échelle des districts écologiques.

1.4 Composition forestière

La composition forestière a aussi été prise en compte dans les analyses, puisqu'elle peut être considérée comme un indicateur du régime de feux. Par exemple, certaines espèces bien adaptées au feu, comme le pin gris, croissent surtout dans des milieux secs (dépôts sableux) fréquemment brûlés. L'inverse est aussi vrai pour certaines espèces, comme le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), qui abondent dans les régions plus humides et moins sujettes aux feux, comme les hautes collines des Laurentides et des Appalaches. Il est donc raisonnable de considérer que la composition forestière des différents districts écologiques reflète en partie le régime de feux des derniers siècles ou millénaires, même si ces territoires ont subi des coupes plus récemment. Afin d'intégrer cette variable dans les analyses, nous avons utilisé l'espèce dominante de chaque tesselle des cartes forestières du 1^{er} inventaire forestier. Pour ce faire, nous avons calculé la fréquence des principales essences dominantes (érable à sucre [*Acer saccharum* Marshall], sapin baumier, épinette noire, pin blanc, pin gris, peuplier faux-tremble et bouleau à papier, ces 2 dernières étant souvent combinées dans le groupe des feuillus intolérants) pour chaque district écologique, puis appliqué une transformation de Hellinger aux données (fonction *decostand* du progiciel *vegan* dans l'environnement R; Oksanen *et al.* 2019). Par la suite, afin de simplifier et de résumer les gradients liés à la composition forestière, nous avons réalisé

une analyse en composantes principales (ACP) (fonction *rda* du progiciel *vegan* dans l'environnement R; Oksanen *et al.* 2019).

1.5 Analyse de groupement et zonage

Comme guide pour délimiter des zones ayant des régimes de feux similaires, nous avons eu recours à une analyse de groupement à contrainte spatiale, dans laquelle les 6 variables décrites précédemment ont été compilées à l'échelle du district écologique (tableau 1). Après avoir centré et réduit les données, nous avons calculé la matrice de distance de Gower en utilisant la fonction *daisy* du progiciel *cluster* dans l'environnement R (Maechler *et al.* 2019). La méthode de Gower a été retenue parce qu'elle permet de faire varier l'importance de chacune des variables prédictives. Après plusieurs analyses exploratoires, nous avons choisi d'utiliser une pondération qui met principalement l'accent sur les variables associées aux superficies brûlées ainsi que sur le 2^e axe de l'ACP, qui est davantage lié au degré d'association des espèces au feu (gradient allant du lien le plus faible [sapin baumier] au lien le plus fort [pin gris]). La pondération utilisée est présentée au tableau 1.

Nous avons ensuite soumis la matrice de distance de Gower à l'analyse de groupement à contrainte spatiale (fonction *hclustgeo* du progiciel *clustGeo* dans l'environnement R; Chavent *et al.* 2018). Cette analyse utilise la méthode de regroupement hiérarchique de Ward, mais permet l'utilisation d'une seconde matrice de distance géographique qui empêche que 2 unités (districts écologiques) trop éloignées géographiquement l'une de l'autre soient

Tableau 1. Description des 6 variables utilisées pour l'analyse de groupement.

Variable	Description	Pondération
1. Superficie brûlée	Proportion (%) de la superficie brûlée de 1890 à 2020 (figure 1a).	30 %
2. Superficie brûlée plus d'une fois	Proportion (%) de la superficie qui a brûlée au moins 2 fois. Les superpositions sont possibles uniquement pour les feux survenus depuis 1976 (voir méthodes; figure 1b).	20 %
3. Fréquence des allumages de cause naturelle	Nombre de points d'allumage de cause naturelle (foudre) pour la période 1984-2018 (n/100 km ² ; figure 1c).	7 %
4. Fréquence des allumages de cause humaine	Nombre de points d'allumage de cause humaine pour la période 1984-2018 (n/100 km ² ; figure 1d).	7 %
5. Axe 1 de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur la base de la composition forestière	Résultats du 1 ^{er} axe de l'ACP réalisée à partir de la fréquence des espèces dominantes des cartes du 1 ^{er} inventaire forestier. Cet axe décrit un gradient de végétation sud-nord (érables-épinettes; figures 1e et 2).	15 %
6. Axe 2 de l'ACP réalisée sur la base de la composition forestière	Résultats du 2 ^e axe de l'ACP réalisée à partir de la fréquence des espèces dominantes des cartes du 1 ^{er} inventaire forestier. Cet axe reflète un gradient du degré d'association des espèces au feu, allant du lien le plus faible (sapin baumier) au lien le plus fort (pin gris; figures 1f et 2).	20 %

regroupées. La matrice de distance géographique a été générée à partir du centroïde de chacun des districts écologiques. Par ailleurs, nous avons testé l'effet d'utiliser différentes valeurs de contrainte spatiale ($k = 0, 2, 0, 3$ et $0, 4$) et celui de faire varier le nombre de groupes. Nous avons limité le nombre de groupes pour que leur taille demeure suffisamment grande pour refléter un paysage forestier à l'équilibre quant au régime de feux. Selon Shugart (1984), cette taille devrait être au moins 50 fois plus grande que la surface moyenne d'une perturbation. De leur côté, Johnson et Van Wagner (1985) recommandent que la taille des zones soit au moins deux fois celle de la plus grande perturbation.

Pour chaque zone, le cycle de feu a été calculé en fonction des données disponibles (1890-2020). Dans cette étude, nous considérons le cycle de feu comme étant synonyme de l'intervalle de retour moyen des feux, soit le temps nécessaire pour que les feux qui surviennent au hasard couvrent une

superficie égale à la taille de l'aire étude (Johnson et Gutsell 1994). Dans ce contexte, une zone ayant un cycle de feu de 500 ans brûle 5 fois moins souvent qu'une zone ayant un cycle de feu de 100 ans. Le cycle ou intervalle de retour moyen des feux est l'inverse de la fréquence (ainsi, pour un cycle de 100 ans, la fréquence est de 0,01). Les cycles de feu présentés dans cette étude peuvent parfois être quelque peu surestimés, puisque les limites des feux survenus à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle pourraient avoir été masquées totalement ou en partie par des feux survenus plus récemment. On doit donc considérer ces estimations comme des valeurs maximales.

Pour chaque zone, nous avons également colligé les informations présentes dans la littérature concernant les cycles historiques couvrant une plus longue période que celle présentée dans cette étude. Advenant des écarts importants, nous avons déterminé une valeur ajustée.

Chapitre 2 – Résultats

2.1 Superficies brûlées

La proportion moyenne de la superficie brûlée par district écologique pour l'ensemble de la région d'étude est de 37 %, si l'on inclut les superpositions de feux survenus à partir de 1976. Cette proportion augmente du sud vers le nord et de l'est vers l'ouest (figure 1a). En général, les districts écologiques situés au sud de la zone d'étude ont été peu affectés par les feux depuis la fin du XIX^e siècle, la proportion brûlée variant généralement de 5 à 15 %. C'est aussi le cas pour les districts écologiques situés à l'extrémité est de la zone d'étude : sur la Côte-Nord, à l'est de Baie-Comeau et sur l'île d'Anticosti, la majorité d'entre eux ont une proportion brûlée de moins de 5 %. De plus, les superficies brûlées sont petites dans les secteurs situés en haute altitude comme le massif des Laurentides au nord de Québec, le massif des monts Valin au Saguenay, le massif des Chic-Chocs en Gaspésie et celui des montagnes blanches au nord-est de la région du Lac-Saint-Jean. Là aussi, la proportion moyenne est de l'ordre de 5 %.

Inversement, certains secteurs ont été fortement affectés par les feux. Par exemple, la proportion brûlée dans les districts écologiques au nord-ouest du lac Mistassini dépasse 100 % la plupart du temps. Plus du tiers de la superficie de la majorité de ces districts a brûlé plus d'une fois au cours de la période étudiée (figure 1b). Certaines petites superficies y ont même brûlé 3 ou 4 fois. Les feux ont eu d'importants effets dans d'autres secteurs comme les districts écologiques situés au nord-ouest du lac Manouane (nord du lac Saint-Jean), au nord-ouest du réservoir Manicouagan, au nord-ouest de la rivière Moisie (nord de Sept-Îles) et plus au sud, à l'ouest du lac Saint-Jean. Ces secteurs comptent eux aussi d'importantes superficies qui ont brûlé plus d'une fois.

2.2 Fréquence des allumages

La fréquence moyenne des allumages de cause naturelle (foudre) par district écologique pour l'ensemble de la zone d'étude est de 1,3 allumage/100 km² pour la période considérée (figure 1c). Les districts situés à l'ouest de la rivière Gatineau, dans les régions de l'Outaouais et du Témiscamingue sont ceux où la fréquence d'allumage de cause naturelle est la plus forte : les valeurs dans ces régions sont généralement supérieures à 3 allumages/100 km². La fréquence

est aussi relativement forte dans la partie centrale jusqu'aux environs de Sept-Îles. Plus à l'est, elle devient ensuite très faible. De même, dans d'autres secteurs comme les Appalaches et l'extrémité nord-ouest de la région d'étude, les allumages de cause naturelle sont rares.

Pour l'ensemble de la zone d'étude, la fréquence moyenne des allumages de cause humaine par district écologique est de 2,3 allumages/100 km² pour la période considérée (figure 1d). Les districts écologiques situés au pourtour des zones habitées sont ceux où la fréquence des allumages de cause humaine est la plus forte. Le secteur situé au nord de Montréal, dans la région des Laurentides, présente des valeurs dépassant les 10 allumages/100 km². D'autres districts écologiques isolés, situés près de villes et villages, ont aussi une forte fréquence d'allumages de cause humaine : c'est le cas notamment de ceux situés près de La Tuque, en Mauricie (70 allumages/100 km²), de Cloridorme, en Gaspésie (63 allumages/100 km²) et de Sept-Îles, sur la Côte-Nord (53 allumages/100 km²).

2.3 Composition forestière

Les valeurs des 2 premiers axes de l'ACP réalisée sur la base de la composition forestière dominante expliquent près de 68 % de la variabilité totale et révèlent des résultats contrastés (figures 1e, 1f et 2). D'abord, le 1^{er} axe (expliquant 47,0 % de la variabilité totale) décrit un gradient de végétation du sud vers le nord. Les districts écologiques du sud sont dominés par des feuillus (principalement les érables), alors que ceux du nord sont dominés par des conifères, (essentiellement l'épinette noire).

Le 2^e axe (expliquant 20,8 % de la variabilité totale) reflète plutôt un gradient dans le degré d'association des espèces aux feux. D'un côté (valeurs négatives) se trouvent les districts écologiques dominés par le sapin baumier, une espèce peu associée aux feux. Ces districts se concentrent dans la portion est de la zone d'étude, principalement sur la Basse-Côte-Nord, sur l'île d'Anticosti ainsi que sur les principaux massifs d'altitude. De l'autre côté de l'axe 2 (valeurs positives) se trouvent les districts écologiques dominés par le pin gris, l'espèce la plus étroitement associée aux feux. Ces districts se trouvent surtout dans la partie centrale de la zone d'étude, de la plaine abitibienne jusqu'au lac Saint-Jean, ainsi qu'au nord-ouest du lac Mistassini.

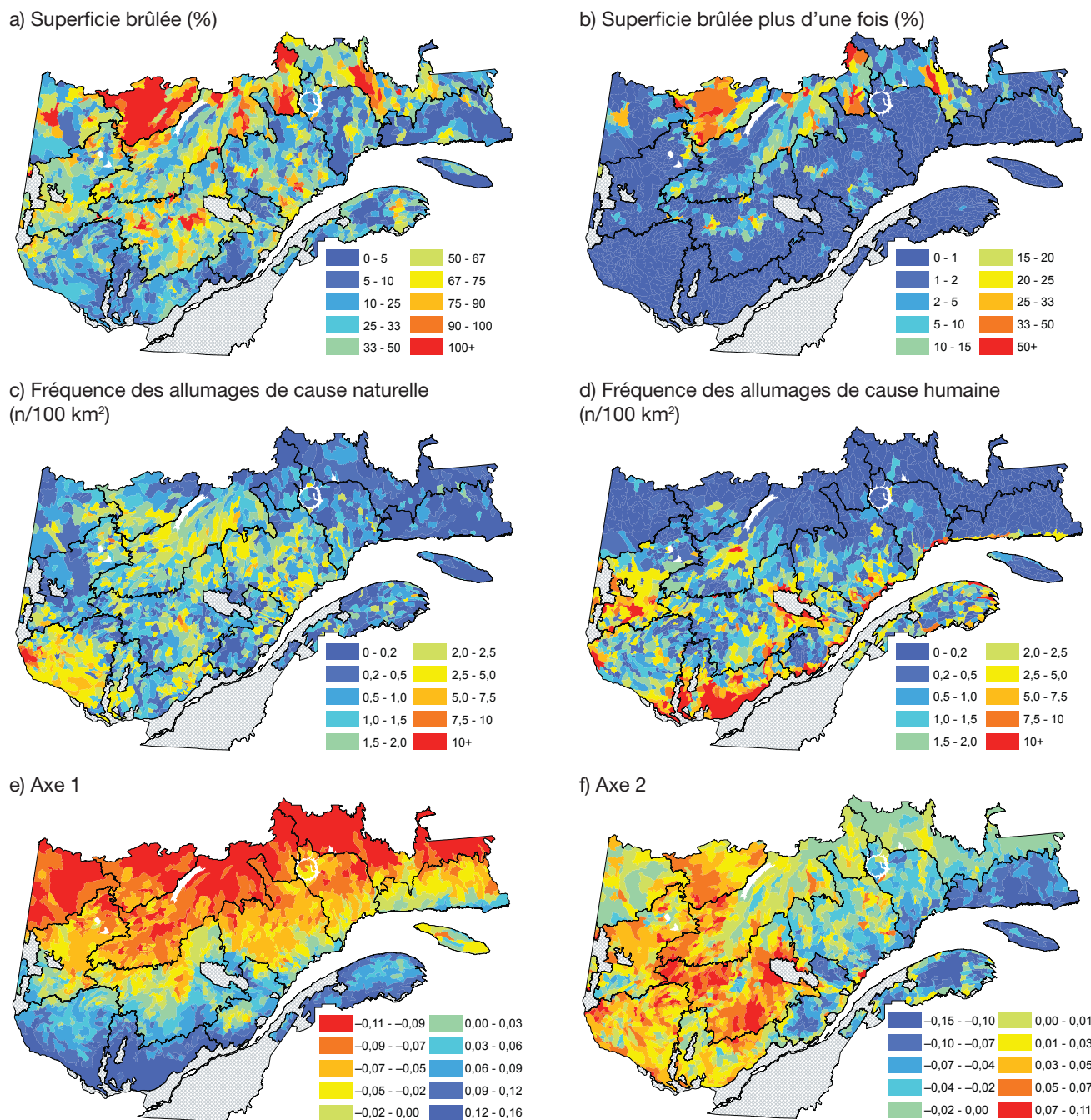


Figure 1. Présentation des 6 variables utilisées pour les analyses de groupement par district écologique : a) superficie brûlée (%), b) superficie brûlée plus d'une fois (%), c) fréquence des allumages de cause naturelle (n/100 km²), d) fréquence des allumages de cause humaine (n/100 km²), e) axe 1 et f) axe 2 de l'analyse en composantes principales réalisée sur la base de la composition forestière. Voir le tableau 1 pour une description plus complète de ces variables.

2.4 Zonage des régimes de feux

Les analyses statistiques ont permis de définir 13 zones de feux (figure 3, tableau 2). La plupart des limites de ces zones proviennent des analyses de groupement, lors de laquelle nous avons testé différentes pondérations de la variable spatiale, de même que différents nombres de zones (annexe). Toutefois, la performance de l'algorithme

de groupement était parfois moins bonne, comme au pourtour de l'aire d'étude ou pour des secteurs où les variables n'étaient pas assez discriminantes pour bien séparer des zones entre elles. Des délimitations provenant de différents niveaux d'analyse ont donc été combinées pour obtenir la délimitation finale des zones présentées à la figure 3. Les différentes zones sont décrites dans la suite de cette section et au tableau 2.

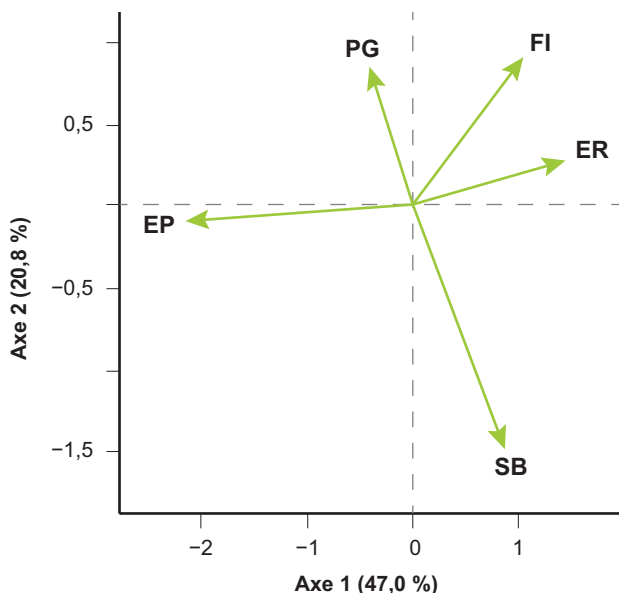


Figure 2. Deux premiers axes de l'analyse en composantes principales faite à partir du taxon dominant dans le groupement d'essences des peuplements des cartes du premier inventaire. EP = pessières à épinette noire; ER = érablières; FI = peuplements constitués de feuillus intolérants à l'ombre; PG = pinèdes à pin gris; SB = sapinières. Les taxons peu fréquents ne sont pas présentés. Les pourcentages associés au titre de chacun des axes correspondent à la fraction de la variabilité totale expliquée par cet axe.

Les zones **A et B** correspondent à la partie la plus méridionale de la région d'étude. La végétation est dominée par l'érable à sucre accompagné de plusieurs espèces à feuillage décidu, notamment le bouleau jaune et le hêtre à grandes feuilles. Quelques conifères tempérés comme la pruche du Canada et le pin blanc sont bien représentés aussi. Ces 2 zones ont été peu affectées par les feux au cours des 130 dernières années, avec un cycle de 570 ans dans la zone A et de 840 ans dans la zone B. Toutefois, des travaux ayant reconstitué l'histoire à long terme des feux dans des érablières en Outaouais (zone A) ont montré que ces forêts sont sujettes à des feux à répétition depuis le début de l'Holocène, soit environ tous les 100 à 200 ans (Payette et al. 2021). Des cartes historiques d'anciennes concessions forestières montrent aussi que de grands feux sont survenus dans cette région à la fin du XIX^e siècle, notamment au cours de la décennie 1880. Par ailleurs, la zone A est caractérisée par une plus grande abondance de certaines espèces tempérées pyrophiles comme le pin blanc et le chêne rouge. La fréquence des allumages de cause naturelle y est également plus grande que dans la zone B. Dans l'ensemble de la région d'étude, c'est d'ailleurs dans la zone A que la fréquence des allumages de cause naturelle est la plus forte. Le climat y est aussi plus continental, avec des précipitations totales annuelles de l'ordre de 930 mm, comparativement à 1 040 mm pour la zone B (Ouranos 2019).

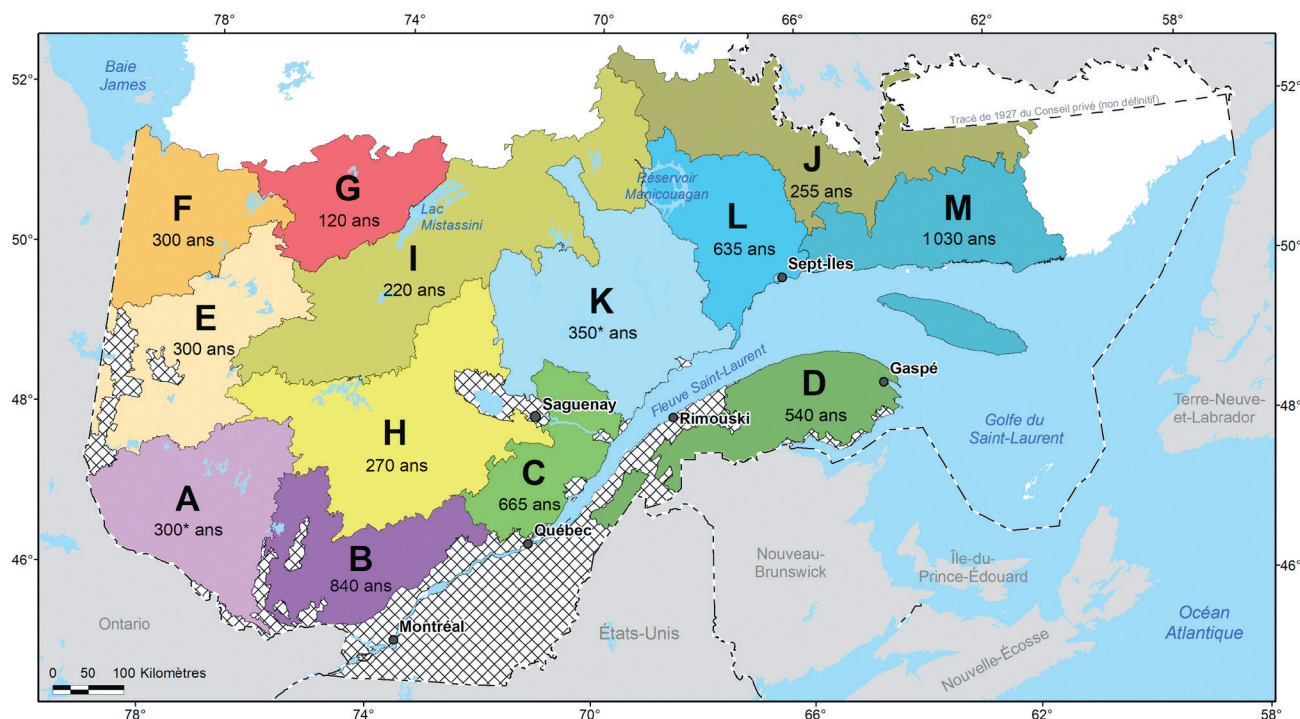


Figure 3. Zonage des régimes de feux du Québec méridional. Les valeurs représentent le cycle de feu calculé pour la période 1890-2020. Le cycle de feu des zones A et K (*) a été ajusté sur la base d'autres études réalisées dans ces régions.

Tableau 2. Cycle de feu calculé pour la période 1890-2020 pour les 13 zones de feux définies pour le Québec méridional. Les valeurs obtenues ont été comparées avec celles présentes dans la littérature.

Zone	Superficie (km ²)	Superficie brûlée (période 1890-2020)	Cycle de feu calculé (nombre d'années)	Études	Échelle d'analyse	Type d'écosystème	Période (années)	Cycle de feu d'après les études (nombre d'années)	Cycle de feu ajusté* (nombre d'années)
A	48883	23 %	570	Grenier <i>et al.</i> (2005) Drever <i>et al.</i> (2006) Payette <i>et al.</i> (2021)	Paysage Paysage Locale	— — Érablières	Env. 1750-2000 1850-2000 Env. 1000-2000	188-314 375 100-150	300*
B	35756	16 %	840	—	—	—	—	—	840
C	25903	20 %	665	Couillard <i>et al.</i> (2012) Boucher <i>et al.</i> (2014) Talon <i>et al.</i> (2005) Pilon et Payette (2015)	Paysage Paysage Locale Locale	— — Érablière Érablière	1650-2000 1840-2005 Env. 1000-2000 Env. 1000-2000	> 600 315 >1 000 170-250	665
D	33039	24 %	540	Payette <i>et al.</i> (2018) Pilon et Payette (2015) De Lafontaine et Payette (2011) Lauzon <i>et al.</i> (2007)	Locale Locale Locale Paysage	Érablières Érablières Sapinières —	Env. 1000-2000 Env. 1000-2000 Env. 1000-2000 1920-2003	150-500 >1 000 250	540
E	46232	44 %	300	Bergeron <i>et al.</i> (2004) [†] Le Goff <i>et al.</i> (2007) [†]	Paysage Paysage	— —	1850-2000 1720-2000	225 170	300
F	36157	44 %	300	Bergeron <i>et al.</i> (2004) [§]	Paysage	—	1850-2000	275	300
G	30961	111 %	120	Couillard <i>et al.</i> (2021) Lesieur <i>et al.</i> (2002)	Locale Paysage	Pessières noires et sapinières —	Env. 1000-2000 1850-1998	100-170 176	120
H	69342	49 %	270	Couillard <i>et al.</i> (2016) [¶]	Locale	Pinèdes grises, pessières noires et sapinières	Env. 1000-2000	125-250	270
I	85036	60 %	220	Le Goff <i>et al.</i> (2007) ^{**} Couillard <i>et al.</i> (2016) [¶] Bélisle <i>et al.</i> (2011) ^{††}	Paysage Paysage Paysage	— — —	1720-2000 1860-2010 1734-2009	166 200 247	220
J	52679	51 %	255	Frégeau <i>et al.</i> (2015) [¶] Couillard <i>et al.</i> (2016) [¶]	Locale Locale	Pinèdes grises et pessières noires Sapinières et bétulaies	Env. 1000-2000 Env. 1000-2000	100-200 200-400	255
K	65271	31 %	415	Bouchard <i>et al.</i> (2008) Bélisle <i>et al.</i> (2011) ^{††}	Paysage Paysage	— —	1800-2000 1734-2009	270 247	350*
L	35127	21 %	635	Bouchard <i>et al.</i> (2008)	Paysage	—	1800-2000	675	635
M	46517	13 %	1 030	Couillard <i>et al.</i> (2021)	Local	Pessières noires et sapinières	Env. 1000-2000	200-1 000	1 030

* Lorsque des écarts importants ont été observés (zones A et K), une valeur ajustée a été déterminée.

† Le cycle de feu présenté correspond à celui calculé pour la partie sud de la région d'étude au sud du 49° degré de latitude Nord.

‡ Le cycle de feu présenté correspond à celui calculé pour la partie sud-ouest de la région d'étude.

§ Le cycle de feu présenté correspond à celui calculé pour la partie nord de la région d'étude au nord du 49° degré de latitude Nord.

¶ Données non publiées recueillies en Haute-Mauricie (de 47° 50' N à 48° 20' N; de 74° 00' O à 74° 45' O).

** Le cycle de feu présenté correspond à celui calculé pour la partie sud-est de la région d'étude.

†† La région d'étude s'étend dans les zones I et K.

En fonction de ces connaissances, le cycle de feu historique probable de la zone A a été abaissé à 300 ans. En l'absence d'études spécifiques effectuées dans la zone B, le cycle de feu de celle-ci n'a pas été révisé.

Les **zones C et D** correspondent à la partie sud-est de la région d'étude. Elles aussi sont caractérisées par des cycles de feu longs, estimés à 665 ans dans la zone C et 540 ans dans la zone D. Les proportions des superficies brûlées sont toutefois assez variables d'un district écologique à l'autre à l'intérieur de ces zones. En effet, les districts écologiques situés près des zones habitées, par exemple dans la région de Charlevoix et sur la côte Gaspésienne, ont fortement été affectés par les feux. Certains de ces feux pourraient être de cause humaine, comme le suggèrent les travaux de Boucher *et al.* (2014) et de Terrail *et al.* (2019) réalisés dans les régions de Saguenay et du Bas-Saint-Laurent, respectivement. Ces secteurs brûlés sont dominés par des peuplements de bouleau à papier, de peuplier faux-tremble et d'érable rouge. À l'inverse, les secteurs situés en haute altitude, comme les massifs des Laurentides, des monts Valin et des Chic-Chocs, ont été peu touchés par les feux depuis la fin du 19^e siècle. Ils sont caractérisés par des précipitations abondantes et une proportion importante de sapin baumier dans le couvert forestier. Plusieurs de ces sapinières d'altitude n'ont pas brûlé depuis quelques milliers d'années (Couillard *et al.* 2013, De Lafontaine et Payette 2011).

Les **zones E et F** se situent à l'extrémité ouest de la région d'étude et correspondent à une région ayant été recouverte par le lac proglaciaire Ojibway pendant plus de 1 000 ans lors de la dernière déglaciation. Ces zones se distinguent des autres par leur physiographie caractérisée par un relief de plaine, où la pente dépasse rarement 3 %, ainsi que par l'importance occupée par les dépôts glaciolacustres et organiques. Ces 2 types de dépôts permettent de distinguer les zones E et F : les dépôts glaciolacustres sont dominants dans la zone E, alors que les dépôts organiques le sont dans la zone F. Le cycle de feu, estimé à 300 ans, est similaire dans ces 2 zones. Toutefois, cette valeur est peut-être sous-estimée dans la zone F, étant donné les grandes superficies couvertes par les tourbières (souvent plus de 40 % de la superficie terrestre des districts écologiques), y compris certaines qui sont boisées. Ces milieux n'ont pas été retenus pour le calcul du cycle de feu et pourraient être moins sujets à brûler que les forêts environnantes (Bergeron *et al.* 2004). Les forêts de la zone E sont dominées par l'épinette

noire, le peuplier faux-tremble et le pin gris, alors que celles de la zone F sont surtout dominées par l'épinette noire.

La **zone G** est celle qui a le cycle de feu le plus court (120 ans). La proportion brûlée y dépasse 100 % dans la plupart des districts écologiques, ce qui signifie que d'importantes superficies ont brûlé plus d'une fois au cours de la période étudiée. Le pin gris et l'épinette noire dominent le couvert forestier, alors que le sapin baumier y est rare. C'est d'ailleurs dans cette zone que le pin gris atteint sa plus grande abondance. La zone G est caractérisée par un climat continental et des précipitations totales annuelles faibles, de l'ordre de 845 mm (Ouranos 2019). La topographie est peu accidentée et ponctuée de quelques collines peu pentues et de nombreuses tourbières.

La portion centrale et nord-est de la région d'étude est bordée par les **zones H, I et J**, qui ont toutes un cycle de feu similaire variant de 220 à 270 ans. Elles se distinguent par la composition de leur couvert forestier : les zones H et I ont une proportion importante de forêts dominées par le pin gris, alors que cette proportion diminue de façon marquée dans la zone J où le pin gris devient pratiquement absent, sauf le long de quelques rivières. En plus du pin gris, les secteurs brûlés dans la zone H sont dominés par des peuplements de bouleau à papier et de peuplier faux-tremble, alors que ceux de la zone I sont principalement dominés par l'épinette noire. La température annuelle moyenne diminue vers le nord-est, passant de 1,4 °C dans la zone H à -0,5 °C dans la zone I et à -2,2 °C dans la zone J. Les précipitations totales annuelles sont comparables dans les 3 zones, de l'ordre de 950 mm (Ouranos 2019). Le relief est peu accidenté et formé essentiellement de collines (zone H) et de basses collines (zones I et J).

Les **zones K, L et M** correspondent à la partie est de la région d'étude. Le cycle de feu est relativement long dans celles-ci et s'allonge progressivement vers l'est : 415 ans dans la zone K, 635 ans dans la zone L et 1 030 ans dans la zone M. Dans la zone K, le cycle de feu a été ajusté à la baisse (350 ans) en tenant compte des travaux de Bouchard *et al.* (2008), qui ont aussi reconstitué les feux du XIX^e siècle, dont l'importance semble avoir été plus grande que celle des feux de la période couverte par la présente étude (XX^e siècle). Les peuplements dominés par le pin gris sont peu fréquents dans la zone K (moins de 5 % de la superficie terrestre) et deviennent pratiquement absents des zones L et M, sauf sur les dépôts sableux situés

le long de quelques cours d'eau. Inversement, les sapinières deviennent plus abondantes vers l'est et constituent une part importante des paysages forestiers de la zone M. Le climat est sous influence maritime en raison de sa proximité avec le golfe du Saint-Laurent. Les précipitations annuelles moyennes y sont un peu plus fortes (de l'ordre de 1 000 mm), et la température annuelle moyenne est d'environ 0 °C (Ouranos 2019). La topographie est

aussi plus accidentée dans ces régions en raison de la présence de hautes collines et de vallées profondes, un facteur qui pourrait contribuer à freiner la propagation de certains feux. La fréquence des allumages de cause naturelle est assez élevée dans la zone K, mais pratiquement nulle dans les zones L et M. Enfin, la fréquence des allumages de cause humaine est faible, sauf dans certains districts écologiques situés le long de la côte.

Chapitre 3 – Discussion

3.1 Variation dans les régimes de feux à l'échelle de la province

Les conditions climatiques et météorologiques sont des facteurs déterminants de l'activité des feux (Chabot *et al.* 2009, Girardin *et al.* 2008, Johnson 1996). Le gradient de continentalité du climat explique probablement en grande partie la diminution de l'importance des feux observés au Québec du nord vers le sud, de même que de l'ouest vers l'est (Chabot *et al.* 2009). Le climat tempéré qui caractérise la portion sud de la province permet également la croissance de peuplements de feuillus dominés par l'érable à sucre; ceux-ci sont moins favorables à la propagation des feux que les peuplements de conifères qui poussent plus au nord, sous des conditions climatiques plus froides (Pelletier *et al.* 2009). Néanmoins, des feux peuvent survenir de manière récurrente dans certaines érablières du sud du Québec (Payette *et al.* 2021, Pilon et Payette 2015), notamment au printemps, avant que les feuilles ne soient complètement développées. Les gradients des régimes de feux décrits dans cette étude sont comparables à ceux qui ont déjà été observés au Québec lors d'études antérieures (Erni *et al.* 2020, Gauthier *et al.* 2001, 2005).

Le cycle de feu n'est pas le seul paramètre qui varie entre les zones délimitées dans la présente étude. Le climat, la végétation et la topographie déterminent des régimes de feux qui diffèrent à plusieurs égards, notamment quant à leur intensité. Par exemple, en forêt boréale, particulièrement dans les zones dominées par les conifères (épinette noire, pin gris et sapin baumier), les feux sont généralement plus intenses et difficiles à contrôler que dans les forêts du sud de la province, qui sont dominées par des feuillus ou des conifères des régions tempérées (pin blanc, pin rouge et pruche du Canada; Rowe et Scotter 1973). L'utilisation de la composition forestière dans les critères des analyses de groupement nous a permis de tenir compte en partie des variations spatiales dans les types de combustibles à l'échelle de la province.

Par rapport aux études antérieures qui proposent un zonage des régimes de feux à l'intérieur de la province (Boulanger *et al.* 2013, Gauthier *et al.* 2001, 2005, Erni *et al.* 2020), la présente étude représente une amélioration à deux points de vue. Premièrement, la plupart des études effectuées jusqu'à maintenant ont utilisé un historique de feu relativement court (depuis 1950 ou 1970),

qui coïncide avec une période durant laquelle les feux ont été d'importance modérée au Québec, principalement en raison du climat (Girardin *et al.* 2008, Vijayakumar *et al.* 2015). Le zonage défini dans la présente étude se base sur une période plus longue comprenant une certaine variabilité dans la fréquence et l'intensité des feux, ce qui en accroît la robustesse. De plus, l'analyse prend en compte la végétation forestière dominante, qui reflète l'interaction à plus long terme entre le climat et les feux. Cette plus grande profondeur temporelle est particulièrement importante lorsqu'on applique ce zonage dans un contexte de changements climatiques (Comité d'experts sur l'aménagement écosystémique des forêts et les changements climatiques 2017). Deuxièmement, les districts écologiques utilisés pour compléter le découpage des zones sont de plus petites dimensions que les unités de base généralement utilisées dans les autres études; il en résulte un découpage plus fin. L'utilisation des districts écologiques permet aussi d'appuyer la délimitation des zones sur certaines caractéristiques du milieu physique qui influencent les régimes de feux comme le relief, les types de dépôts ou la présence de plans d'eau majeurs (Mansuy *et al.* 2011).

Malgré ces points positifs, il demeure difficile de dire à quel point les activités humaines ont pu influencer les régimes de feux des différentes zones. Cette influence est probable et découle de causes multiples : les allumages accidentels ou délibérés par différents groupes autochtones historiquement présents sur le territoire, la colonisation, les chemins de fer, les activités d'aménagement forestier, ou plus récemment, la suppression des feux (Cardil *et al.* 2019). Dans l'ensemble, les gradients géographiques dans les cycles de feu sont sans doute déterminés principalement par des facteurs environnementaux comme le climat, mais ils peuvent aussi refléter l'influence des activités humaines, particulièrement dans les zones situées près des régions habitées.

3.2 Interprétation du zonage dans un contexte d'anticipation des feux futurs

Les valeurs présentées dans cette étude reflètent les cycles de feux basés sur les informations historiques. Or, dans un contexte de planification forestière, ce sont les risques futurs qui nous intéressent. Par rapport aux cycles historiques, ceux du futur

pourraient être modifiés par 3 principaux facteurs : les changements climatiques, les changements de composition forestière et le degré d'efficacité des mesures de protection.

Les changements climatiques causeront une augmentation de la durée et de l'intensité des sécheresses (Wotton *et al.* 2017). Concrètement, des sécheresses plus fortes devraient se traduire par des brûlages plus intenses de même que par des feux qui se propagent plus rapidement et qui sont plus difficiles à contrôler. Lors des sécheresses extrêmes, des combustibles habituellement considérés comme peu favorables à la propagation des feux pourraient aussi devenir plus inflammables (Wotton *et al.* 2017). Bien que l'on s'attende à ce que les conditions climatiques futures soient plus favorables aux feux, les impacts qu'auront les changements climatiques sur les régimes de feux demeurent difficiles à prévoir avec exactitude, puisque les modèles climatiques actuels ont du mal à prévoir l'évolution de certaines variables météorologiques déterminantes comme les vents, les précipitations et l'humidité relative.

Les différents types de peuplements présents sur un territoire représentent des combustibles différents (Pelletier *et al.* 2009). Or, des facteurs comme les perturbations (feux, coupes, épidémies) ou les changements climatiques viendront influencer la structure et la composition forestière dans le futur. Par exemple, un rajeunissement et un enfeuillage de la mosaïque forestière ont été observés dans certaines régions à la suite de coupes (Bouchard et Pothier 2011, Boucher *et al.* 2009, Danneyrolles *et al.* 2020). Ces phénomènes s'accroîtront probablement en raison d'interactions entre l'effet des changements climatiques et des perturbations sur la régénération des forêts (Bouchard *et al.* 2019, Boulanger *et al.* 2017). Des changements dans la mosaïque forestière pourraient donc réduire l'intensité et l'étendue des feux futurs, indépendamment de l'effet des changements climatiques (Marchal *et al.* 2020).

Finalement, les mesures de protection des forêts comme les exercices de prévention auprès du public ou la lutte directe contre les incendies peuvent empêcher le déclenchement et freiner la propagation initiale de certains incendies, et pourraient donc modifier les régimes de feux futurs. Néanmoins, la protection des forêts ne permet pas d'éliminer complètement les risques d'événements de feux exceptionnels. L'intégration de technologies de pointe pour la détection rapide des foyers et le fait d'avoir un vaste réseau de chemins forestiers permettant un accès rapide au territoire pourraient

contribuer à un meilleur contrôle des incendies. En contrepartie, même si la majorité des aires brûlées résultent de feux de cause naturelle, l'occupation du territoire, que ce soit par les activités d'aménagement forestier ou par l'augmentation des activités récréatives en forêt, peut aussi influencer les superficies brûlées. Au cours de la dernière décennie, les feux de cause humaine ont été responsables de la majorité des superficies brûlées lors des étés 2012, 2018, 2019 et 2020.

3.3 Utilisation du zonage afin de réduire le risque posé par les feux en aménagement

Les incendies de forêt ont des répercussions non seulement sur la sécurité des citoyens et la destruction des infrastructures, mais aussi sur les activités d'aménagement forestier. Les arbres brûlés peuvent en partie être récupérés et transformés par l'industrie forestière, mais cette récupération est parfois laborieuse. En effet, les peuplements brûlés sont souvent difficiles à atteindre et coûteux à récolter, et la colonisation par les insectes fait rapidement diminuer la valeur des produits transformés. Les feux brûlent aussi une proportion significative de peuplements non matures et irrécupérables. Dans certains cas, ils peuvent aussi entraîner la perte d'investissements sylvicoles (préparation de terrain, plantation, éclaircies). Les feux compromettent parfois la régénération naturelle, ce qui exige des investissements importants pour remettre les peuplements brûlés en production. À plus long terme, des feux fréquents pourraient entraîner une baisse de la possibilité forestière, c'est-à-dire de la quantité acceptable de bois qu'il est possible de récolter dans un territoire donné.

Différentes stratégies peuvent contribuer à réduire le risque posé par les feux en forêt aménagée. La mise à jour régulière des calculs de possibilité forestière (Savage *et al.* 2010) et la coupe de récupération (Leduc *et al.* 2015) sont deux mesures permettant de réduire le risque de rupture de stock due aux feux. Malgré tout, ces mesures ne suffisent pas, de sorte que d'autres approches doivent aussi être explorées. En premier lieu, certains préconisent une baisse préventive du niveau de récolte pour constituer un « fonds de réserve » qui permettrait d'atténuer le risque de rupture de stock (Leduc *et al.* 2015, Raulier *et al.* 2014). Un tel fonds de réserve a déjà été proposé par le Bureau du forestier en chef dans deux unités d'aménagement de la province (Nappi 2013). Le zonage proposé dans cette étude pourrait contribuer à moduler plus précisément le niveau de récolte lorsque certaines de ces mesures sont envisagées.

Une seconde approche consiste à réduire le risque posé par les feux en modulant le niveau d'investissements sylvicoles. De façon générale, plus la fréquence attendue des feux est élevée, plus les investissements en sylviculture sont risqués, particulièrement ceux à long terme (Reed et Errico 1986). La réduction du niveau des investissements dans les zones sensibles aux feux, ou encore, la réduction de la durée d'exposition par une diminution de la longueur des révolutions (p. ex., en plantant des espèces à croissance rapide) pourraient contribuer à réduire le risque (Reed et Errico 1986). Toutefois, au-delà de ce constat très général, il est difficile d'établir *a priori* des seuils absolus de fréquence attendue des feux en deçà desquels il ne serait plus souhaitable d'utiliser un traitement sylvicole en particulier. La volonté d'investir dans un territoire dépend en effet d'un ensemble de facteurs qui n'ont pas tous rapport avec les feux, y compris la vigueur des marchés pour les différents produits du bois (qui fluctue dans le temps), les coûts associés aux opérations (distances de transport), la volonté des gouvernements d'aménager les territoires pour d'autres raisons que la création de valeur associée aux produits du bois, de même que les taux d'intérêt utilisés dans un contexte de calcul de la valeur actualisée nette (VAN). À défaut d'intégrer tous ces facteurs lors de la définition de seuils absolus, le zonage permet toutefois d'établir un risque relatif. Par exemple, le risque de « perdre » des investissements à la suite d'un feu sera plus grand dans une région où le taux de brûlage est de 1 % par année (cycle de 100 ans) que dans une autre où ce taux est de 0,4 % par année (cycle de 250 ans).

Ces variations spatiales dans les cycles de feux pourraient donc contribuer à guider le choix d'investir dans une unité d'aménagement ou dans une région plutôt que dans une autre.

Une troisième approche consiste à ajuster les stratégies de protection. Au Québec, la SOPFEU possède son propre système cartographique, relativement indépendant des unités utilisées en planification forestière. Les unités territoriales de la SOPFEU sont utilisées, par exemple, pour établir les indices Forêt-Météo durant la saison de feux (Chabot *et al.* 2009). Or, certains éléments importants dans la lutte contre les incendies, comme l'abondance et la répartition des combustibles ou la présence d'accès routiers, résultent avant tout des stratégies d'aménagement forestier. La cartographie des régimes de feux pourrait aider à déterminer les endroits où une meilleure coordination est requise pour le déploiement des stratégies d'aménagement, et où les activités de protection contre les feux devraient être priorisées — soit, en principe, là où les cycles sont les plus courts.

Finalement, les résultats de cette étude pourraient aussi contribuer à préciser les états de référence qui servent à quantifier la structure d'âges et la composition des paysages forestiers naturels dans les différentes régions du Québec. Les zones présentées à la figure 3 sont délimitées en fonction de critères spécifiquement liés aux feux; elles pourraient servir à définir les variations spatiales dans l'abondance théorique des différentes classes d'âge à l'intérieur de chaque unité d'aménagement.

Conclusion

La hausse attendue des taux de brûlage en raison des changements climatiques est difficile à quantifier avec précision. En effet, les taux de brûlage seront influencés non seulement par les changements climatiques, mais aussi par des changements dans les combustibles et dans l'efficacité des mesures de protection des forêts. Dans un tel contexte, les intervalles de retour observés durant la période 1890-2020, qui comprend une certaine variabilité temporelle dans les conditions climatiques, la végétation et l'intensité de protection, pourraient constituer une base empirique valable pour une première intégration du risque posé par les feux futurs dans la planification forestière (Comité d'experts sur l'aménagement écosystémique des forêts et les changements climatiques 2017). Dans la mesure du possible, les aménagistes auraient aussi avantage à considérer d'autres scénarios possibles de brûlage afin de mieux refléter l'incertitude associée aux conditions futures. Il serait particulièrement prudent d'évaluer certains risques en

fonction de scénarios dans lesquels les feux sont plus fréquents que ce qui a été observé durant la période de référence.

La méthode utilisée ici pour calculer les cycles de feux à l'intérieur des zones repose sur l'hypothèse que les feux surviennent de façon aléatoire, c'est-à-dire que chaque peuplement a la même probabilité d'être brûlé, peu importe sa composition et le type de milieu où il se trouve (Johnson et Gutsell 1994). Or, il s'agit d'une simplification, puisque le cycle de feu peut varier à l'intérieur d'une même zone selon différents facteurs (relief, dépôts de surface, etc.). Dans l'avenir, ces facteurs locaux devraient être examinés, définis et cartographiés plus précisément à l'intérieur de chaque zone. Ce découpage plus fin pourrait permettre de mieux répondre à certains besoins d'aménagement, notamment pour déterminer les endroits les plus à risque d'être brûlés au moment de choisir où réaliser les investissements sylvicoles.

Références bibliographiques

- Bélisle, A.C., S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron et H. Morin, 2011. *Fire regime and old-growth boreal forests in central Québec, Canada: An ecosystem management perspective*. *Silva Fenn.* 45(5): 889-908. <https://doi.org/10.14214/sf.77>
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka, 2004. *Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec*. *Ecology* 85(7): 1916-1932. <https://doi.org/10.1890/02-0716>
- Bouchard, M. et D. Pothier, 2011. *Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec*. *For. Ecol. Manage.* 261(4): 811-820. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.020>
- Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier, 2008. *Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec*. *Can. J. For. Res.* 38(6): 1621-1633. <https://doi.org/10.1139/x07-201>
- Bouchard, M., N. Aquilué, C. Périé et M.-C. Lambert, 2019. *Tree species persistence under warming conditions: A key driver of forest response to climate change*. *For. Ecol. Manage.* 442: 96-104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.040>
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais, 2009. *Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada*. *Landsc. Ecol.* 24(2): 171-184. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9294-8>
- Boucher, Y., P. Grondin et I. Auger, 2014. *Land use history (1840–2005) and physiography as determinants of southern boreal forests*. *Landsc. Ecol.* 29(3): 437-450. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9974-x>
- Boulanger, Y., S. Gauthier, D.R. Gray, H. Le Goff, P. Lefort et J. Morissette, 2013. *Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada*. *Ecol. Appl.* 23(4): 904-923. <https://doi.org/10.1890/12-0698.1>
- Boulanger, Y., A.R. Taylor, D.T. Price, D. Cyr, E. McGarrigle, W. Rammer, G. Sainte-Marie, A. Beaudoin, L. Guindon et N. Mansuy, 2017. *Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone*. *Landsc. Ecol.* 32(7): 1415-1431. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0421-7>
- Cardil, A., M. Lorente, D. Boucher, J. Boucher et S. Gauthier, 2019. *Factors influencing fire suppression success in the province of Quebec (Canada)*. *Can. J. For. Res.* 49(5): 531-542. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0272>
- 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 (édit.), *Manuel de foresterie. 2^e édition*. Éditions MultiMondes, Québec, QC. p. 1037-1090.
- Chavent, M., V. Kuentz-Simonet, A. Labenne et J. Saracco, 2018. *ClustGeo: An R package for hierarchical clustering with spatial constraints*. *Comput. Stat.* 33(4): 1799-1822. <https://doi.org/10.1007/s00180-018-0791-1>
- Comité d'experts sur l'aménagement écosystémique des forêts et les changements climatiques, 2017. *L'aménagement écosystémique des forêts dans le contexte des changements climatiques – Rapport du comité d'experts*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers. 29 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique-changements-climatiques-rapport-experts.pdf>
- Côté, D., F. Girard, F. Hébert, S. Bouchard, R. Gagnon et D. Lord, 2013. *Is the closed-crown boreal forest resilient after successive stand disturbances? A quantitative demonstration from a case study*. *J. Veg. Sci.* 24 (4): 664-674. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01488.x>
- Couillard, P.-L., S. Payette et P. Grondin, 2012. *Recent impact of fire on high-altitude balsam fir forests in south-central Quebec*. *Can. J. For. Res.* 42(7): 1289-1305. <https://doi.org/10.1139/x2012-081>
- Couillard, P.-L., S. Payette et P. Grondin, 2013. *Long-term impact of fire on high-altitude balsam fir (Abies balsamea) forests in south-central Quebec deduced from soil charcoal*. *Can. J. For. Res.* 43(2): 188-199. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2012-0414>

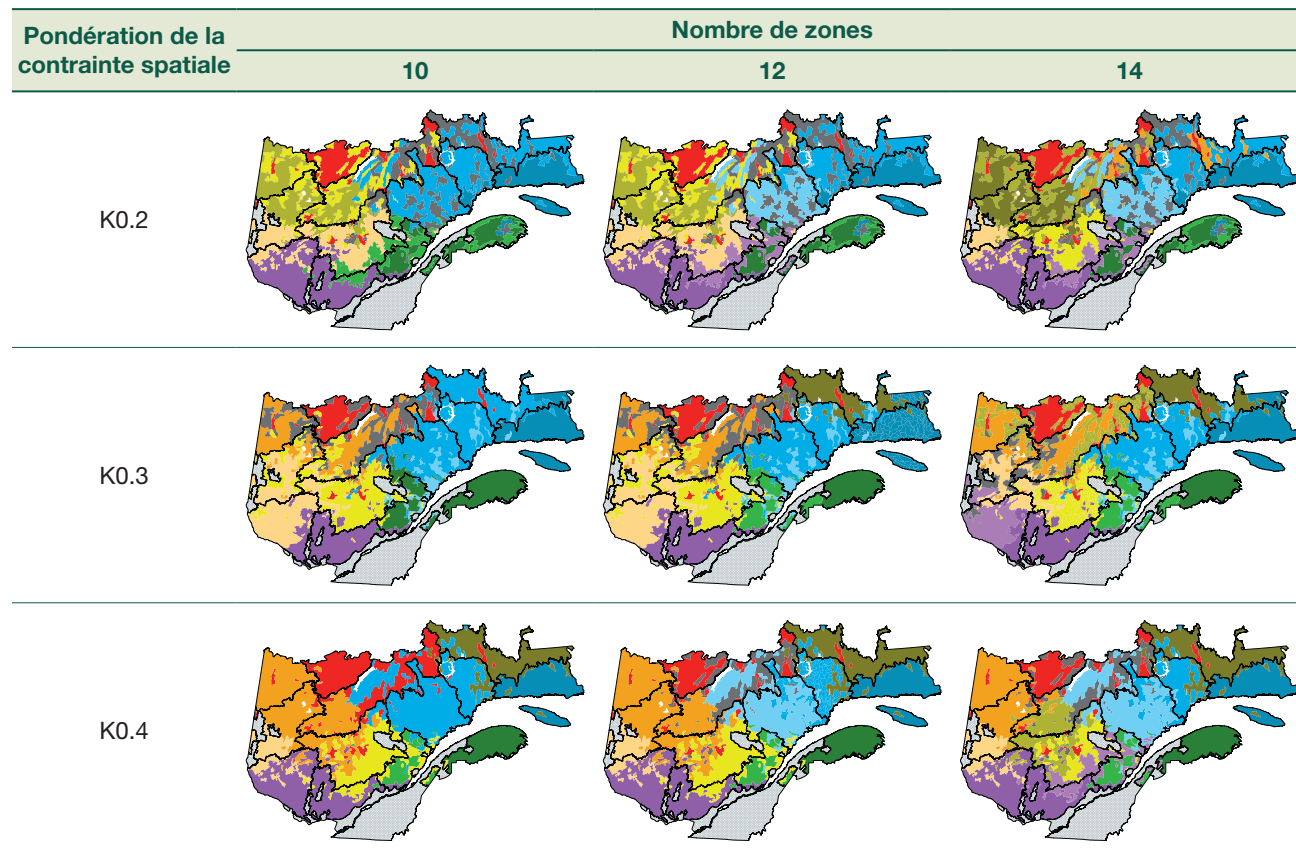
- Couillard, P.-L., M. Frégeau, S. Payette, P. Grondin, M. Lavoie et J. Laflamme, 2016. *Dynamique et variabilité naturelle de la pessière à mousses au nord de la région du Lac-Saint-Jean, Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, 35 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/connaissances/recherche/Rapport-dynamique-nord-Lac-St-Jean.pdf>
- Couillard, P.-L., S. Payette, M. Lavoie et J. Laflamme, 2019. *La forêt boréale du Québec : influence du gradient longitudinal*. Nat. Can. 143(2): 18-32. <https://doi.org/10.7202/1060052ar>
- Couillard, P.-L., S. Payette, M. Lavoie et M. Frégeau, 2021. *Precarious resilience of the boreal forest of eastern North America during the Holocene*. For. Ecol. Manage. 485(suppl.): 118954. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118954>
- De Lafontaine, G. et S. Payette, 2011. *Shifting zonal patterns of the southern boreal forest in eastern Canada associated with changing fire regime during the Holocene*. Quat. Sci. Rev. 30(7-8): 867-875. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.01.002>
- Danneyrolles, V., S. Dupuis, Y. Boucher, J. Laflamme, G. Fortin, M. Leroyer, R. Terrail, Y. Bergeron et D. Arseneault, 2020. *Utilisation couplée des archives d'arpentage et de la classification écologique pour affiner les cibles de composition dans l'aménagement écosystémique des forêts tempérées du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 183. 36 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/recherche/MRF183.pdf>
- Drever, C.R., C. Messier, Y. Bergeron et F. Doyon, 2006. *Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec*. For. Ecol. Manage. 231(1-3): 27-37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.039>
- Erni, S., D. Arseneault, M.A. Parisien et Y. Bégin, 2017. *Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga*. Glob. Change Biol. 23(3): 1152-1166. <https://doi.org/10.1111/gcb.13461>
- Erni, S., X. Wang, S. Taylor, Y. Boulanger, T. Swystun, M. Flannigan et M.-A. Parisien, 2020. *Developing a two-level fire regime zonation system for Canada*. Can. J. For. Res. 50(3): 259-273. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0191>
- Frégeau, M., S. Payette et P. Grondin, 2015. *Fire history of the central boreal forest in eastern North America reveals stability since the mid-Holocene*. Holocene 25(12): 1912-1922. <https://doi.org/10.1177/0959683615591361>
- Gauthier, S., A. Leduc, B. Harvey, Y. Bergeron et P. Drapeau, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Nat. Can. 125(3): 10-17.
- Gauthier, S., M. Chabot, B. Drolet, C. Plante, J. Coupal, C. Boivin, B. Juneau, F. Lefebvre, B. Ménard et R. Villeneuve, 2005. *Groupe de travail sur les objectifs opérationnels de la SOPFEU : rapport d'analyse*. Société de protection des forêts contre le feu. 110 p.
- Girard, F., S. Payette et R. Gagnon, 2009. *Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada*. Global Ecol. Biogeogr. 18(3): 291-303. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00449.x>
- Girardin, M.P., M.D. Flannigan, J.C. Tardif et Y. Bergeron, 2008. « Climatologie, météorologie et feux de forêt ». Dans : *Aménagement écosystémique en forêt boréale, 1^{re} édition*. Presses de l'Université du Québec. Québec, QC. p. 83-107. <https://doi.org/10.2307/j.ctv18ph99m.14>
- Grenier, D.J., Y. Bergeron, D. Kneeshaw et S. Gauthier, 2005. *Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada*. Can. J. For. Res. 35(3): 656-666. <https://doi.org/10.1139/x05-005>
- Johnson, E.A., 1996. *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press. Cambridge, Angleterre (Royaume-Uni). 129 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623516>
- Johnson, E.A. et S.L. Gutsell, 1994. *Fire frequency models, methods and interpretations*. Adv. Ecol. Res. 25: 239-287. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60216-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60216-0)
- Johnson, E.A. et C.E. Van Wagner, 1985. *The theory and use of two fire history models*. Can. J. For. Res. 15(1): 214-220. <https://doi.org/10.1139/x85-039>
- Lauzon, È., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2007. *Reconstruction of fire history (1680–2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada*. For. Ecol. Manage. 244(1-3): 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.064>


- Leduc, A., P. Bernier, N. Mansuy, F. Raulier, S. Gauthier et Y. Bergeron, 2015. *Using salvage logging and tolerance to risk to reduce the impact of forest fires on timber supply calculations*. Can. J. For. Res. 45(4): 480-486. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0434>
- Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron et M.P. Girardin, 2007. *Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada*. Int. J. Wildland Fire 16(5): 607-618. <https://doi.org/10.1071/WF06151>
- Lesieur, D., S. Gauthier et Y. Bergeron, 2002. *Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada*. Can. J. For. Res. 32(11): 1996-2009. <https://doi.org/10.1139/x02-113>
- Maechler, M., P. Rousseeuw, A. Struyf, M. Hubert et K. Hornik, 2019. *Cluster: Cluster analysis basics and extensions*. Archive de fichiers. <https://cran.r-project.org/web/packages/cluster>
- Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron, 2011. *The effects of surficial deposit-drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada*. Int. J. Wildland Fire 19(8): 1083-1098. <https://doi.org/10.1071/WF09144>
- Marchal, J., S.G. Cumming et E.J. McIntire, 2020. *Turning down the heat: Vegetation feedbacks limit fire regime responses to global warming*. Ecosystems 23(1): 204-216. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00398-2>
- [MFFP] Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2020a. *Feux de forêts*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. Données cartographiques. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/feux-de-foret>
- [MFFP] Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2020b. *Cartes forestières du premier inventaire*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. Données cartographiques. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/cartes-forestieres-1er-inventaire>
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2021. *Classification écologique du territoire québécois – Juin 2021*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers. 11 p. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/inventaire/classification_ecologique_territoire_quebecois.pdf
- Nappi, A., 2013. « Fascicule 1.5 — Perturbations naturelles ». Dans : Bureau du forestier en chef (édit.), *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018*. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef. p. 29-39. https://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2013/01/029-39_MDPF_PerturbationsNat1.pdf
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs et H. Wagner, 2017. *Vegan: Community ecology package*. Archive de fichiers. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan>
- Ouranos, 2019. *Portraits climatiques*. Version du 1^{er} novembre 2019. <https://portclim.ouranos.ca/#/>
- Parisien, M.-A., S.A. Parks, M.A. Krawchuk, M.D. Flannigan, L.M. Bowman et M.A. Moritz, 2011. *Scale-dependent controls on the area burned in the boreal forest of Canada, 1980–2005*. Ecol. Appl. 21(3): 789-805. <https://doi.org/10.1890/10-0326.1>
- Payette, S., M. Frégeau, P.-L. Couillard, V. Pilon et J. Laflamme, 2018. *Sugar maple (Acer saccharum) at its northeastern range limit: a fire-resilient tree species*. Botany 96(4): 411-423. <https://doi.org/10.1139/cjb-2018-0016>
- Payette, S., V. Pilon, M. Frégeau, P.-L. Couillard et J. Laflamme, 2021. *Post-glacial climate-fire interactions control tree composition of mesic temperate forests in eastern North America*. Ecosystems 24: 1906–1927. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00625-9>
- Pelletier, G., Y. Dumont et M. Bédard, 2007. *SIFORT : Système d'Information FORestière par Tesselle – Manuel de l'utilisateur*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 125 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/usager.pdf>
- Pelletier, G., J. St-Onge, P. Bordeleau, P. De Rainville, F. Bart, É. Aubin, J.-F. Roy et G. Thériault, 2009. *Classification des peuplements forestiers en tant que combustibles selon la méthode canadienne de prévision du comportement des incendies de forêt – Troisième programme décennal d'inventaire forestier du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Société de protection des forêts contre le feu, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 56 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/fimaq/classification-peuplement-3prog.pdf>

- Pilon, V. et S. Payette, 2015. *Sugar maple (Acer saccharum) forests at their northern distribution limit are recurrently impacted by fire*. Can. J. For. Res. 45(4): 452-462. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0322>
- Raulier, F., N. Dhital, P. Racine, R. Tittler et A. Fall, 2014. *Increasing resilience of timber supply: How a variable buffer stock of timber can efficiently reduce exposure to shortfalls caused by wildfires*. For. Policy Econ. 46: 47-55. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.06.007>
- Reed, W.J. et D. Errico, 1986. *Optimal harvest scheduling at the forest level in the presence of the risk of fire*. Can. J. For. Res. 16(2): 266-278. <https://doi.org/10.1139/x86-047>
- Robitaille, A., 1995. *La cartographie des districts écologiques du ministère des Ressources naturelles du Québec*. Rev. For. Fr. 47(2): 173-189. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03444387/document>
- Rowe, J.S. et G.W. Scotter, 1973. *Fire in the boreal forest*. Quat. Res. 3(3): 444-464. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(73\)90008-2](https://doi.org/10.1016/0033-5894(73)90008-2)
- Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton, 2010. *Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling*. Can. J. For. Res. 40(6): 1136-1154. <https://doi.org/10.1139/X10-065>
- [SCF] Service canadien des Forêts, 2020. *Régime des feux*. Ressources naturelles Canada. Page Web. <https://www.rncan.gc.ca/changements-climatiques/impacts-adaptation/changements-climatiques/indicateurs-des-changements-fore/regime-feux/17781>
- Splawinski, T.B., D. Cyr, S. Gauthier, J.-P. Jetté et Y. Bergeron, 2019. *Analyzing risk of regeneration failure in the managed boreal forest of North-western Quebec*. Can. J. For. Res. 49(6): 680-691. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0278>
- Stocks, B., J. Mason, J. Todd, E. Bosch, B. Wotton, B. Amiro, M. Flannigan, K. Hirsch, K. Logan et D. Martell, 2002. *Large forest fires in Canada, 1959–1997*. J. Geophys. Res. Atmos. 108(D1): FFR5. p. 5-12. <https://doi.org/10.1029/2001JD000484>
- Shugart, H.H., 1984. *A theory of forest dynamics: The ecological implications of forest succession models*. Springer-Verlag. New York, NY (États-Unis). 278 p.
- Talon, B., S. Payette, L. Filion et A. Delwaide, 2005. *Reconstruction of the long-term fire history of an old-growth deciduous forest in Southern Québec, Canada, from charred wood in mineral soils*. Quat. Res. 64(1): 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2005.03.003>
- Terrail, R., S. Dupuis, V. Danneyrolles, M.J. Fortin, Y. Boucher et D. Arseneault, 2019. *Reorganization of tree assemblages over the last century in the northern hardwoods of eastern Canada*. Appl. Veg. Sci. 22(4): 474-483. <https://doi.org/10.1111/avsc.12449>
- Vijayakumar, D.B.I.P., F. Raulier, P.Y. Bernier, S. Gauthier, Y. Bergeron et D. Pothier, 2015. *Lengthening the historical records of fire history over large areas of boreal forest in eastern Canada using empirical relationships*. For. Ecol. Manage. 347: 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.011>
- Wotton, B., M. Flannigan et G. Marshall, 2017. *Potential climate change impacts on fire intensity and key wildfire suppression thresholds in Canada*. Env. Res. Lett. 12(9): 095003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7e6e>

Annexe

Résultats de l'analyse de groupement pour différents nombres de zones et différentes pondérations de la contrainte spatiale. Les couleurs correspondent aux zones issues du groupement, alors que les contours en noir représentent le zonage final.





Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs est responsable d'assurer la gestion durable des forêts québécoises et de veiller à la protection efficiente de celles-ci contre le feu. En plus de causer des pertes importantes de matière ligneuse, les feux de forêt exercent une grande influence sur la dynamique des écosystèmes forestiers. La probabilité de brûlage doit donc être prise en compte dans la planification forestière, que ce soit lors de la mise en place des mesures de protection contre les feux, lors de la détermination des possibilités forestières ou dans le choix d'emplacements appropriés pour les investissements sylvicoles.

Ce mémoire propose un zonage des régimes de feux du Québec méridional basé sur les fréquences de feux historiques. Ce zonage pourra être utile pour assurer que le risque de feu est mieux pris en compte dans un contexte d'aménagement forestier et pour projeter l'activité future des feux dans le contexte des changements climatiques.