

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

UTILISATION DES CARTES D'IMPACT DE FEUX POUR ESTIMER LA SÉVÉRITÉ  
DES FEUX ET RÔLE DE LA SÉVÉRITÉ DES FEUX DANS LE SUCCÈS DE LA  
RÉGÉNÉRATION EN FORÊT BORÉALE DANS LE NORD-OUEST DU QUÉBEC

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR  
KARELLE JAYEN

NOVEMBRE 2004

## REMERCIEMENTS

En premier lieu, je voudrais remercier mon directeur de recherche, Alain Leduc, pour avoir cru en moi, pour sa patience face à mes angoisses « statisticiennes », et pour son soutien et ses conseils tout au long de ma Maîtrise. Je remercie également mon co-directeur Yves Bergeron pour ses précieux commentaires, ainsi que Sylvie Gauthier et Dominique Arseneault pour leurs conseils lors de la révision de ce mémoire.

Cette recherche n'aurait pu voir le jour sans le financement apporté par les Fonds de Recherche sur la Nature et les Technologies action concertée avec les Fonds Forestiers, et la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Elle n'aurait également pu aboutir sans les données et renseignements fournis par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec et plus particulièrement la Direction de la Conservation des Forêts, ainsi que par les compagnies forestières suivantes : Abitibi Consolidated, Kruger et Smurfit Stone.

Je tiens à remercier particulièrement Franz Vanoosthuysse et Émilie Robert tant pour leur aide efficace dans la récolte des données que pour leur amitié et support moral apportés sur le terrain. Franz, merci pour ton enthousiasme à couper les arbres et pour ton sens de l'orientation ! Émilie, merci pour ton optimisme et ta patience remarquable, il en fallait pour passer l'été avec deux français ! Merci également à toutes les personnes rencontrées au cours de cet été et qui ont participé (parfois malgré eux) à cette aventure ; j'accorde une mention spéciale au Sambuca de Lebel-sur-Quévillon sans qui nos soirées n'auraient pas été aussi mémorables.

Merci à Daniel Lesieur pour son aide précieuse tant sur le terrain qu'au labo, et à Danielle Charron pour m'avoir aidée à éclaircir les mystères de la dendro. Je voudrais également remercier le Groupe de Recherche en Écologie Forestière inter-universitaire (GREFi) pour son support et plus particulièrement Luc Lauzon dont l'aide m'a souvent été

salutaire pour résoudre mes problèmes informatiques. Je remercie Héroïse Le Goff pour avoir eu la gentillesse de relire les chapitres de cette Maîtrise.

Mes remerciements vont également à mes amis, Annabelle, Anh Thu, Fanie, Francine Franz, Héroïse,... Votre présence et votre amitié ont largement contribué à mon soutien moral pendant ces trois années.

Enfin, je remercie spécialement mes parents et ma sœur qui m'ont soutenue et encouragée constamment tout au long de ce projet.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES FIGURES .....	vii
LISTE DES ANNEXES .....	viii
RÉSUMÉ .....	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE I: ÉVALUATION DES CARTES D'IMPACT POUR PRÉDIRE LA MORTALITÉ ET LA SÉVÉRITÉ DES FEUX .....	5
1.1 INTRODUCTION.....	5
1.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE.....	8
1.3 MÉTHODOLOGIE .....	10
1.3.1 Cas des feux dont l'impact a été cartographié.....	10
1.3.2 Cas du feu de Val Paradis .....	13
1.4 RÉSULTATS.....	14
1.4.1 Évolution de la mortalité après feu.....	14
1.4.2 Dendrochronologie.....	15
1.4.3 Facteurs influençant l'épaisseur de matière organique résiduelle .....	16
1.4.4 Cas du feu de Val Paradis .....	19
1.5 DISCUSSION.....	21
1.6 CONCLUSION .....	24
CHAPITRE II : SÉVÉRITÉ DU FEU ET RÉGÉNÉRATION .....	26
2.1 INTRODUCTION.....	26
2.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE.....	29
2.3 MÉTHODOLOGIE .....	31
2.4 RÉSULTATS.....	36

2.4.1 Variables influençant les coefficients de distribution de la régénération après feu .....	36
2.4.2 Variables influençant les densités de régénération après feu .....	42
2.4.3 Micro-conditions favorables à l'établissement et à la survie des semis.....	43
2.5 DISCUSSION.....	45
2.5.1 Abondance des semenciers.....	45
2.5.2. Abondance et qualité des lits de germination .....	48
2.6 CONCLUSION .....	51
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	53
BIBLIOGRAPHIE .....	56
ANNEXES .....	64

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Nombre de placettes échantillonnées par feux et par mortalité immédiate après feu.....	11
Tableau 1.2 : Évolution de la mortalité après feu après la confection des cartes d'impact. ...	14
Tableau 1.3 : Analyse de variance de l'épaisseur de matière organique résiduelle après feu.	17
Tableau 1.4 : Répartition des placettes échantillonnées par impact, par sévérité et par type de peuplement. ....	17
Tableau 1.5 : Analyse de survie dans le feu de Val Paradis. ....	19
Tableau 2.1 : Caractéristiques des types de litière.(Noël 2001).....	34
Tableau 2.2 : Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour le pin gris en fonction des variables reliées aux peuplements.....	38
Tableau 2.3 : Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour l'épinette noire en fonction des variables reliées aux peuplements..	38
Tableau 2.4 : Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour le peuplier faux-tremble en fonction des variables reliées aux peuplements.....	38
Tableau 2.5 : Régressions de Poisson en grappe de la régénération en densité de semis par essence en fonction des différentes variables reliées aux peuplements et aux caractéristiques des litières.....	42
Tableau 2.6 : Analyse de variance globale de l'épaisseur de matière organique résiduelle après feu. ....	43

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction de la sévérité du feu.....	18
Figure 1.2 : Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du feu.....	18
Figure 1.3 : Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du peuplement. .....	18
Figure 1.4 : Pourcentage de mortalité cumulée avec écarts-type par année dans le feu de Val Paradis dans les différents peuplements échantillonnés.....	20
Figure 2.1 : Influence de la densité en pins gris morts sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain. ....	39
Figure 2.2 : Influence de la surface terrière en épinettes noires mortes sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain. ....	40
Figure 2.3 : Influence de la densité en peupliers faux-tremble morts sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain. ....	41
Figure 2.4 : Épaisseur moyenne de matière organique en fonction de la position de la mesure. .....	44
Figure 2.5 : Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction de la sévérité du feu.....	44
Figure 2.6 : Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du peuplement. .....	44

## **LISTE DES ANNEXES**

Annexe 1 : Localisation des feux étudiés.....	64
Annexe 2 : Cartes d'impact des feux étudiés.....	65
Annexe 3 : Données spécifiques de chaque feu étudié.....	67
Annexe 4 : Échelle d'évaluation sur les feux de forêt.....	68
Annexe 5 : Année de la mort des arbres des peuplements échantillonnés.....	69
Annexe 6 : Schéma d'une placette d'échantillonnage.....	72

## RÉSUMÉ

En forêt boréale, bien que les régimes de feux soient dominés par des feux de cime très intenses et couvrant de grandes superficies, ceux-ci brûlent rarement la forêt entièrement et uniformément. Par conséquent, il en résulte une mosaïque de végétation brûlée à divers degrés de sévérité. La sévérité d'un feu peut se définir comme étant l'effet global du feu sur l'écosystème et inclut à la fois la mortalité des arbres et la quantité de matière organique consommée. Puisque, le feu brûle les peuplements à divers degrés de sévérité, la réponse de la végétation sera alors différente suivant que le feu aura eut une sévérité légère, modérée ou forte et sera différente selon les conditions environnementales et l'abondance des lits de germination mis en place par le feu.

Au Québec, des cartes d'impact de feu qui représentent les dommages causés aux arbres sont dressées immédiatement après feu pour guider les plans de récupération des bois brûlés. Ces cartes d'impact représentent la mortalité immédiate après feu, au contraire de la sévérité qui représente non seulement la mortalité immédiate après feu mais aussi la mortalité subséquente qui s'établit dans les années suivant le passage du feu, ainsi que l'épaisseur de matière organique consommée.

Le premier chapitre de cette étude avait pour objectifs 1) de caractériser l'évolution de la mortalité depuis la confection des cartes d'impact dans des brûlis non récupérés de la forêt boréale coniférienne 5 à 7 ans après feu et 2) d'évaluer la corrélation entre la sévérité au niveau de la canopée et l'épaisseur de matière organique résiduelle prise ici comme indicateur de la sévérité au sol. Nos résultats indiquent que le patron de sévérité au niveau de la canopée s'installerait entre la première et deuxième année après feu et que celle-ci représenterait minimalement une classe de mortalité de plus que celle de l'impact du feu. L'épaisseur de matière organique résiduelle serait corrélée au type de peuplement plutôt qu'à la sévérité au niveau de la canopée.

Le deuxième chapitre avait pour objectifs 1) de caractériser la régénération arborescente dans des peuplements non récupérés et composés principalement de pins gris et d'épinettes noires dans quatre feux de 6 et 7 ans selon le degré de sévérité du feu au niveau de la canopée, 2) de caractériser les préférences d'établissement des semis sur les différents types de litière mis en place à la suite du passage du feu. La relation entre la sévérité du feu au niveau de la canopée et le succès de la régénération n'était pas significative, mais le recrutement des semis semblait être limité dans les zones où la sévérité au niveau de la canopée était de légère à modérée. Une analyse de variance a montré que les semis semblaient mieux s'établir et mieux croître là où l'épaisseur de matière organique résiduelle était la moins importante. Des régressions de Poisson ont montré que les semis s'étaient établis préférentiellement sur le sol minéral et/ou le polytric et que les débris ligneux sembleraient être un bon substrat de germination et de survie. Des régressions logistiques ont indiqué que l'abondance en semenciers influençait le coefficient de distribution de la régénération.

Cette recherche a permis de mettre en valeur le caractère prédictif des cartes d'impact concernant la sévérité ainsi que leur potentiel en matière d'études sur la régénération.

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt boréale est soumise à des perturbations naturelles cycliques comme le feu et les épidémies d'insectes, qui jouent un rôle important dans la structure des peuplements forestiers (Rowe & Scotter 1973). Ainsi, les feux initient les successions secondaires, (Heinselman 1973) participent à la création de mosaïques de végétation et contrôlent la dynamique de cet écosystème (Ahlgren & Ahlgren 1960).

En forêt boréale, les régimes de feux sont dominés par des feux de cimes ou des feux de surface intenses qui peuvent couvrir de très grandes superficies (Heinselman 1973). De tels feux détruisent en bonne partie la forêt existante, entraînant l'élimination de la canopée, des strates arbustives et herbacées ainsi que la diminution de l'épaisseur de l'humus (Johnson 1992). Le feu a également un effet sur la distribution et le recyclage des nutriments, ce qui a un impact direct sur la végétation préexistante et sur sa régénération (MacLean et al. 1983; Viereck 1983).

Cependant, ces feux brûlent rarement la forêt entièrement et de façon uniforme en raison des variations du vent, de la topographie, du type de végétation, ainsi que de la période de la journée où le feu sévit (Rowe & Scotter 1973; Van Wagner 1983). Il résulte de ces feux une mosaïque d'îlots de végétation plus ou moins sévèrement brûlés (Turner & Romme 1994). La réponse de la végétation sera alors différente suivant que le feu aura eut une sévérité légère, modérée ou forte (Anderson & Romme 1991; Chappel & Agee 1996; Greene et al. 2004; Johnston & Woodard 1985; Morgan & Neuenschwander 1988; Rowe 1983; Schimmel & Granström 199; Thomas & Wein 1985a) et sera différente selon les conditions environnementales et l'abondance des lits de germination favorables mis en place par le feu.

La sévérité d'un feu peut se définir comme étant l'effet global du feu sur l'écosystème (Brown & DeByle 1987), et inclut d'une part la mortalité des arbres qui représente la sévérité du feu au niveau de la canopée et d'autre part l'épaisseur de matière

organique consommée qui représente la sévérité du feu au niveau du sol (Ryan & Noste 1985). Ces deux éléments ne sont à priori pas corrélés. En effet, la mortalité des arbres dépend principalement de la sensibilité de l'essence et de l'intensité du feu (Alexander 1980), alors que la combustion de la matière organique dépend principalement de l'humidité contenue dans celle-ci (Miyanishi 2001).

Actuellement, au Québec, le gouvernement ainsi que l'industrie forestière considèrent les feux de forêt avant tout comme des désastres naturels (Article 79, Loi sur les forêts, Gouvernement du Québec 1986), et un plan spécial d'aménagement en vue d'assurer la récupération des bois dans les aires destinées à la production forestière est préparé et appliqué en cas d'incendies (Article 79, Loi sur les forêts, Gouvernement du Québec 1986). Pourtant, il est reconnu, en plus du fait que le feu contribue à la régénération de la forêt, que les peuplements touchés par les incendies constituent un habitat pour de nombreuses espèces (Crête et al. 1995; Fox 1983; Nappi et al. 2003), ce qui leur permet d'y accomplir leur cycle vital. La récupération des bois perturberait donc les processus écologiques naturels et aurait un impact sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers. L'impact négatif de la coupe de récupération a également été constaté sur la mosaïque forestière (Kafka 1997) et sur la régénération en épinette noire (Noël 2001). De plus, le passage de la machinerie occasionne des dommages aux sols (compactage, orniérage), ce qui pourrait affecter la régénération (Noël 2001).

Pour guider les plans de récupération après incendie, des cartes d'impact de feu qui représentent la mortalité immédiate après feu sont dressées lors de survols aériens. Ainsi, au Québec, depuis 1991, il existe des cartes d'impact pour la plupart des feux accessibles par voie terrestre survenus en forêt. Ces cartes d'impact représentent une source d'informations importante pour l'étude de la variabilité des effets directs d'un feu (Kafka et al. 2001). Cependant, de telles cartes ne fournissent pas une information complète de la mortalité des arbres, et ne prennent pas en compte la sévérité au sol. Au contraire, des cartes de sévérité représenteraient le patron de sévérité d'un feu à la fois au niveau de la canopée et au niveau du sol, puisque la sévérité d'un feu comprend non seulement la mortalité immédiate après feu ainsi que celle qui survient dans les années qui suivent le passage du feu, mais aussi

l'épaisseur de matière organique qui a été consommée. Ainsi, la sévérité d'un feu, plus que l'impact du feu, influencerait la composition et la structure des peuplements issus du feu. Une réelle carte de sévérité serait donc plus adaptée pour étudier les facteurs intervenant dans la détermination du patron de sévérité, mais aussi pour étudier les facteurs intervenants dans la régénération après feu selon le degré de sévérité. Il est cependant difficile d'établir des cartes de sévérité au Québec en raison de la récupération rapide des bois brûlés. Il serait donc intéressant de vérifier si la mortalité n'augmente pas de manière significative dans les années après le passage du feu, et si l'épaisseur de matière organique résiduelle peut-être corrélée à l'impact du feu, pour que l'on puisse établir un lien entre les cartes d'impact et les cartes de sévérité. Les cartes d'impact représenteraient alors un outil complet pour l'étude de l'effet de la sévérité du feu sur la régénération, puis, pour la prise de décisions en aménagement forestier.

Le rôle de la sévérité des feux sur la régénération a souvent été étudié (Anderson & Romme 1991; Chappel & Agee 1996; Diaz-Delgado et al. 2003; Pausas et al. 2003; Thomas & Wein 1985a; Turner et al. 1999; Turner et al. 2003), mais peu d'études ont été réalisées au Québec, les seules portant principalement sur la régénération initiale après feu (Greene et al. 2004; Lavoie 2001; Noël 2001). De plus, ces études se limitaient à un seul feu et les résultats obtenus étaient alors spécifiques au site étudié (et donc peu généralisables) du fait de la composition d'origine des peuplements, des conditions édaphiques, topographiques, et météorologiques de celui-ci. En raison des coûts importants alloués au reboisement après feu (entre 1000 et 2000\$ par hectare), il apparaît important de bien connaître quels sont les facteurs pouvant intervenir dans la régénération naturelle des essences à plus ou moins long terme, et ce à travers plusieurs feux.

Cette étude traite principalement de la régénération arborescente selon la sévérité du feu dans la zone de la pessière noire en forêt boréale dans le nord-ouest du Québec. Elle aura, dans un premier temps, pour objectif d'évaluer en quoi les cartes d'impact peuvent être représentatives du patron de sévérité, en documentant l'épaisseur de matière organique résiduelle ainsi que la mortalité des arbres 5 à 10 ans après le passage du feu selon des impacts léger et modéré dans des portions d'anciens brûlis cartographiés et non récupérés de

la pessière noire. Dans un deuxième temps, il s'agira d'évaluer la régénération de la végétation arborescente après feu, selon le degré de sévérité du feu au niveau de la canopée, selon les différentes composantes du milieu avant feu et selon les conditions mises en place par le feu. Cette étude contribuera à améliorer nos connaissances sur la dynamique de la végétation après feu et pourraient nous permettre d'utiliser les cartes d'impact pour prédire la régénération, ce qui représenterait un outil important en matière d'aménagement forestier.

# **CHAPITRE I**

## **ÉVALUATION DES CARTES D'IMPACT POUR PRÉDIRE LA MORTALITÉ ET LA SÉVÉRITÉ DES FEUX**

### **1.1 INTRODUCTION**

En forêt boréale, bien que les régimes de feux soient dominés par des feux de cime très intenses et couvrant de grandes superficies (Heinselman 1981), les feux brûlent rarement la forêt entièrement et de façon uniforme en raison des variations météorologiques, topographiques et de la variabilité des combustibles (Tande 1979). Ces feux créent donc une mosaïque de peuplements brûlés à divers degrés de sévérité (Turner & Romme 1994). La sévérité d'un feu représente l'effet global du feu sur l'écosystème (Brown & DeByle 1987) et inclut à la fois la mortalité des arbres d'une part et la quantité de matière organique consommée d'autre part (Ryan & Noste 1985).

Pour une même espèce, la mortalité des arbres dépendra principalement de l'intensité du feu (Alexander 1980). L'intensité est mesurée en tant qu'intensité frontale du feu et représente l'énergie qui est dégagée par le feu. Van Wagner (1983) a associé la mortalité à 3 classes d'intensité : les feux si faibles que les arbres ne portent pas de cicatrices, les feux d'intensité modérée où la mortalité des arbres dans une petite superficie est variable et les feux très intenses où tous les arbres sont morts sur de grandes superficies. L'intensité d'un feu représente donc plus l'impact direct du feu en terme de dommages causés aux arbres (Alexander 1980) que la sévérité elle-même, qui comprend à la fois la mortalité immédiate après feu mais aussi la mortalité différée qui s'établit après le passage du feu.

Le patron de mortalité d'un feu est directement relié au patron de combustibles d'une forêt (combustibles de surface, matière organique, arbres morts, feuillage). La mortalité des arbres est quant à elle reliée au régime d'humidité des combustibles, notamment du feuillage (Tande 1979) qui est le principal combustible en raison de l'importance des feux de cimes

(Van Wagner 1983). Plus il y aura d'humidité contenue dans le feuillage, moins celui-ci sera inflammable et moins la mortalité sera forte. Cette humidité est directement reliée aux conditions météorologiques. Plus le temps sera sec, plus les combustibles seront inflammables (Fryer & Johnson 1988).

Il a également été démontré que la saison pendant laquelle avait lieu le feu était une variable qui pouvait déterminer la mortalité des arbres. En forêt boréale mixte, il a été observé que les feux de printemps étaient plus intenses que les feux d'été (Hély et al. 2000). En été, le feuillage des arbres feuillus créerait des conditions plus fraîches et plus humides sous la canopée et au sol qu'au printemps où le feuillage est absent, ce qui influencerait la mortalité des arbres. De même, dans une forêt de conifères au Colorado, il a été montré que la mortalité des arbres pour des feux survenus au printemps et en été était 2,5 fois plus importante que la mortalité pour un feu survenu en automne (Harrington 1993). Les dommages causés à la cime seraient bien plus importants au printemps et en été du fait de la présence de nombreux bourgeons et de la croissance du nouveau feuillage.

Le type de couvert influence l'intensité d'un feu et donc également la mortalité des arbres, les conifères étant généralement plus inflammables que les feuillus (Van Wagner 1983). Ceci s'explique par le fait que sous une canopée de conifères, la surface du sol sèche plus vite après la pluie. Les feux rencontrent de ce fait moins de résistance que sous une canopée de feuillus (Rowe & Scotter 1973). De plus, l'architecture de la canopée, c'est à dire, la disposition des aiguilles et des brindilles, est idéale pour la propagation et l'ignition du feu, sans oublier que les aiguilles de conifères contiennent moins d'eau et plus de résines inflammables. (Wang 2002) a également montré que les peuplements qui étaient le plus sévèrement brûlés étaient composés majoritairement de conifères. De plus, dans des peuplements mixtes de la forêt boréale, il a été remarqué que le peuplier faux-tremble était une espèce moins résistante au feu comparativement au pin gris et à l'épinette noire, du fait qu'il présente des fissures dans son écorce (Hély et al. 2003). La mortalité des arbres augmenterait également avec la diminution du diamètre à hauteur de poitrine des arbres, avec l'augmentation de la hauteur de l'écorce calcinée (Beverly & Martell 2003; Brown & DeByle

1987; Hély et al. 2003; Regelbrugge & Conard 1993) ainsi qu'avec l'augmentation de la proportion de cime endommagée (Peterson & Arbaugh 1986); (Ryan & Reinhardt 1988).

Les principaux facteurs qui conditionnent donc la sévérité d'un feu en terme de mortalité des arbres sont les caractéristiques des peuplements telles que la composition (feuillu, mixte, résineux) et la structure (densité et diamètre des arbres) (Pollet & Omi 2002), les caractéristiques des combustibles, les conditions météorologiques ayant prévalu avant, pendant et après feu, la saison pendant laquelle a eu lieu le feu, l'intensité du feu et la chaleur dégagée par le feu (Van Wagner 1983). La sévérité d'un feu au niveau de la canopée influence l'ouverture des cônes sérotineux et semi-sérotineux d'essences comme le pin gris et l'épinette noire au moment du passage du feu (Waldrop & Brose 1999) et donc la libération des graines. La sévérité du feu va agir également au niveau du sol de par l'épaisseur de matière organique qui va être consommée et dont va dépendre l'épaisseur de matière organique résiduelle (Noël 2001) qui conditionne la qualité des lits de germination (Charron 1998; Charron & Greene 2002).

Au Québec, des cartes d'impact des feux vont être dressées pour guider les plans de récupération des bois brûlés. Ces cartes d'impact tiennent compte des dommages causés aux arbres et sont dressées par survol aérien immédiatement après le passage du feu et représentent le patron de mortalité dans les peuplements affectés par le feu. Ces cartes d'impact représentent la mortalité immédiate après feu et ne tiennent pas compte ni de la mortalité subséquente qui va s'établir après le passage du feu et qui représente la sévérité au niveau de la canopée, ni de la sévérité du feu au niveau du sol. En raison de la récupération rapide des bois brûlés, il est difficile d'établir des cartes de sévérité au Québec. Il serait donc intéressant de vérifier 1) si la mortalité des arbres n'augmente pas sensiblement dans les années qui suivent le passage du feu 2) s'il existe une corrélation entre l'impact du feu au niveau de la canopée et la sévérité au sol, pour qu'on puisse considérer les cartes d'impact comme des cartes de sévérité. Ces cartes d'impact représenteraient alors un outil important pour l'étude de la régénération après feu et pour la prise de décisions en aménagement forestier.

L'étude présentée dans ce chapitre avait donc pour premier objectif d'évaluer sur le terrain la mortalité des arbres 6-7 ans après le passage du feu, à travers 4 feux de la forêt boréale, pour lesquels existaient des cartes d'impact, afin de rendre compte de l'évolution de la mortalité. Parallèlement, la mortalité a été documentée pendant 5 ans après feu dans le secteur de Val Paradis (1997) situé en zone boréale nord pour lequel l'impact a été mesuré mais non cartographié. On a ainsi pu étudier plus précisément le patron d'évolution de la mortalité année après année. Le deuxième objectif était d'évaluer la corrélation entre la sévérité du feu au niveau de la canopée et l'épaisseur de matière organique résiduelle à travers les quatre premiers feux étudiés.

## **1.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE**

Cinq feux ont été étudiés au nord ouest du Québec dans la région de l'Abitibi, de la Baie-James et de la Haute-Mauricie (voir l'annexe 1 pour la localisation des feux étudiés, l'annexe 2 pour les cartes d'impact de chaque feu, excepté Val Paradis, et l'annexe 3 pour les données spécifiques à chaque feu).

Le premier feu échantillonné, le feu de Lebel (lac Cuvillier), est situé dans la région de l'Abitibi, au sud-est de Lebel-sur-Quévillon et est délimité approximativement par les latitudes 48°50'N et 49°10'N et les longitudes 75°58'O et 76°10'O. Ce feu a été initié le 16 août 1995 de manière accidentelle et n'a été maîtrisé que le 27 août et éteint le 20 octobre. Il a couvert au total une superficie de 49 070 hectares.

Le feu 392 (Lac Capichigamau) est situé dans la région de la Baie James à l'ouest de Chibougamau et est délimité approximativement par les latitudes 50°15'N et 50°32'N et les longitudes 75°40'O et 75°50'O. Ce feu a été initié par la foudre le 11 juin 1996, maîtrisé le 30 juin et éteint le 18 juillet. Il a couvert une superficie de 23 353 hectares.

Le feu de Belleplage est situé en Haute Mauricie au nord-est du Réservoir Gouin et est délimité approximativement par les latitudes 48°45'N et 48°60'N et les longitudes 73°30'O et 74°05'O. Ce feu a été initié de manière accidentelle le 18 août 1995, maîtrisé le 31

août et éteint le 11 octobre par les premières neiges. Il a couvert une superficie de 39 122 hectares.

Le feu de Parent est situé en Haute Mauricie au sud du Réservoir Gouin au nord-ouest du village de Parent, et est délimité approximativement par les latitudes 47°56'N et 48°14'N et les longitudes 74°50'O et 75°15'O. Ce feu a été initié par la foudre le 12 août 1995, maîtrisé le 19 septembre et éteint le 6 novembre. Il a couvert une superficie de 62 317 hectares.

Le feu de Val Paradis est délimité par les latitudes 49°02'N et 49°12'N et les longitudes 79°21'O et 79°31'O et est situé dans la région de la Baie-James près de la municipalité de Val Paradis. Il a été initié par la foudre le 9 juin 1997 et a été en activité pendant 38 jours. Ce feu de couronne a couvert une superficie de 12 557 hectares.

Les feux de Lebel, 392, Belleplage et Val Paradis sont situés dans le domaine bioclimatique de la sous-zone boréale supérieure dans le sous-domaine de l'ouest de la pessière noire à mousses. Le feu de Parent est situé dans le domaine bioclimatique de la sous-zone boréale inférieure dans le sous-domaine de l'ouest de la sapinière à bouleau blanc (Grondin 1996). Les principales essences rencontrées dans ces domaines bioclimatiques sont l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* March.), mais aussi le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss). La dynamique des peuplements sur ces territoires est surtout associée aux perturbations naturelles telles que les feux ainsi qu'aux perturbations humaines (coupes) (Grondin 1996).

Les feux de Lebel, 392, Belleplage et Parent se situent dans la province tectonique du Lac-Supérieur du Bouclier canadien, alors que le feu de Val Paradis se situe dans la zone de la Ceinture d'Argile de la Baie-James. Les matériaux rocheux se composent de roches volcaniques et sédimentaires ainsi que de grandes étendues de roches granitiques et gneissiques (Camiré 1996). Les principaux dépôts rencontrés sur ces territoires sont de type

glaciaire et fluvio-glaciaire, parfois de type organique, rocheux, fluvial ou lacustre (Robitaille & Saucier 1998).

### **1.3 MÉTHODOLOGIE**

#### **1.3.1 Cas des feux dont l'impact a été cartographié**

##### Description des sites d'étude

L'échantillonnage a été réalisé durant l'été 2002, soit 6 ou 7 ans après le passage du feu, dans des peuplements dont la composition d'origine était principalement formée de pins gris et d'épinettes noires âgés entre 61 et 80 ans. Les sites d'échantillonnages ont été sélectionnés dans des portions de brûlis naturels cartographiés, non récupérés et accessibles par voie terrestre. Les feux choisis ont été cartographiés et numérisés par le Ministère des Ressources Naturelles suite au passage du feu. Ces cartes d'impact ont été produites par voie aérienne immédiatement après feu en délimitant sur des levées topographiques au 1/50 000 les polygones des peuplements ayant été affectés par le feu. Une unité cartographique minimum est d'environ 1 hectare et la limite de résolution se trouve à environ 30 mètres. Ces cartes d'impact représentent les dommages causés au niveau des arbres et ne tiennent pas compte des dommages causés au niveau du sol par le feu.

Dans chacun des 4 feux, on a sélectionné, d'après les cartes d'impact (annexe 2), 3 classes de mortalité : légère, modérée et forte. Ces 3 classes ont été utilisées pour documenter l'évolution de la mortalité. Les classes de mortalité ont été reliées aux classes d'impact des dommages causés par le feu, utilisées par le Ministère des ressources naturelles lors de l'évaluation aérienne sur les feux de forêt (annexe 4). Ainsi, les peuplements où les cimes sont vertes ont été classés dans la catégorie de mortalité nulle (classe d'impact V), les peuplements où il y a un mélange de cimes vertes et de cimes rougies et où les cimes vertes dominant la canopée ont été classés dans la catégorie de mortalité légère (classe d'impact V1), les peuplements où il y a un mélange de cimes vertes et de cimes rougies et où les cimes rougies dominant la canopée ont été classés dans la catégorie de mortalité modérée (classe d'impact 1V). Finalement, les peuplements où les cimes sont majoritairement rougies ou

noircies ou encore fortement chablisées ont été classés dans la catégorie de mortalité forte (classes d'impact 1,2, 3).

Pour chaque feu et pour une classe d'impact donnée, des transects ont été tracés et des placettes de 100m<sup>2</sup> (10m x 10m) ont été disposées le long de chaque transect. La première placette était à une distance de 100m du point de départ et chaque placette était séparée d'une distance de 100m de la suivante. Au total, 74 placettes (tableau 1.1) ont été échantillonnées à travers les quatre feux selon les trois degrés de mortalité immédiate après feu (légère, modérée et forte) figurant sur les cartes d'impact. Trois transects ont été tracés pour le feu de Lebel, le feu 392, et le feu de Belleplage et deux pour le feu de Parent. Au total, 21 placettes étaient en zone de mortalité légère, 25 en zone de mortalité modérée et 28 en zone de mortalité forte.

**Tableau 1.1** : Nombre de placettes échantillonnées par feux et par mortalité immédiate après feu.

<b>IMPACT</b>	<b>Lebel</b>	<b>392</b>	<b>Belleplage</b>	<b>Parent</b>	<b>TOTAL</b>
<b>Léger</b>	–	11	10	–	<b>21</b>
<b>Modéré</b>	8	5	4	8	<b>25</b>
<b>Fort</b>	6	7	7	8	<b>28</b>
<b>TOTAL</b>	14	23	21	16	<b>74</b>

« \_ » : Ces classes d'impact n'ont pas pu être échantillonnées en raison du fort taux de récupération ou de la non accessibilité des sites.

#### Évaluation de la mortalité

Dans chacune des placettes, le pourcentage d'arbres morts a été évalué afin d'évaluer la sévérité. À moins de 35% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité légère; entre 36% et 65% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité légère-modérée, entre 66% et 85% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité modérée, et à plus de 86% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité forte. Ainsi, la mortalité des arbres évaluée sur le terrain 6 à 7 ans après le passage du feu pourra être comparée à la mortalité donnée par les cartes d'impact afin d'en décrire l'évolution.

L'âge de la mort des arbres a été évaluée en laboratoire par dendrochronologie pour déterminer si les arbres étaient morts au moment du feu ou après le passage de celui-ci. Une galette a été prélevée sur un arbre mort pris aléatoirement dans chaque placette, soit l'arbre situé au centre de la placette ou le plus proche du centre de la placette. Pour chaque feu, 30 pins gris et 30 épinettes noires ont été échantillonnées : des carottes et/ou des galettes ont été prélevées sur des arbres vivants afin de monter une chronologie maîtresse pour chacune de ces espèces. Les carottes ont été prélevées le plus bas possible sur le tronc afin d'éviter les années de suppression et jusqu'au cœur de l'arbre. La lecture des cernes de croissance pour chaque échantillon a été effectuée sous une loupe binoculaire sur 2 rayons (Bergeron & Charron 1994). Les échantillons avaient été préalablement sablés pour faciliter la lecture des cernes de croissances (Stokes & Smiley 1968). Les échantillons d'arbres vivants ont été inter-datés visuellement entre eux (Yamaguchi 1991) et les galettes d'arbres morts ont ensuite été inter-datées avec la chronologie maîtresse correspondante afin de déterminer l'année de leur mort. La datation, basée sur la largeur des cernes, a ensuite été vérifiée à l'aide du logiciel de dendrochronologie COFECHA (Holmes 1983).

#### Mesures de la matière organique résiduelle

À l'intérieur de chaque placette, 9 micro-placettes de 4m<sup>2</sup> (2m x 2m) ont été mises en place de façon systématique pour évaluer l'épaisseur de matière organique résiduelle qui peut être un estimateur de la sévérité au sol. Chaque micro-placette a été séparée d'une distance de 2m de la suivante (annexe 6). L'épaisseur de matière organique résiduelle a été mesurée à l'aide d'une sonde pédologique pour le point situé au centre de la micro-placette, pour le point situé sous le semi le plus proche du centre et pour le point situé sous le semi le plus grand. La moyenne des trois mesures a ensuite été calculée pour obtenir l'épaisseur moyenne de matière organique résiduelle par placette. Des analyses de variance de type III à l'aide du logiciel SAS ont été effectuées sur les épaisseurs moyennes de matière organique résiduelle par placette. Le test de comparaison de moyennes de Duncan (Quinn & Keough 2002) a ensuite été effectué sur la sévérité du feu, le feu et le type de peuplement (pinède = peuplement à dominance de pins gris; pessière = peuplement à dominance d'épinettes noires) pour déterminer les différences significatives entre les valeurs moyennes d'épaisseur de

matière organique résiduelle. Les classes de sévérité légère et légère-moderée ont ici été regroupées en une seule classe de sévérité légère.

### **1.3.2 Cas du feu de Val Paradis**

Au cours de l'été 1997, un réseau de placettes permanentes a été établi au sein de ce feu afin de permettre le suivi de la mortalité. Au total, 36 parcelles de 20 mètres par 20 mètres, au centre d'un hectare non récupéré, ont été sélectionnées tout de suite après le feu, 12 correspondant à des peuplements feuillus, 12 correspondant à des peuplements mixtes et 12 correspondant à des peuplements résineux. Chacun des peuplements a été réparti de façon égale entre 3 types d'impact du feu : léger, modéré et fort. L'impact du feu a été ici évalué selon le pourcentage de couvert mort après feu à l'automne 1997. Entre 0% et 25% de mortalité, la parcelle a été classée sous l'impact léger, entre 26% et 75% de mortalité, la parcelle a été classée sous l'impact modéré et entre 76% et 100% de mortalité, la parcelle a été classée sous l'impact fort. Les parcelles choisies correspondaient à des peuplements matures sur sites mésiques, à faible pente et avec une bonne épaisseur de sol forestier. Un suivi de la mortalité de chaque parcelle a été réalisé en 1998, 1999, 2000 et 2002 afin de rendre compte de l'évolution de la mortalité à long terme. Le pourcentage de mortalité cumulée des arbres pour chaque type de peuplement et par impact a donc été calculé pour chaque année d'échantillonnage y compris l'année du feu soit l'année 1997. De plus, une analyse de survie à l'aide du logiciel SAS avec la procédure Genmod a été réalisée pour tester l'influence de l'impact du feu et de la composition du peuplement sur la mortalité.

## 1.4 RÉSULTATS

### 1.4.1 Évolution de la mortalité après feu

Nos résultats indiquent une forte augmentation de la mortalité après l'établissement des cartes d'impact (tableau 1.2). En effet, sur les 21 placettes échantillonnées qui étaient cartographiées sur les cartes d'impact dans des zones de mortalité légère, seulement une placette est restée dans la catégorie de sévérité légère. Deux placettes ont évolué vers une sévérité légère-moderée, 3 vers une sévérité modérée et 15 vers une forte sévérité. Sur les 25 placettes qui étaient cartographiées dans des zones de mortalité modérée, 3 sont restées dans une catégorie de sévérité modérée, et 22 ont évolué vers une forte sévérité. Toutes les placettes cartographiées comme étant de mortalité forte correspondaient bien à la catégorie de sévérité forte évaluée sur le terrain.

**Tableau 1.2 :** Évolution de la mortalité après feu après la confection des cartes d'impact.

Mortalité figurant sur les cartes d'impact		Légère	Modérée	Forte	Total
		21	25	28	74
Sévérité évaluée sur le terrain	Légère (mortalité < 35%)	1	0	0	1
	Légère/modérée (mortalité de 36% à 65%)	2	0	0	2
	Modérée (mortalité de 66% à 85%)	3	3	0	6
	Forte (mortalité > 86%)	15	22	28	65

### 1.4.2 Dendrochronologie

Pour l'analyse dendrochronologique, 71 échantillons sur 74 ont été analysés car trois galettes pour le feu de Parent étaient détériorées (Annexe 5). D'après cette analyse, la plupart des arbres sont morts au moment du passage du feu ou peu de temps après celui-ci, même si ces arbres étaient dans des peuplements cartographiés dans des classes d'impact de feu léger ou modéré. Ces résultats peuvent peut-être s'expliquer par la faible croissance des arbres affectés par le feu. Il en résulterait des cernes de croissance trop minces pour les années après feu pour être validés par la dendrochronologie. Seul un arbre échantillonné dans le feu de Parent dans une zone de mortalité modérée semble être mort un an après le passage du feu. Pour plusieurs arbres échantillonnés dans le feu 392 datant de 1996, l'année de la mort indiquée est 1995. Le feu 392 ayant eut lieu au printemps 1996, l'anneau de croissance pour cette année n'apparaît pas. L'analyse dendrochronologique révèle également que plusieurs des arbres échantillonnés à travers les feux étaient possiblement morts avant le passage du feu. En effet, 13 arbres sur les 71 échantillonnés ont leur date de mort bien avant le passage du feu. Cependant, ces résultats peuvent être dus à la lecture des cernes de croissance rendue difficile en raison de l'érosion des cernes extérieurs des galettes. L'analyse dendrochronologique ne nous a pas permis ici de montrer s'il y avait eut une évolution de la mortalité après feu. Ceci peut peut-être s'expliquer par la faible représentativité de notre échantillonnage de la mortalité sur l'ensemble du peuplement (une galette prélevée sur un arbre mort tous les 100 mètres le long d'un transect, dans une placette de 10mx10m). En effet, la cartographie réalisée après feu représente l'impact du feu à l'échelle du peuplement (une unité d'un hectare et plus), mais ne rend pas compte de l'impact du feu à l'échelle de chaque arbre. Un peuplement cartographié dans une catégorie d'impact modéré pourrait à la fois présenter des îlots d'arbres vivants enchevêtrés d'îlots d'arbres morts. Il y aurait alors un risque de ne prélever que des arbres morts tout de suite après le passage du feu. En effet, une placette de 10 mètres par 10 mètres ne serait pas représentative de la mortalité dans un peuplement, car elle ne prendrait en compte qu'une petite portion de celui-ci. La mortalité pourrait alors être sur-évaluée dans la placette par rapport à celle dans un peuplement.

### 1.4.3 Facteurs influençant l'épaisseur de matière organique résiduelle

L'analyse de variance effectuée sur l'épaisseur de matière organique résiduelle (EMOR) mesurée au centre de la placette, sous le semi le plus proche du centre et sous le semi le plus grand en tenant compte de l'influence de la sévérité du feu évaluée sur le terrain, des feux et du type de peuplement (tableau 1.3), nous a révélé que, pour l'ensemble des mesures, le type de peuplement semblait expliquer le plus la variabilité de l'EMOR ( $p = 0,0063$ ). Le feu et la sévérité du feu ne sont pas ressortis comme variables significatives pouvant expliquer l'EMOR. Les interactions entre les différents facteurs ont également été testées dans le modèle, mais-celles-ci n'étaient pas significatives. Ainsi, l'interaction entre la sévérité et le type de peuplement s'est avérée non significative; les classes de sévérité étant bien réparties par type de peuplement (tableau 1.4).

Le test de Duncan (figures 1.2 à 1.3) nous a révélé qu'il n'y aurait pas de différence significative pour l'EMOR entre les sévérités forte et légère, ni entre les sévérités forte et modérée. Pour ce qui est des feux, il n'y aurait pas de différence significative entre les EMOR mesurées dans les 4 feux. Il existe une différence significative entre les EMOR mesurées dans les peuplements à dominance de pins gris et les peuplements à dominance d'épinettes noire, l'EMOR étant moins importante dans les peuplements de pins gris que dans ceux d'épinettes noires.

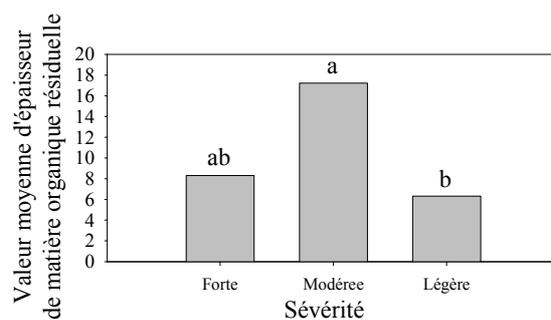
**Tableau 1.3** : Analyse de variance de l'épaisseur de matière organique résiduelle après feu.

Source de variation	dl	F	p > F
<u>Modèle</u>	6	2,98	0,0121
Sévérité	2	2,79	0,0687
Feu	3	1,97	0,1273
Type de peuplement	1	7,94	0,0063

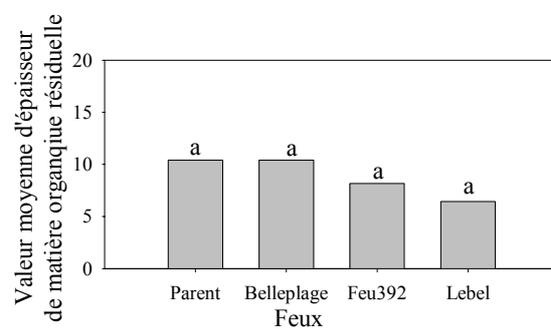
**Tableau 1.4** : Répartition des placettes échantillonnées par impact, par sévérité et par type de peuplement.

Impact		<i>Léger</i>		<i>Modéré</i>		<i>Fort</i>		<i>Total</i>	
		Pessière	Pinède	Pessière	Pinède	Pessière	Pinède	Pessière	Pinède
		10	11	22	3	17	11	49	25
Sévérité	<i>Légère</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Légère/modérée</i>	0	2	0	0	0	0	0	2
	<i>Modérée</i>	2	1	2	1	0	0	4	2
	<i>Forte</i>	8	7	20	2	0	0	45	20

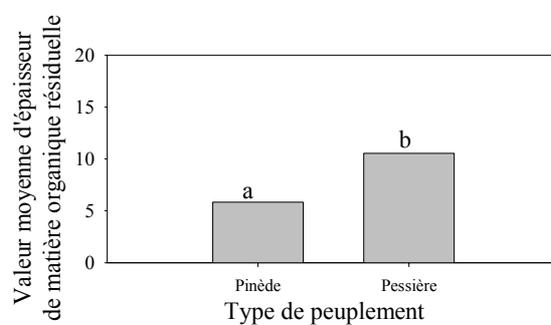
**Figure 1.1 :** Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction de la sévérité du feu. Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



**Figure 1.2 :** Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du feu. Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



**Figure 1.3 :** Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du peuplement. Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



#### 1.4.4 Cas du feu de Val Paradis

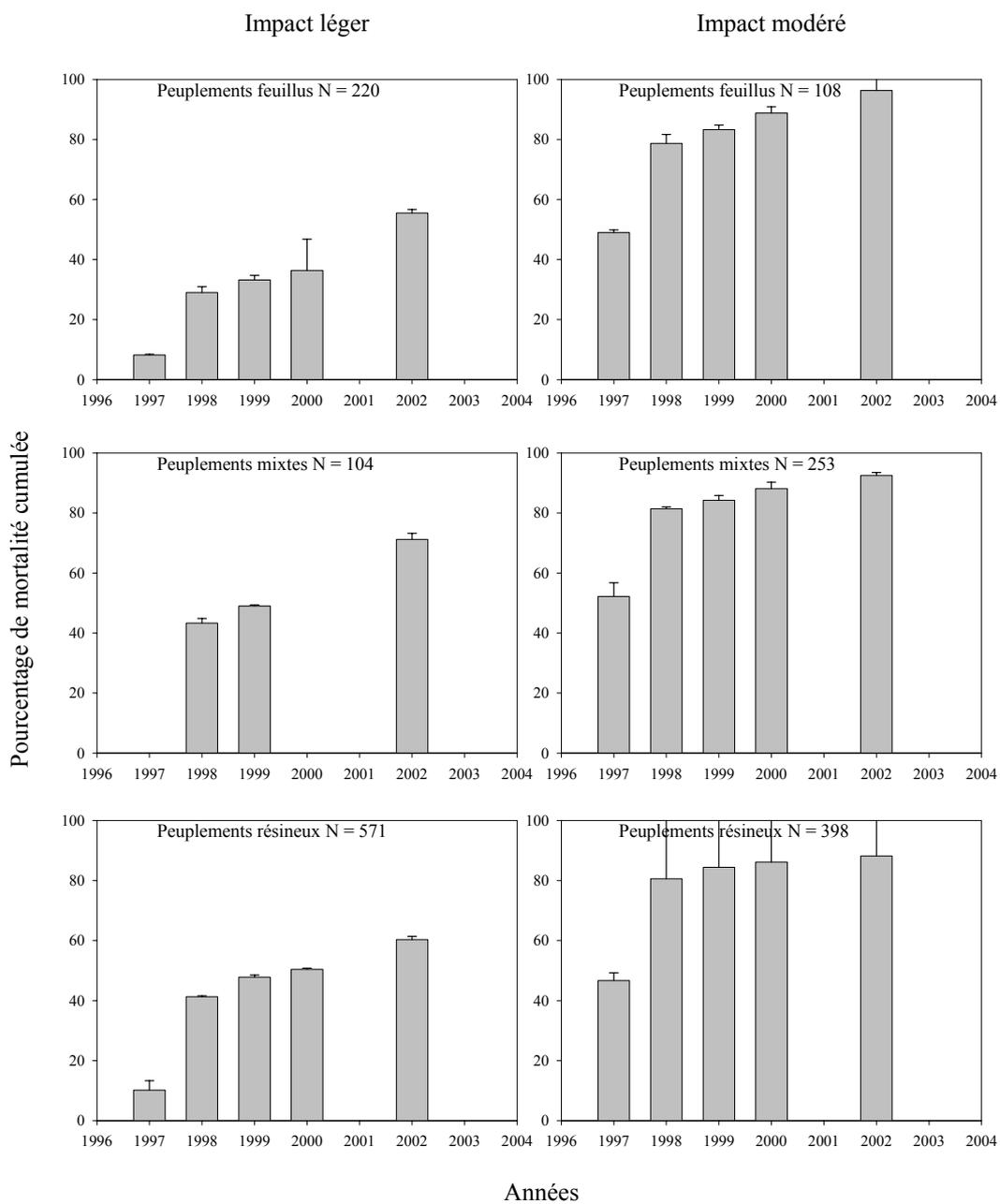
La mortalité étant totale dans les peuplements de sévérité forte depuis 1997, seule l'évolution de la mortalité dans les peuplements de sévérité légère et modérée a été examinée. Quelque soit le type de peuplement (feuillu, mixte ou résineux), la mortalité a augmenté entre 1997 et 2002 (figure 1.4). L'analyse de survie (tableau 1.5) nous révèle qu'il existe une différence dans l'évolution de la mortalité suivant que l'impact du feu fut léger ou modéré. En effet, alors qu'un impact modéré peut conduire à une forte mortalité des arbres composant un peuplement quelques années après le feu, un impact léger conduira plutôt à une sévérité légère-modérée à modérée dans le peuplement. La mortalité a augmenté d'une classe de plus par rapport à l'impact du feu. L'analyse de survie nous révèle également que la mortalité des arbres ne semble pas dépendante de la composition du peuplement, alors que l'année après le feu semble jouer sur l'évolution de la mortalité. Ainsi la plus forte hausse de mortalité (figure 1.4) a lieu durant l'année suivant le passage du feu, soit 1998. Cependant, les peuplements feuillus appartenant à la classe de sévérité légère semblent avoir connu une seconde hausse importante de mortalité entre la 3<sup>ème</sup> et la 5<sup>ème</sup> année après feu (figure 1.4).

**Tableau 1.5 :** Analyse de survie dans le feu de Val Paradis.

Variables estimées	dl	$\chi^2$	$p > \chi^2$
Année 1998	1	5,55	0,0184
Année 1999	1	39,34	< 0,0001
Année 2000	1	52,05	< 0,0001
Année 2002	0	–	–
Impact léger	1	119,67	< 0,0001
Impact modéré	0	–	–
Peuplement feuillu	1	3,85	0,0499
Peuplement mixte	1	3,57	0,0587
Peuplement résineux	0	–	–

« \_ » : variable prise comme référence.

**Figure 1.4 :** Pourcentage de mortalité cumulée avec écarts-type par année dans le feu de Val Paradis dans les différents peuplements échantillonnés. Chaque barre représente le pourcentage de mortalité pour l'ensemble des 4 sites par type de peuplement. Les peuplements n'ont pas été échantillonnés en 2001. Les données étaient manquantes pour les peuplements mixtes brûlés à impact léger pour les années 1997 et 2000.



## 1.5 DISCUSSION

Comme il a été rapporté dans les travaux de Brown & DeByle (1987) et Harrington (1993), nos résultats montrent que la mortalité augmente dans les années suivant le passage du feu. En effet, d'après l'évaluation du pourcentage de mortalité dans nos placettes échantillonnées 6 et 7 ans après feu, une forte proportion des peuplements brûlés à un impact léger et modéré évolue vers une zone à forte sévérité. Cependant l'évaluation de la mortalité dans le feu de Val Paradis année après année nous montre que la mortalité n'augmente pas autant que ce qu'il paraît dans les quatre feux précédemment étudiés. En effet, la mortalité dans les peuplements brûlés à un impact léger et modéré évolue rarement vers une mortalité totale. La variabilité de mortalité à l'échelle d'un peuplement pourrait expliquer la forte évolution de mortalité que nous avons observé après la confection des cartes d'impact. En effet, la cartographie des feux se fait à grande échelle, et il se peut alors que des îlots de végétation brûlés à un fort impact à l'intérieur d'une plus grande zone cartographiée dans une classe d'impact légère ou modérée ne soient pas représentés sur les cartes d'impact. Notre échelle d'échantillonnage a pu faire en sorte que ces îlots ayant échappés à la cartographie aient été inventoriés. Les différences observées dans l'évolution de la mortalité entre Val Paradis et les autres feux pourraient également être dues aux conditions météorologiques ayant prévalués durant la période d'activité des feux. L'Indice Forêt Météo (IFM) standardisé pour les feux de Lebel, Belleplage et Parent (IFM = 2,32) tend à montrer que les conditions météorologiques pendant la période d'activité de ces feux ont entraîné des feux très intenses, alors que les conditions météorologiques pendant la période d'activité du feu de Val Paradis (IFM = 1,32) ont entraîné un feu d'intensité de faible à modérée (Alain Leduc, communication personnelle). La mortalité subséquente au feu pourrait donc être plus importante dans les feux de Lebel, Belleplage et Parent, que dans le feu de Val Paradis. Le feu 392 aurait été quant à lui un feu de très faible intensité (IFM = 0,71), ce qui pourrait expliquer pourquoi certaines placettes dans ce feu cartographiées dans des classes d'impact légère et modérée soient restées dans des classes de sévérité de légère à modérée (annexe 5). Globalement, le patron de sévérité dans le feu de Val Paradis s'est relativement bien installé un an ou deux ans après le passage du feu. C'est en effet dans ce laps de temps que la hausse

de mortalité est la plus forte. Cette augmentation sensible de la mortalité de la première année à la deuxième année après feu a également été observée par (Brown & DeByle 1987), dans des peuplements de peupliers faux tremble. De même, (Harrington 1993) a observé que 60% de la mortalité cumulée d'un peuplement de *Pinus ponderosa* s'était installée un an après feu. Ces différentes observations montrent que la mortalité subséquente après un feu n'est pas un phénomène négligeable et qu'elle doit être prise en considération pour évaluer la sévérité d'un feu sur un territoire donné.

Bien que les cartes d'impact ne représentent pas à proprement parler la sévérité d'un feu, elles peuvent quand même avoir un caractère prédictif de celle-ci, dépendamment des conditions météorologiques ayant prévalu durant la période d'activité des feux. En effet, nos résultats obtenus pour le feu de Val Paradis montrent que les zones affectées légèrement et modérément vont fort probablement évoluer respectivement vers des zones de sévérité modérée et forte. Il semblerait donc dans ce cas que la sévérité du feu représenterait une classe de mortalité de plus que l'impact du feu. L'impact d'un feu influence donc la dynamique de la mortalité en la restreignant dans l'espace et en la différant dans le temps. De plus, on peut s'attendre à ce que les feux ayant brûlés avec une forte intensité voient la majorité de leurs peuplements brûlés à un impact léger à modéré évoluer vers une forte sévérité. Puisque l'impact d'un feu influence la dynamique de la mortalité des arbres; l'impact d'un feu va également influencer la dynamique de la régénération. La régénération dépend de la quantité de graines viables qui va être libérée des semenciers affectés par le feu. L'impact d'un feu est relié à l'intensité et donc à la chaleur dégagée par le feu (Van Wagner 1983). Cette chaleur dégagée par le feu va influencer à la fois l'ouverture des cônes du pin gris et de l'épinette noire et la viabilité des graines. (Johnson & Gutsell 1993) ont montré que des feux suffisamment intenses pour tuer la canopée mais dont la vitesse de propagation était faible, permettait l'ouverture des cônes pour des pins gris d'une hauteur comprise entre 10 et 20 m tout en permettant la viabilité des graines. Le succès de la régénération devrait donc dépendre de la sévérité du feu au niveau de la canopée.

L'épaisseur de matière organique résiduelle est aussi importante à considérer dans la mesure où elle conditionne la qualité des lits de germination et donc le succès de

régénération. La corrélation entre la sévérité au niveau de la canopée et la sévérité au niveau du sol a souvent été rapportée (Brais et al. 2000; Diaz-Delgado et al. 2003; Noël 2001; Pausas et al. 2003; Turner et al. 1994 ; Turner et al. 1999) Cependant, d'après nos résultats (test de Duncan), la sévérité du feu au niveau de la canopée ne semble pas avoir de relation directe avec l'épaisseur de matière organique résiduelle. En effet, alors qu'on s'attendait à ce que l'épaisseur de matière organique résiduelle diminue à mesure que la sévérité du feu augmente, cette relation ne semble pas exister ici. L'épaisseur de matière organique résiduelle dépend à la fois de l'épaisseur de matière organique présente avant feu et de l'épaisseur de matière organique consommée. Ainsi, l'épaisseur de matière organique consommée pourra être plus faible sur des sites où il y avait peu de matière organique avant feu que sur des sites où l'épaisseur de matière organique était plus importante. De même, à épaisseur égale de matière organique consommée, la matière organique résiduelle variera selon le site et sera moins importante sur un site où il y avait peu de matière organique avant feu. Ici, la sévérité du feu au niveau de la canopée serait plus faible là où l'épaisseur de matière organique avant feu serait moins importante. L'épaisseur de matière organique résiduelle dépendrait donc de la matière organique avant feu et non de la sévérité du feu au niveau de la canopée puisque que ce sont les peuplements affectés plus légèrement qui ont la valeur moyenne d'épaisseur organique résiduelle la plus basse. Ainsi, l'épaisseur de matière organique résiduelle, contrairement à l'épaisseur de matière organique consommée, ne serait pas forcément corrélée à la sévérité du feu au niveau du sol. D'après nos observations faites sur le terrain, les peuplements affectés de façon légère avaient comme caractéristiques d'être composés majoritairement de pins gris et d'être situés sur des dépôts de type fluvio-glaciaires (sableux) qui sont connus pour avoir un horizon organique mince. De plus, la densité en pin gris dans ces peuplements était faible (0,06 arbre/m<sup>2</sup> à 0,13 arbre/m<sup>2</sup>) comparativement aux autres peuplements échantillonnés. Le feu aurait donc eu moins de facilité à se propager dans de tels peuplements en raison de la faible épaisseur du substrat et de l'absence de continuité des combustibles et ceux-ci seraient alors affectés moins sévèrement. De plus, nos résultats montrent que les peuplements composés majoritairement d'épinettes noires présentaient une épaisseur de matière organique résiduelle plus importante que les peuplements composés majoritairement de pins gris. L'épaisseur de matière organique avant feu serait généralement plus importantes dans des peuplements d'épinettes noires que dans ceux de pins gris, du fait

que les peuplements d'épinettes noires se retrouvent généralement sur des sols organiques humides alors que les peuplements de pins gris se retrouvent généralement sur des sols sableux (Burns & Honkala 1990a). Pour une même sévérité au sol, c'est à dire pour une même quantité de matière organique consommée, l'épaisseur de matière organique résiduelle pourrait donc être plus importante dans des peuplements d'épinettes noires que dans des peuplements de pins gris. L'épaisseur de matière organique consommée et l'épaisseur de matière organique résiduelle sur un site dépendraient donc des caractéristiques du peuplement d'origine. On sait également que l'épaisseur de matière organique qui va être consommée dépend principalement de l'humidité contenue dans celle-ci (Johnson 1992) et donc des conditions météorologiques avant et pendant le feu. Les conditions météorologiques variant d'une année à l'autre, l'épaisseur de matière organique résiduelle pourrait également varier suivant l'année du feu. Le succès de régénération dépendrait donc, en plus de la sévérité au niveau de la canopée, des caractéristiques des peuplements (composition, densité et surface terrière), de l'épaisseur de matière organique avant feu, des conditions météorologiques avant et pendant le feu et de l'année du feu.

## 1.6 CONCLUSION

Nous avons montré que la mortalité après le passage d'un feu peut se poursuivre pendant plusieurs années après feu. D'après l'étude de l'évolution de la mortalité dans le feu de Val Paradis, la mortalité après feu augmente le plus pendant la première année suivant le passage du feu et la mortalité augmente différemment suivant l'impact du feu. La mortalité subséquente après le passage d'un feu n'est donc pas un phénomène négligeable et doit être prise en considération pour évaluer la sévérité d'un feu sur un territoire donné. De plus, c'est la composition d'un peuplement qui influencerait l'épaisseur de matière organique résiduelle et non la sévérité du feu au niveau de la canopée. L'épaisseur de matière organique résiduelle, contrairement à l'épaisseur de matière organique consommée, ne serait pas forcément un indice de la sévérité au niveau du sol.

Compte tenu de la forte augmentation de la mortalité observée dans les années qui suivent le passage du feu, et l'absence de corrélation entre la sévérité au niveau de la canopée

et l'épaisseur de matière organique résiduelle prise comme indice de la sévérité au sol, les cartes d'impact de feu ne représentent pas à proprement parler le patron de sévérité. Cependant, la sévérité du feu au niveau de la canopée, dépendamment des conditions météorologiques ayant prévalu durant la période d'activité des feux, représenterait minimalement une classe de mortalité de plus que l'impact du feu. Les cartes d'impact ont donc un caractère prédictif du patron de sévérité dans l'espace et dans le temps et représentent de ce fait une source d'information pour l'étude de la régénération après feu. En effet, l'impact d'un feu en influençant la dynamique de la mortalité peut également influencer la dynamique de la régénération après feu. Les cartes d'impact, combinées à l'épaisseur de matière organique résiduelle ainsi qu'aux données météorologiques avant, pendant et après feu, représentent donc un outil potentiellement intéressant à considérer en matière d'aménagement forestier pour ce qui est de la récupération des bois brûlés mais aussi pour la remise en production des sites brûlés. De plus amples études concernant la dynamique de mortalité et de régénération après feu devraient donc être menées.

## CHAPITRE II

### SÉVÉRITÉ DU FEU ET RÉGÉNÉRATION

#### 2.1 INTRODUCTION

Le feu est l'un des éléments qui participe à la dynamique de la forêt boréale notamment en permettant sa régénération. Les feux brûlent rarement la forêt entièrement et uniformément et par conséquent il en résulte une mosaïque de végétation brûlée à divers degrés de sévérité (Turner & Romme 1994). La sévérité d'un feu peut se définir comme étant l'effet global du feu sur l'écosystème (Brown & DeByle 1987) et inclut à la fois la mortalité des arbres et la quantité de matière organique consommée. Puisque, le feu brûle les peuplements à divers degrés de sévérité, la réponse de la végétation sera alors différente suivant que le feu aura eut une sévérité légère, modérée ou forte (Anderson & Romme 1991; Chappel & Agee 1996; Greene et al. 2004; Johnston & Woodard 1985; Morgan & Neuenschwander 1988; Rowe 1983; Schimmel & Granström 1996; Thomas & Wein 1985a). De plus, les conditions environnementales et l'abondance des lits de germination mis en place par le feu généreront également de la variabilité dans la régénération.

Les espèces arborescentes rencontrées le plus fréquemment en forêt boréale coniférienne, sont le pin gris (*Pinus banksiana*), l'épinette noire (*Picea mariana*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) qui sont toutes les trois des espèces bien adaptées au feu. Deux stratégies sont retenues par ces espèces pour recoloniser un site après feu : la dissémination par graines, qu'utilise le pin gris et l'épinette noire grâce à leurs cônes sérotineux et semi-sérotineux respectivement, et la reproduction végétative utilisée par le peuplier faux-tremble. Il a été remarqué pour les peuplements dominés par ces trois espèces qu'il y avait peu de changement dans la composition de ces peuplements après feu (Greene & Johnson 1999) et qu'elles colonisaient les brûlis les premières années suivant le passage du feu (Greene et al. 1999; St-Pierre et al. 1992; Zasada et al. 1992). Plus précisément, le recrutement des sites brûlés se fait durant les trois premières années suivant le feu (Charron

& Greene 2002; Greene & Johnson 1999; Lavoie & Sirois 1998; Noël 2001; St-Pierre et al. 1992). Ceci est dû au fait que la majorité des graines de conifères sont libérées durant les 4 premières années après le passage du feu (Ahlgren 1960; Black & Bliss 1980; Johnson 1992). En effet, le recrutement par graines culmine pendant le premier été suivant le feu et approche zéro à la fin de la quatrième année (Charron & Greene 2002). La mortalité des semis est importante à la fin de la première année qui suit leur établissement (Charron & Greene 2002; Fleming R.L. & Mossa 1994) puis décline d'année en année. Tous les semis de pins gris et d'épinette noire installés après une période de 4 à 5 ans après feu ont donc de bonnes chances de survie et cette régénération donnera donc une bonne estimation de la composition et de la structure des futurs peuplements (Bouffroy et al. 2001), malgré la mortalité qui peut toutefois survenir parmi les semis de pin gris après 10 ans suivant le recrutement (Johnstone et al. 2004).

La mesure de l'épaisseur de la matière organique consommée est souvent utilisée comme un indice de la sévérité du feu au sol (Van Wagner 1983). La combustion de la matière organique à divers degrés de sévérité est un facteur important intervenant dans la régénération après feu (Rowe 1983; Johnson 1992; Shimmel & Granström 1996). Thomas & Wein (1985a) ont produit un modèle hypothétique mettant en relation l'établissement d'espèces de conifères, dont le pin gris et l'épinette noire, en fonction de l'épaisseur de la matière organique consommée et donc de la sévérité au sol. Le pin gris est l'espèce qui montrerait le meilleur établissement à mesure que la sévérité au sol augmente, alors que l'épinette noire s'établirait autant sur un sol minéral exposé que sur une couche de matière organique relativement importante. Le brûlage de la couche de matière organique serait donc essentielle à la régénération d'espèces telles que le pin gris et l'épinette noire (Chrosciewicz 1974; Abrams & Dickman 1982; St-Pierre et al. 1991) et la qualité des lits de germination augmenterait avec la diminution de l'épaisseur de matière organique (Chrosciewicz 1990; Duchesne & Sirois 1995; Payette 1992; Zasada et al. 1992). Sur une couche de matière organique mince, les semis bénéficieraient d'un approvisionnement constant en eau en étant plus proche du sol minéral, lequel subit moins de variations en terme d'humidité que la matière organique (Ahlgren & Ahlgren 1960), les conditions d'humidité représentant un facteur important pour le succès de germination et la croissance des semis (Foster 1985;

Chrosciewicz 1990; Duchesne & Sirois 1995; Thomas & Wein 1985b). Cependant, l'exposition complète du sol minéral est rarement requise et un mélange de sol minéral et d'une fine couche d'humus peut fournir des conditions optimales de germination (Chrosciewicz 1974), du fait de la présence de nutriments dans la matière organique. De plus, la couche de cendres après feu réduirait l'émergence des semis de pin gris, du fait de la hausse du pH (Herr & Dushesne 1995; Thomas & Wein 1990) et parce que les cendres retiennent moins l'eau et absorbent plus la chaleur que la matière organique (Herr & Dushesne 1996). En plus du sol minéral, il a été souvent montré que les lits de germination préférentiels utilisés par l'épinette noire étaient le polytric (*Polytricum*) et la sphaigne (Greene et al. 2004) et que les semis de pin gris s'établissaient préférentiellement sur le polytric (Charron & Greene 2002). En fait, les semis et le polytric s'établiraient sur les mêmes micro-sites du fait de leurs besoins semblables (Fleming R.L. & Mossa 1994; Lavoie 2001).

La sévérité du feu va influencer la régénération en terme de composition et d'abondance, du fait que le passage du feu va entraîner la mortalité des arbres à divers degrés de sévérité. Cette mortalité va conditionner la disponibilité des semences, que ce soit dans les arbres ou dans le sol, et la multiplication végétative puisque la viabilité des graines et des bourgeons peut être affectée par la chaleur dégagée par le feu (Baufait 1960; Brown & DeByle 1987). La sévérité du feu va également agir au niveau du sol de part l'épaisseur de matière organique qui va être consommée. De l'épaisseur de matière organique consommée va dépendre l'épaisseur de matière organique résiduelle qui conditionne la qualité des lits de germination (Charron 1998) et donc le succès de régénération (Chrosciewicz 1974). L'épaisseur de matière organique résiduelle va donc dépendre de la sévérité du feu et les différentes sévérités à l'intérieur d'un feu vont créer une mosaïque de lits de germination qui vont conditionner l'installation des semis (Dyrness & Norum 1983; Noël 2001; Sirois 1993; Thomas & Wein 1985c). La régénération après feu en terme d'abondance va donc dépendre de la disponibilité en graines, de l'épaisseur de matière organique résiduelle et des types de lits de germination mis en place par le feu. Plus précisément, on s'attend à ce que les semis de pins gris et d'épinettes noires s'installent préférentiellement sur une mince couche de matière organique résiduelle, le sol minéral et le polytric. Comme il y a peu de changement dans la

composition des peuplements après feu (Greene & Johnson 1999), la régénération en terme de composition va dépendre du peuplement présent avant feu. Plus précisément, on s'attend à ce que la régénération soit fonction de la surface terrière des essences composant le peuplement (Greene & Johnson 1999; Greene et al. 1999).

Le rôle de la sévérité des feux sur la régénération a souvent été étudié (Anderson & Romme 1991; Chappel & Agee 1996; Diaz-Delgado et al. 2003; Pausas et al. 2003; Thomas & Wein 1985a; Turner et al. 1999; Turner et al. 2003), mais peu d'études ont été réalisées au Québec, les seules portant principalement sur la régénération initiale après feu (Greene et al. 2004; Lavoie 2001; Noël 2001). De plus, ces études se limitant à un seul feu, les résultats obtenus étaient alors spécifiques au site étudié et donc faiblement généralisables. L'objectif principal de cette étude dans chapitre était de caractériser la régénération arborescente en forêt boréale à travers plusieurs feux dans des peuplements composés principalement d'épinettes noires et/ou de pins gris selon le degré de sévérité du feu. On a ensuite cherché à caractériser quelles étaient les préférences d'établissement des semis sur les différents types de litière mis en place à la suite du passage du feu. Quatre feux de 6 et 7 ans ont été choisis de manière à ce que la majorité de la régénération qui va structurer les futurs peuplements soit bien établie et que la variabilité régionale soit représentée.

## **2.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE**

Quatre feux ont été étudiés au nord ouest du Québec dans la région de l'Abitibi, de la Baie-James et de la Haute-Mauricie (voir l'annexe 1 pour la localisation des feux étudiés, l'annexe 2 pour les cartes d'impact de chaque feu et l'annexe 3 pour les données spécifiques à chaque feu).

Le premier feu échantillonné, le feu de Lebel (Lac Cuvillier), est situé dans la région de l'Abitibi, au sud-est de Lebel-sur-Quévillon et est délimité approximativement par les latitudes 48°50'N et 49°10'N et les longitudes 75°58'O et 76°10'O. Ce feu a été initié le 16 août 1995 de manière accidentelle et n'a été maîtrisé que le 27 août et éteint le 20 octobre. Il a couvert au total une superficie de 49 070 hectares.

Le feu 392 (Lac Capichigamau) est situé dans la région de la Baie James à l'ouest de Chibougamau et est délimité approximativement par les latitudes 50°15'N et 50°32'N et les longitudes 75°40'O et 75°50'O. Ce feu a été initié par la foudre le 11 juin 1996, maîtrisé le 30 juin et éteint le 18 juillet. Il a couvert une superficie de 23 353 hectares

Le feu de Belleplage est situé en Haute Mauricie au nord-est du Réservoir Gouin et est délimité approximativement par les latitudes 48°45'N et 48°60'N et les longitudes 73°30'O et 74°05'O. Ce feu a été initié de manière accidentelle le 18 août 1995, maîtrisé le 31 août et éteint le 11 octobre par les premières neiges. Il a couvert une superficie de 39 122 hectares.

Le feu de Parent est situé en Haute Mauricie au sud du Réservoir Gouin au nord-ouest du village de Parent, et est délimité approximativement par les latitudes 47°56'N et 48°14'N et les longitudes 74°50'O et 75°15'O. Ce feu a été initié par la foudre le 12 août 1995, maîtrisé le 19 septembre et éteint le 6 novembre. Il a couvert une superficie de 62 317 hectares.

Les feux de Lebel, 392 et Belleplage sont situés dans le domaine bioclimatique de la sous-zone boréale supérieure dans le sous-domaine de l'ouest de la pessière noire à mousses. Le feu de Parent est situé dans le domaine bioclimatique de la sous-zone boréale inférieure dans le sous-domaine de l'ouest de la sapinière à bouleau blanc (Grondin 1996). Les principales essences rencontrées dans ces domaines bioclimatiques sont l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* March.), mais aussi le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss). La dynamique des peuplements sur ces territoires est surtout associée aux perturbations naturelles telles que les feux ainsi qu'aux perturbations humaines (coupes) (Grondin 1996).

Les quatre sites d'étude se situent dans la province tectonique du Lac-Supérieur du Bouclier canadien. Les matériaux rocheux se composent de roches volcaniques et sédimentaires ainsi que de grandes étendues de roches granitiques et gneissiques (Camiré 1996). Les principaux dépôts rencontrés sur ces territoires sont de type glaciaire et fluvio-glaciaire, parfois de type organique, rocheux, fluvatile ou lacustre (Robitaille & Saucier 1998).

## **2.3 MÉTHODOLOGIE**

### **Description des sites d'étude**

L'échantillonnage a été réalisé durant l'été 2002, soit 6 ou 7 ans après le passage du feu, dans des peuplements dont la composition d'origine était principalement formée de pins gris et d'épinettes noires âgés entre 61 et 80 ans. Les sites d'échantillonnages ont été sélectionnés dans des portions de brûlis naturels cartographiés, non récupérés et accessibles par voie terrestre. Les feux choisis ont été cartographiés et numérisés par le Ministère des Ressources Naturelles suite au passage du feu. Ces cartes d'impact ont été produites par voie aérienne immédiatement après feu en délimitant sur des levées topographiques au 1/50 000 les polygones des peuplements ayant été affectés par le feu. Une unité cartographique minimum est d'environ 1 hectare et la limite de résolution se trouve à environ 30 mètres. Ces cartes d'impact représentent les dommages causés au niveau des arbres et ne tiennent pas compte des dommages causés au niveau du sol par le feu.

Dans chacun des 4 feux, on a sélectionné, d'après les cartes d'impact (annexe 2), 3 classes de mortalité : légère, modérée et forte. Les classes de mortalité ont été reliées aux classes d'impact des dommages causés par le feu, utilisées par le Ministère des ressources naturelles lors de l'évaluation aérienne sur les feux de forêt (annexe 4). Ainsi, les peuplements où les cimes sont vertes ont été classés dans la catégorie de mortalité nulle (classe d'impact V), les peuplements où il y a un mélange de cimes vertes et de cimes rougies et dans lesquels les cimes vertes dominent la canopée ont été classés dans la catégorie de mortalité légère (classe d'impact V1), les peuplements où il y a un mélange de cimes vertes et

de cimes rougies et où les cimes rougies dominent la canopée ont été classés dans la catégorie de mortalité modérée (classe d'impact 1V). Finalement, les peuplements où les cimes rougies ou noircies ou encore fortement chablisées dominent, ont été classés dans la catégorie de mortalité forte (classes d'impact 1,2, 3).

Pour chaque feu et pour une classe d'impact donnée, des transects ont été tracés et des placettes de 100m<sup>2</sup> (10m x 10m) ont été disposées le long de chaque transect. La première placette était à une distance de 100m du point de départ et chaque placette était séparée d'une distance de 100m de la suivante. Au total, 74 placettes (chapitre 1) ont été échantillonnées à travers les quatre feux selon les trois degrés de mortalité immédiate après feu (légère, modérée et forte) figurant sur les cartes d'impact. Trois transects ont été tracés pour le feu de Lebel, le feu 392, et le feu de Belleplage et deux pour le feu de Parent de telle manière que 21 placettes étaient en zone de mortalité légère, 25 en zone de mortalité modérée et 28 en zone de mortalité forte.

### **Mesures à l'échelle du peuplement**

Dans chacune des placettes, on a mesuré pour chaque arbre d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur à 5cm: l'espèce, le DHP (cm), le statut (mort ou vivant). Ces mesures ont permis de calculer les densités (nombre/m<sup>2</sup>) et surfaces terrières (m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>) pour chaque espèce par statut. Le pourcentage d'arbres morts a été également évalué. En effet, bien que le choix des classes de mortalité pour l'échantillonnage ait été basé sur les données cartographiques, la sévérité a été également évaluée sur le terrain suivant le pourcentage de mortalité des arbres dans les placettes échantillonnées. À moins de 35% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité légère; entre 36% et 65% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité légère-moderée, entre 66% de mortalité et 85% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité modérée, et à plus de 86% de mortalité, la placette a été classée sous la sévérité forte.

### Évaluation de la régénération

À l'intérieur de chaque placette, 9 micro-placettes de 4m<sup>2</sup> (2m x 2m) ont été mises en place de façon systématique afin d'évaluer la régénération. Chaque micro-placette a été séparée d'une distance de 2m de la suivante (annexe 6). Les semis (hauteur < 60cm ou plus de 60cm mais DHP < 1cm) ont été dénombrés, ce qui a permis d'obtenir les densités des semis (nombre par m<sup>2</sup>) ainsi que les coefficients de distribution (nombre de micro-placettes contenant au moins un semi/nombre de micro-placettes total) pour chaque espèce (pin gris, épinette noire et peuplier faux-tremble). Le type de litière dominant (sol minéral, horizon organique, *Pleurozium schreberi*, polytric, sphaigne, débris ligneux) a été noté pour l'ensemble de chaque micro-placette (tableau 2.1) et l'épaisseur de matière organique résiduelle a été mesurée pour le point situé au centre de la micro-placette, pour le point situé sous le semi le plus proche du centre et pour le point situé sous le semi le plus grand (c'est à dire celui qui a le plus de chance de survivre).

**Tableau 2.1** : Caractéristiques des types de litière.(Noël 2001)

<b>Type de litière</b>	<b>Caractéristiques</b>
Bois	Débris ligneux au sol, en décomposition et pénétrable par les racines des plantules
Matière organique brûlée	Matière organique noircie.
<i>Pleurozium schreberi</i>	Mousse.
Organique épais	Substrat organique en décomposition dans lequel on distingue les composantes fibreuses, généralement assez épais (plus de 10 cm)
Organique mince	Substrat organique bien décomposé, noir ou fibreux, mince de moins de 10 cm.
Polytric	<i>Polytricum</i> sp. Mousse verte croissant sur l'humus mince ou sur sol minéral exposé
Sphaigne	<i>Sphagnum</i> sp. Mousse de sphaigne morte ou en reprise latente.
Sol minéral	Sol minéral exposé.

## **Analyses statistiques**

### Effets sur le coefficient de distribution de la régénération

Des régressions logistiques de type pas à pas (stepwise) (Allison 1999) à l'aide du logiciel SAS ont été effectuées pour déterminer quels facteurs, tels que la sévérité du feu (mortalité évaluée sur le terrain), l'impact du feu (dommages immédiats après feu représentés sur les cartes d'impact) et les caractéristiques des peuplements (densité et surface terrière des arbres), étaient le plus susceptibles d'influencer le coefficient de distribution de la régénération de la placette de 100m<sup>2</sup> (nombre de micro-placettes qui contiennent au moins une tige en régénération sur le nombre totale de micro-placettes). L'impact et la sévérité du feu ont été traités en classes (impact fort, modéré et léger; sévérité forte, modérée, légère-modérée et légère) et en variables binaires dans l'analyse.

### Effets sur la densité de régénération

Des régressions logistiques de type pas à pas (stepwise) à l'aide du logiciel SAS avec la procédure Proc Logistic (Allison 1999) ont été effectuées pour déterminer quels facteurs, tels que la sévérité du feu évaluée sur le terrain (légère, légère-modérée, modérée, forte), l'impact du feu (léger, modéré, fort), les caractéristiques des peuplements (densité et surface terrière des arbres), l'épaisseur moyenne de matière organique résiduelle par placette et par position (cm), et le type de litière (organique épais, organique mince, matière organique brûlée, sol minéral, mousse, polytric, sphaigne, bois) étaient le plus susceptibles d'influencer la régénération en terme de densité de semis (nombre par m<sup>2</sup>) à l'échelle de la micro-placette. Les densités de semis ont été ici traitées en classes d'abondance. Ces modèles ont par la suite été testés à l'aide de régressions de Poisson avec la procédure Proc Genmod (SAS) pour des données de type groupées afin de tenir compte de la structure de pseudo-réplication induite par les micro-placettes appartenant à une même placette (Allison 1999). La méthode GEE (Generalized Estimating Model) a été utilisée sur les données en grappe afin d'améliorer les valeurs des erreurs standards et des coefficients. Ces régressions ont été effectuées sur les densités de semis afin de trouver le meilleur modèle prédictif de la régénération par essence.

### Effets sur l'épaisseur de matière organique résiduelle

Des analyses de variance à l'aide du logiciel SAS (procédure GLM) ont été effectuées sur les épaisseurs moyennes par placette par position de matière organique résiduelle en contrôlant l'influence du type de peuplement (pinède = peuplement à dominance de pins gris; pessière = peuplement à dominance d'épinettes noires) et les différentes sévérité du feu. Ici, les classes de sévérité légère et légère-moderée ont été regroupées en une seule classe de sévérité légère. Le test de comparaison de moyennes de Duncan (Quinn & Keough 2002) a ensuite été effectué sur la position de la mesure moyenne de l'épaisseur de matière organique résiduelle en fonction de la position du semi, de la sévérité du feu et du type de peuplement.

## **2.4 RÉSULTATS**

### **2.4.1 Variables influençant les coefficients de distribution de la régénération après feu**

Pour le pin gris, seule la densité en pin gris dans le peuplement initial a été retenue comme variable influençant le coefficient de distribution de la régénération (tableau 2.2), alors que pour l'épinette noire, seule la surface terrière en épinette noire semble influencer le coefficient de distribution de la régénération (tableau 2.3). Les variables qui influencent le coefficient de distribution de la régénération en peuplier faux-tremble sont la densité en peuplier faux-tremble dans le peuplement et un impact modéré du feu (tableau 2.4). On remarque cependant que le  $R^2$  de la densité en peuplier est assez faible, ceci peut s'expliquer par la faible présence ou l'absence de peupliers adultes dans les peuplements échantillonnés.

Dans tous les cas, la sévérité du feu ne ressort pas comme étant une variable influençant le coefficient de distribution de la régénération. Ceci découle probablement de la faible représentativité des feux de sévérité moyenne et faible dans notre échantillon. Il se peut que la sévérité soit tout de même responsable de quelques observations présentant des écarts au modèle. Les courbes de régénération pour chaque essence ont donc été tracées en figurant la sévérité du feu évaluée sur le terrain. Ainsi la figure 2.1 montre que la relation entre la

densité en pins gris présents avant feu et le coefficient de distribution de la régénération suit une courbe en S typique de la régression logistique. Cette relation comporte toutefois une bonne part de variabilité; des semis de pin gris apparaissent s'établir même si le pin gris est absent de la placette de 100m<sup>2</sup>. De plus, lorsque la sévérité est forte, la régénération en pin gris est bonne alors que dans les placettes où la sévérité était légère, légère-moderée ou modérée, on observe une faible régénération en pin gris, et cela malgré une bonne densité en pin gris dans la placette. La figure 2.2 montre que la relation entre la surface terrière en épinettes noires présentes avant feu et le coefficient de distribution de la régénération suit également une courbe en S typique de la régression logistique. On observe également une faible régénération en épinette noire dans des peuplements où la sévérité du feu est légère-moderée ou modérée, bien que la surface terrière en épinette noire dans les placettes soit assez élevée. Dans l'ensemble, lorsque la sévérité est forte, la régénération en épinette noire est relativement bonne. La figure 2.3 nous permet de constater que des semis de peuplier se sont établis dans des placettes où le peuplier était apparemment absent avant feu.

**Tableau 2.2 :** Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour le pin gris en fonction des variables reliées aux peuplements. Seule la densité en pin gris a été retenue dans le modèle car aucune variable ne s'est avérée significative à la 2<sup>e</sup> étape de sélection.

	<b>Variabiles significatives</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Effet</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>p &lt; <math>\chi^2</math></b>
<u>Step 1</u>	Densité en pins gris morts	0,2404	+	18,2646	< 0,0001
	Surface terrière en pins gris morts	–	–	14,4546	0,0001
	Impact fort	–	–	6,6527	0,0099
	Sévérité forte	–	–	9,7069	0,0018
	Sévérité modérée	–	–	6,1858	0,0129

« \_ » : ne s'applique pas.

**Tableau 2.3 :** Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour l'épinette noire en fonction des variables reliées aux peuplements. Seule la surface terrière en épinette noire a été retenue dans le modèle car aucune variable ne s'est avérée significative à la 2<sup>e</sup> étape de sélection.

	<b>Variabiles significatives</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Effet</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>p &lt; <math>\chi^2</math></b>
<u>Step 1</u>	Surface terrière en épinettes noires mortes	0,2502	+	18,8085	< 0,0001
	Densité en épinettes noires mortes	–	–	13,1167	0,0003
	Impact modéré	–	–	5,6004	0,0180
	Impact léger	–	–	4,9829	0,0256

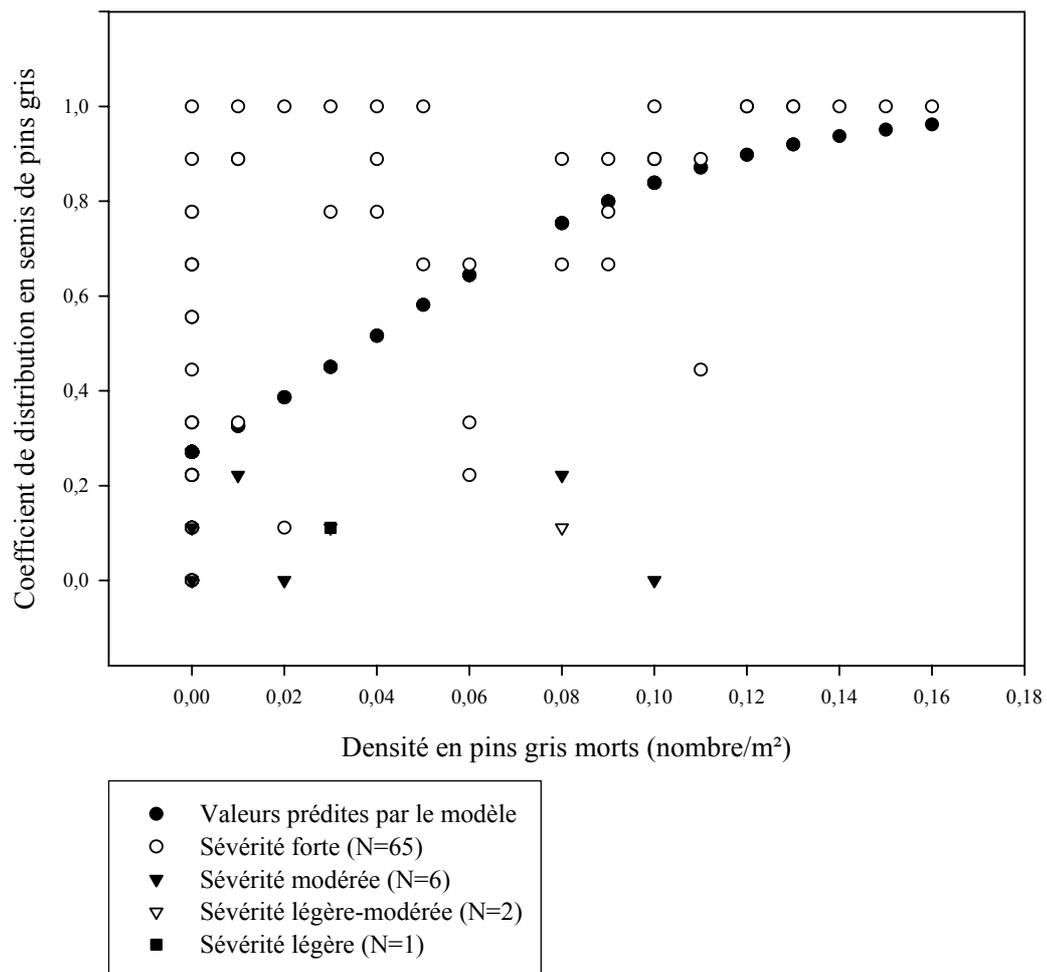
« \_ » : ne s'applique pas.

**Tableau 2.4 :** Régressions logistiques pas à pas du coefficient de distribution de la régénération pour le peuplier faux-tremble en fonction des variables reliées aux peuplements.

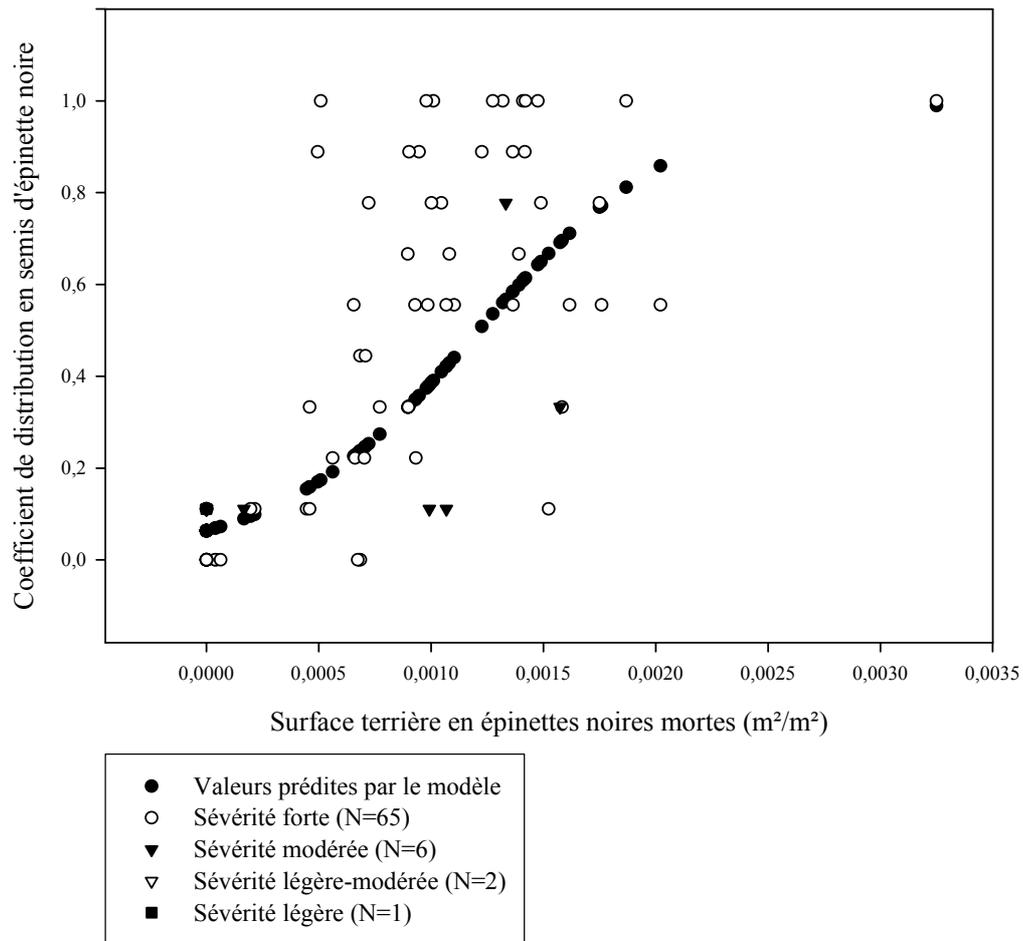
	<b>Variabiles significatives</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Effet</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>p &lt; <math>\chi^2</math></b>
<u>Step 1</u>	Densité en peupliers faux-tremble morts	0,0964	+	9,0300	0,0027
	Surface terrière en peupliers faux-tremble morts	–	–	6,7989	0,0091
	Impact modéré	–	–	5,0400	0,0248
<u>Step 2</u>	Impact modéré	0,1761	+	7,0514	0,0079

« \_ » : ne s'applique pas.

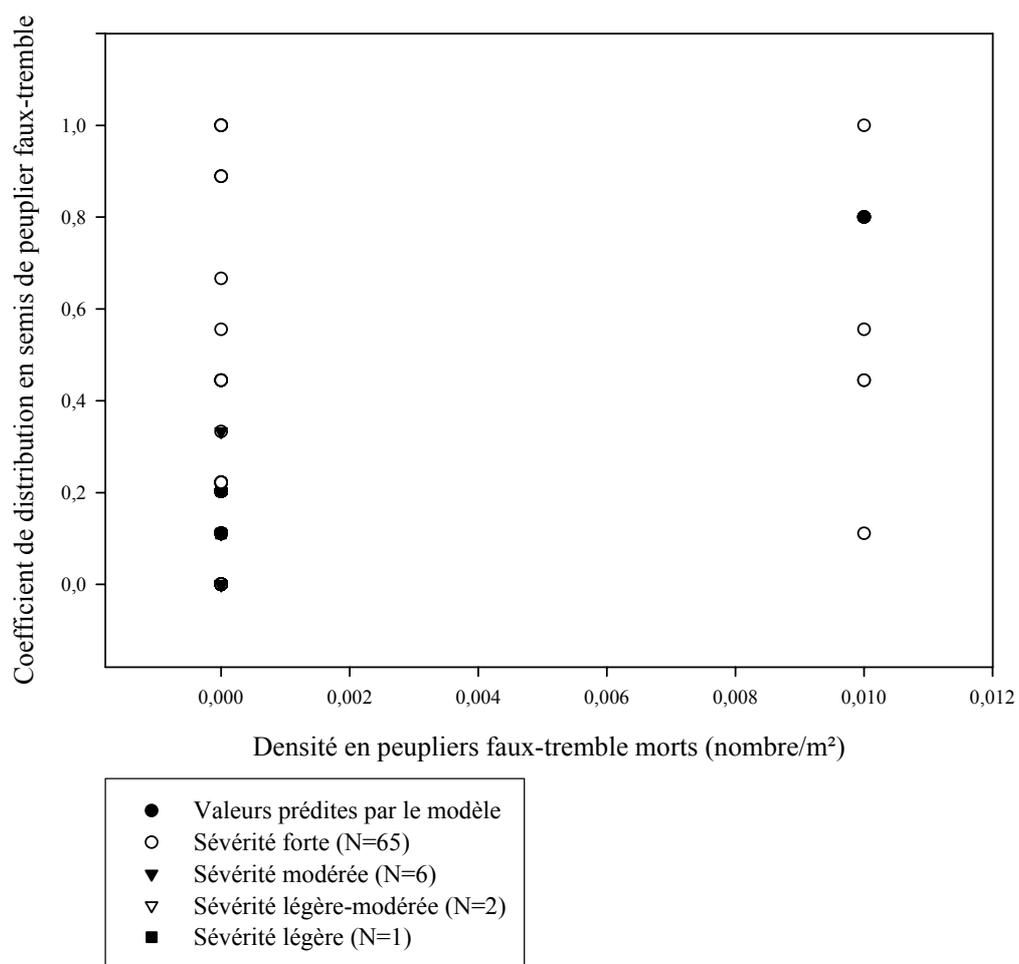
**Figure 2.1 :** Influence de la densité en pins gris morts sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain.



**Figure 2.2 :** Influence de la surface terrière en épinettes noires mortes sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain.



**Figure 2.3 :** Influence de la densité en peupliers faux-tremble morts sur le coefficient de distribution de la régénération en fonction de la sévérité du feu évaluée sur le terrain.



### 2.4.2 Variables influençant les densités de régénération après feu

On ne présente ici que les résultats des régressions de Poisson avec les variables qui sont restées significatives dans les modèles pour chaque essence (tableau 2.5). À l'échelle de la micro-placette, l'abondance de la régénération en pin gris serait favorisée par la présence de polytric, les débris ligneux, la densité en pins gris morts ainsi qu'une forte sévérité, alors qu'elle serait défavorisée par un impact léger du feu et une forte épaisseur de matière organique résiduelle. L'abondance de la régénération en épinette noire serait favorisée par la présence de polytric, la surface terrière en épinettes noires mortes ainsi que les débris ligneux. L'abondance de la régénération en peuplier faux-tremble serait favorisée par la présence de polytric et un impact modéré du feu. La densité en peuplier faux-tremble n'est pas ressortie ici comme variable influençant la régénération en peuplier.

**Tableau 2.5 :** Régressions de Poisson en grappe de la régénération en densité de semis par essence en fonction des différentes variables reliées aux peuplements et aux caractéristiques des litières.

Essence	Variabes prédictives	Effet	$\chi^2$	dl	$p > \chi^2$
<u>Pin gris</u>	Polytric	+	14,02	1	0,0002
	Organique épais	-	7,85	1	0,0051
	Densité en pins gris morts	+	6,28	1	0,0122
	Bois	+	6,25		0,0124
	Impact léger	-	5,45	1	0,0195
	Sévérité forte	+	4,90	1	0,0269
<u>Épinette noire</u>	Polytric	+	22,58	1	< 0,0001
	Surface terrière en épinettes noires mortes	+	11,27	1	0,0008
	Bois	+	5,00	1	0,0253
<u>Peuplier faux-tremble</u>	Polytric	+	5,89	1	0,0152
	Impact modéré	+	5,21	1	0,0225

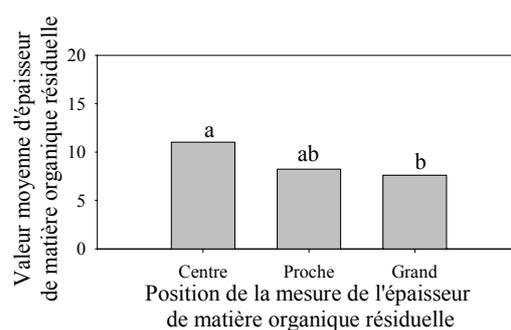
### 2.4.3 Micro-conditions favorables à l'établissement et à la survie des semis

L'analyse de variance effectuée sur l'épaisseur de matière organique résiduelle (EMOR) mesurée au centre de la placette, sous le semi le plus proche du centre et sous le semi le plus grand en tenant compte de l'influence de la sévérité du feu évaluée sur le terrain et de l'influence du type de peuplement (tableau 2.6), nous a révélé que, pour l'ensemble des mesures, le type de peuplement semblait expliquer le plus la variabilité de l'EMOR ( $F = 13,97$ ;  $p = 0,0002$ ). La sévérité apparaît également avoir eu une influence sur les variations de l'EMOR. Cependant la relation entre la sévérité et l'EMOR n'est pas monotone (figure 2.5). Finalement, la relation selon la position de la mesure de l'EMOR apparaît significative même lorsque l'on tient compte de la variabilité générée par le type de peuplement et la sévérité. Le test de Duncan (figures 2.4 à 2.7) nous a révélé que l'EMOR est en moyenne plus élevée au centre de la placette que sous le semi le plus proche du centre ou sous le semi le plus grand. Les interactions entre les différents facteurs ont également été testées dans le modèle, mais celles-ci ne sont pas ressorties significatives. Ainsi, l'interaction entre la sévérité et le type de peuplement s'est avérée non significative; les classes de sévérité étant bien balancées par type de peuplement (chapitre 1).

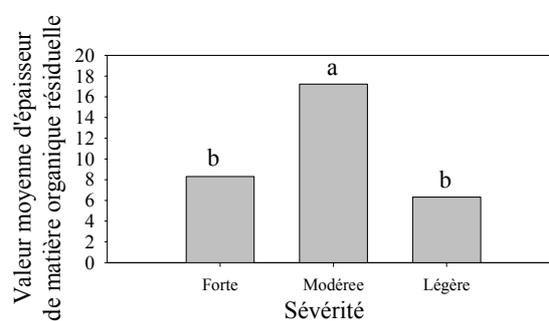
**Tableau 2.6 :** Analyse de variance globale de l'épaisseur de matière organique résiduelle après feu.

Source de variation	dl	F	p > F
<u>Modèle</u>	5	7,59	< 0,0001
Position	2	3,16	0,0443
Sévérité	2	8,67	0,0002
Type de peuplement	1	13,97	0,0002

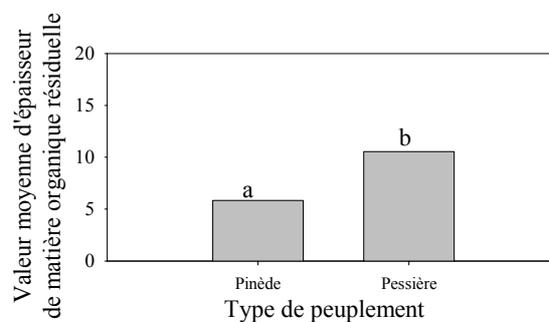
**Figure 2.4 :** Épaisseur moyenne de matière organique en fonction de la position de la mesure. (Centre = centre de la micro-placette ; Proche = mesure sous le semi le plus proche du centre ; Grand = mesure sous le semi le plus grand). Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



**Figure 2.5 :** Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction de la sévérité du feu. Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



**Figure 2.6 :** Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle en fonction du peuplement. Les lettres différentes représentent les différences significatives selon le test de Duncan.



## 2.5 DISCUSSION

### 2.5.1 Abondance des semenciers

Il est reconnu que la régénération en pin gris, épinette noire et peuplier faux-tremble est fonction de la surface terrière (Greene & Johnson 1999; Greene et al. 1999). En effet, la production de graines pour le pin gris et l'épinette serait liée au nombre de cônes (Lavoie & Sirois 1998) et le nombre de cônes serait fonction de la surface terrière (Greene & Johnson 1994). La dissémination des graines a lieu immédiatement après le passage du feu. Cependant, les graines peuvent être à la fois retenues dans les cônes et sur le sol de 1 an à 3 ans après feu, ce qui augmente la probabilité d'établissement des semis lorsque les conditions rencontrées l'année de la libération ne sont pas favorables (Thomas & Wein 1985c). De même pour le peuplier, la production de tiges végétatives serait fonction de la surface terrière (Greene & Johnson 1999).

Nos résultats nous montrent que la régénération en pin gris serait d'abord influencée par la densité en pins gris composant le peuplement avant feu. Cependant, la surface terrière en pins gris morts était également une variable significative mais n'a pas été sélectionnée par les régressions du fait qu'elle était fortement corrélée à la densité. La surface terrière serait donc une variable prédictive de la régénération aussi valable que la densité en pins gris morts. Le modèle prédictif de la régénération en pin gris (figure 2.1) nous montre qu'il y a présence de semis de pin gris dans des placettes alors que celui-ci était absent de ces mêmes placettes avant feu. La régénération en pin gris à l'intérieur de la placette serait donc influencée par la composition des peuplements environnants. Des pins gris morts extérieurs aux placettes ont pu disséminer leurs graines à l'intérieur de celles-ci et permettre à la régénération de s'y installer. En effet, le pin gris a une capacité élevée de propagation de ses graines qui peuvent être disséminées sur une distance de 100 m de l'arbre source (Ahlgren 1960). De plus, le pin gris peut disperser une quantité considérable de graines après un feu. Cette quantité a en effet été estimée en moyenne à 5 millions de graines par hectare en Alaska (Zasada (1986) *in* (Duchesne & Sirois 1991)). La production importante de graines et la capacité élevée de dispersion du pin gris, font qu'une faible quantité de semenciers suffit pour permettre une

bonne régénération. La régénération en pin gris serait même satisfaisante à partir de 185 semenciers à l'hectare (Watson (1937) *in* (Ahlgren & Ahlgren 1960)).

Nos résultats montrent que la régénération en épinette noire est fonction de la surface terrière en épinettes noires composant le peuplement avant feu ce qui est en accord avec la littérature (Greene & Johnson 1999; Lavoie & Sirois 1998). Contrairement au pin gris, nous remarquons que les semis d'épinette noire sont absents des placettes où l'épinette était absente avant feu. Ceci s'explique par la faible capacité de dispersion des graines d'épinette noire. En effet, la dissémination des graines d'épinette noire se limite à une à deux fois la hauteur de l'arbre (Heinselman 1957; LeBarron 1939). Les semis d'épinette noire auraient même tendance à s'installer au pied des arbres du fait de la diminution importante de la matière organique suite au passage du feu à ce niveau (Van Wagner 1983; St-Pierre et al. 1991) et auraient une distribution contagieuse (Filion & Morin 1996; Sirois 1995; St-Pierre et al. 1991). De plus, il y aurait une réduction du nombre de semis avec l'augmentation de la distance au semencier. Filion & Morin (1996) ont ainsi observé que plus de 90% des semis d'épinettes noires étaient à moins de 2 mètres de l'arbre source. L'épinette noire produirait également moins de graines que le pin gris. En effet, la quantité moyenne annuelle de dispersion des graines a été estimée à 850 000 graines par hectare (Burns & Honkala 1990a). Le pin gris aurait également un taux de croissance supérieur (Burns & Honkala 1990a) au début de l'installation des semis et serait plus tolérant que l'épinette noire aux conditions des lits de germination. En effet, le pin gris aurait une plus grande capacité d'installation sur des micro-sites où la couche de matière organique est plus épaisse (St-Pierre et al. 1991). L'épinette noire serait donc moins agressive après feu que le pin gris. De plus, la végétation de type éricacée souvent présente dans les pessières pourrait avoir certains effets allélopathiques (Mallik 1989; Yamasaki et al. 2002) ou, entrer en compétition pour les ressources (Jäderlund et al. 1997) avec les semis d'épinette noire.

Le peuplier faux-tremble est reconnu comme étant une espèce caractéristique des paysages fréquemment incendiés (Ahlgren & Ahlgren 1960). Ici, comme pour le pin gris, c'est la densité en peupliers faux-tremble morts qui semble influencer en premier lieu le coefficient de distribution de la régénération. La surface terrière en peupliers faux-tremble

morts est toutefois une variable prédictive aussi valide que la densité du fait qu'elles sont toutes deux fortement corrélées. Il est souvent reconnu que le peuplier faux-tremble se régénère après feu principalement par drageonnement (Ahlgren 1959; Bartos et al. 1994; Bartos & Muegler 1981; Brown & DeByle 1987; Romme et al. 1995; Wang 2003). La régénération par dissémination de graines est un phénomène rare (Romme et al. 1997) du fait de la courte période de production de graines pendant l'année, la courte période de survie des graines matures (2 à 4 semaines) et l'absence de conditions favorables pour la germination et/ou la survie des semis (Burns & Honkala 1990b). Cependant d'après nos résultats et nos observations faites sur le terrain, nous avons constaté que la régénération en peuplier établie à travers les feux étudiés s'était faite principalement sous forme de semis. En effet, bien que les peuplements étudiés étaient composés principalement de pins gris et/ou d'épinettes noires, et que le peuplier était absent avant feu des placettes d'échantillonnage, la présence de régénération en peuplier a été observée et nous avons pu constater sur le terrain que cette régénération n'était pas due à des rejets végétatifs. De plus, le peuplier était très rare à travers les peuplements échantillonnés et la dispersion des rejets végétatifs est limitée à de faibles distances de l'arbre source; Greene et al. (1999) parlant même d'une distance maximale de dispersion des rejets végétatifs de 11 mètres. Le peuplier faux-tremble est une espèce reconnue comme pouvant disséminer ses graines sur de grandes distances de l'ordre de plusieurs kilomètres (Burns & Honkala 1990b; Jobidon 1995). Turner et al. (2003) parlent même d'une distance de dissémination pouvant aller jusqu'à 15 km. La régénération en peuplier par dissémination de graines a également été observée sur les territoires brûlés après le feu de 1988 de Yellowstone (Kay 1993; Romme et al. 1997; Turner et al. 2003), après un feu en 1991 sur la Côte Nord (Lavoie 2001) ainsi que sur des territoires brûlés au Yukon (Johnstone et al. 2004). Le passage du feu permet en effet de réunir de bonnes conditions de germination pour les graines de peuplier en consommant la matière organique et en exposant le sol minéral qui fournit des conditions favorables d'humidité. Le sol minéral exposé est d'ailleurs reconnu comme étant le meilleur lit de germination pour les graines de peuplier (Burns & Honkala 1990b). Le feu élimine également la compétition en tuant la végétation préexistante. Il arrive donc que le peuplier faux-tremble colonise les sites brûlés par graines lorsque des conditions favorables, telles que une grande production de graines, une bonne synchronisation du passage du feu avec la période de dissémination des graines, des

conditions favorables d'humidité, l'absence de compétition et la disponibilité de substrats adéquats, sont réunies (Kay 1993; Romme et al. 1997; Turner et al. 2003).

### **2.5.2. Abondance et qualité des lits de germination**

Le succès de régénération après feu va dépendre de la disponibilité en semenciers mais aussi en lits de germination favorables. Nos résultats montrent que certaines litières rencontrées à travers nos feux influencent les densités de semis après feu. Ainsi, notre première constatation est que la présence de polytric (*Polytricum* sp.) semble être indicatrice de la présence de semis de pin gris, d'épinette noire et de peuplier faux-tremble. La forte association entre les semis et le polytric a également été observée par Fillion & Morin (1996); Greene et al. (2004) et Lavoie (2001). En fait, le polytric et les semis s'établiraient en même temps à la suite du feu sur le même type de lit de germination : le sol minéral ou une mince couche de matière organique (Fleming R.L. & Mossa 1994; Lavoie 2001). En effet, le sol minéral du fait de sa bonne stabilité hydrique offre des conditions favorables à la germination des semis et du polytric et la matière organique fournit de plus les nutriments nécessaires (Chrosciewicz 1974; Chrosciewicz 1990). Cependant, les semis peuvent s'établir également sur le tapis de polytric. En effet, la structure verticale du tapis de polytric faciliterait la pénétration des graines vers les horizons du sol où leur germination se produit en leur permettant de s'imbiber d'eau (Johnson & Fryer 1992; Parker et al. 1997). De plus, le tapis de polytric permet de protéger les semis contre l'érosion par la pluie en stabilisant le sol minéral sous-jacent. Il diminuerait également la compétition des autres plantes herbacées et augmenterait le potentiel hydrique du sol ce qui favoriserait la croissance des semis (Parker et al. 1997).

Bien que le sol minéral soit reconnu comme étant un lit de germination favorable, celui-ci ne ressort pas dans nos analyses comme ayant une influence sur la régénération. Ceci s'explique peut-être par la faible représentativité de ce substrat à travers les feux étudiés (environ 2,5%), mais aussi par le fait que ce substrat ait été colonisé par le polytric. Les semis étant fortement associés avec le polytric, on peut en déduire que les semis se sont probablement établis initialement sur le sol minéral sous-jacent en même temps que le polytric. Le sol minéral serait donc bien un lit de germination favorable à l'établissement des semis.

Le deuxième substrat qui semble influencer positivement la présence des semis de pin gris et d'épinette noire est composé de débris ligneux. L'installation de semis sur les débris ligneux a également été observé par Filion & Morin (1996). En effet, le bois en décomposition garde de bonnes conditions d'humidité (LeBarron 1944) et constitue des sites d'immobilisation de l'azote (N) (Brais et al. 2002), ce qui est favorable à l'établissement et à une bonne croissance des semis. De plus, les débris ligneux augmenteraient la survie des semis en leur fournissant de l'ombrage (Gray & Spies 1997).

Conformément à d'autres études (Charron & Greene 2002; Chrosciewicz 1990), nos résultats (régressions de Poisson) montrent que la présence de matière organique en décomposition nuit à l'établissement et/ou la survie des semis, notamment pour les semis de pin gris. En effet, la matière organique fibreuse laisse passer l'eau sans la retenir et de ce fait sa surface a tendance à sécher rapidement. De plus, la matière organique possède une faible conductivité thermique et voit donc sa température de surface augmenter beaucoup lorsqu'elle est exposée directement aux radiations solaires. Sous ses conditions, la matière organique perd rapidement son humidité (Chrosciewicz 1990). Or, les conditions d'humidité représentant un facteur important pour le succès de germination et la croissance des semis (Duchesne & Sirois 1995; Foster 1985; Thomas & Wein 1985b). Sur une couche de matière organique mince, les semis bénéficieraient d'un approvisionnement constant en eau en étant plus proche du sol minéral, lequel subit moins de variations en terme d'humidité que la matière organique épaisse (Ahlgren & Ahlgren 1960). La réduction de la matière organique serait donc nécessaire à l'établissement et à la survie des semis (Chrosciewicz 1974; St-Pierre et al. 1991). De plus, nos résultats (test de Duncan) montrent que les semis semblent s'établir et mieux croître là où la matière organique résiduelle est la moins importante. Une forte sévérité du feu au sol favoriserait alors le succès de la régénération en diminuant l'épaisseur de matière organique et/ou en exposant le sol minéral qui est un bon substrat de germination autant pour le polytrich que pour les semis de pin gris, d'épinette noire et de peuplier faux-tremble.

Bien que la sévérité du feu au niveau de la canopée n'est pas été un facteur sélectionné par nos régressions, celle-ci semble quand même influencer la régénération en pin gris et en épinette noire (figures 2.2 et 2.3). En effet, à forte sévérité, le coefficient de distribution des semis apparaît être contrôlé par l'abondance des semenciers. Au contraire, lorsque la sévérité est légère, légère-moderée ou modérée, quelque soit la quantité de semenciers disponible, la régénération est faible. La sévérité du feu n'a sans doute pas été assez forte pour permettre l'ouverture d'un nombre suffisant de cônes et donc la libération des graines et/ou la création de lits de germinations favorables (Noël 2001). La sévérité du feu décrite en terme d'arbres morts est en effet reliée à l'intensité du feu et donc à la chaleur dégagée par le feu (Johnson 1992; Van Wagner 1983), ce qui influence l'ouverture des cônes au moment du passage du feu (Waldrop & Brose 1999). La sévérité au niveau du sol conditionnerait quant à elle la réduction de la matière organique et donc la qualité des lits de germination (Chrosciewicz 1990). Plus la sévérité au sol serait forte, plus il y aurait création de lits de germination favorables. Le succès de régénération serait donc meilleur là où il y aurait à la fois une forte sévérité au niveau de la canopée et une forte sévérité au niveau du sol. Au contraire, une faible sévérité au niveau de la canopée combinée à une forte sévérité au niveau du sol, ou encore une sévérité forte au niveau de la canopée combinée au maintien d'une couche de matière organique épaisse nuirait à la régénération.

Bien que nos analyses ne nous permettent pas de faire ressortir la sévérité du feu comme variable influençant le coefficient de distribution de la régénération en peuplier faux-tremble, Turner et al. (2003) ont observé une plus grande densité de semis de peuplier sur des sites sévèrement brûlés, du fait de l'exposition du sol minéral qui est un substrat de germination favorable aux graines de peuplier faux-tremble, et de l'élimination de la végétation herbacée et arbustive par le feu. L'absence de compétition et l'exposition à la lumière permettrait alors une croissance rapide des semis de peupliers pendant les premières années suivant le passage du feu.

## 2.6 CONCLUSION

La coefficient de distribution de la régénération, que ce soit en pin gris, en épinette noire et en peuplier-faux tremble est influencé autant par la surface terrière en arbres morts que par la densité en arbres morts composant les peuplements. Les semis de pin gris, d'épinette noire et de peuplier s'établissent préférentiellement sur les mêmes lits de germination : le polytric qui s'établirait lui-même sur le sol minéral. Les semis s'établissent également sur les débris ligneux qui présentent un taux d'humidité constant favorable aux semis.

Bien que nos analyses ne montrent pas l'influence directe de la sévérité du feu dans le succès de régénération, nous avons tout de même mis en évidence que la régénération en pin gris et épinette noire était plus limitée dans les zones de sévérité légère à modérée, que dans les zones de sévérité forte. La sévérité du feu n'a sans doute pas été assez forte pour permettre l'ouverture d'un nombre suffisant de cônes et donc la libération des graines et/ou la création de lits de germinations favorables. Au contraire, une forte sévérité du feu permettrait d'une part une libération importante des graines contenues dans les cônes de pin gris et d'épinette noire et d'autre part la diminution de l'épaisseur de matière organique, voir l'exposition du sol minéral, ce qui augmente la qualité des lits de germination. La sévérité au niveau de la canopée combinée à la sévérité au sol pourraient donc être de bons indicateurs de la régénération dans les peuplements conifériens.

Ces résultats pourraient avoir des implications en aménagement forestier notamment sur les coupes de récupération. En effet, comme la régénération semblait être défailante dans les zones de sévérité légère à modérée et que les zones de sévérité forte présentaient un plus fort succès de régénération, il serait envisageable alors de laisser des zones de peuplements brûlés à de fortes sévérités en place pour permettre à la régénération naturelle de s'installer. Ceci permettrait d'économiser sur les coûts de reboisement en plus des coûts alloués à la récupération. De plus amples études sur la dynamique de régénération en fonction de la

sévérité du feu autant au niveau de la canopée qu'au sol, seraient à envisager pour confirmer nos résultats.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

L'originalité de cette étude résidait dans le fait de caractériser le patron de sévérité de feux 5 à 7 ans après le passage de celui-ci en se basant sur les cartes d'impact confectionnées par le Ministère des Ressources Naturelles, puis de caractériser la régénération suivant la sévérité du feu et ce à travers plusieurs sites non récupérés de la forêt boréale coniférienne québécoise. Cette étude a montré que les feux en brûlant la forêt boréale à divers degrés d'impact interviennent à la fois dans la dynamique de mortalité et de régénération des peuplements.

L'étude de l'évolution de la mortalité à travers le feu de Val Paradis a permis de montrer que 1) le patron de sévérité s'établissait entre la première et la deuxième année après feu, 2) la sévérité du feu au niveau de la canopée représentait une classe de plus de mortalité que l'impact du feu puisque les classes d'impact légère et modérée avaient évolué respectivement vers des classes de sévérité modérée et forte. L'impact du feu influence donc la dynamique de mortalité dans l'espace et dans le temps. La corrélation entre la sévérité au niveau de la canopée et la sévérité au niveau du sol n'a cependant pu être établie, certainement en raison de l'utilisation de l'épaisseur de matière organique résiduelle comme indicateur de la sévérité au sol au lieu de l'épaisseur de matière organique consommée impossible ici à mesurer. D'autre part, il a été montré que c'est le type de peuplement qui influencerait l'épaisseur de matière organique résiduelle plutôt que la sévérité au niveau de la canopée. En effet, ce sont les peuplements d'épinettes noires qui présentaient l'épaisseur de matière organique résiduelle la plus importante, en raison d'une plus grande accumulation de matière organique avant feu dans les peuplements d'épinettes noires que dans ceux de pins gris.

Bien qu'il n'ait pas été clairement établi que les cartes d'impact représentaient le patron de sévérité d'un feu, en raison de l'absence de corrélation entre la sévérité au niveau de la canopée et la sévérité au niveau du sol, celles-ci ont toutefois un caractère prédictif du patron de sévérité au niveau de la canopée.

La régénération caractérisée 6 et 7 ans après feu devrait donner une bonne estimation de la structure et composition des futurs peuplements. Nos résultats viennent confirmer ceux d'études précédentes, à savoir que c'est la surface terrière des essences composant les peuplements d'origine qui influencerait la régénération en pin gris, épinette noire et peuplier-faux tremble. De plus, les semis se sont établis préférentiellement sur le sol minéral et/ou le polytric et il semblerait également que les débris ligneux soient un bon substrat de germination. La relation entre la sévérité du feu au niveau de la canopée et le succès de la régénération n'était pas significative. Toutefois, le recrutement des semis semble être limité dans les zones où la sévérité au niveau de la canopée était de légère à modérée. Il a été noté également que les semis semblaient mieux s'établir et mieux croître là où l'épaisseur de matière organique résiduelle était la moins importante, ce qui tendrait à confirmer qu'une forte sévérité serait favorable à la régénération. En effet, une forte sévérité au niveau de la canopée permet la libération des graines de pin gris et d'épinette noire alors qu'une forte sévérité au niveau du sol permet la réduction de l'épaisseur de matière organique et la libération de lits de germination favorables.

Les résultats de cette recherche sont importants en matière d'aménagement forestier notamment pour les coupes de récupération et la remise en production des sites brûlés. En effet, nous avons pu constater que les peuplements affectés plus sévèrement présentaient une meilleure régénération que les peuplements affectés plus légèrement. Les zones brûlées sévèrement représentent de plus des habitats pour de nombreuses espèces animales pyrophiles (Nappi et al. 2004). Des coupes partielles dans des zones sévèrement affectées pourraient être envisagées, ce qui permettrait alors d'économiser à la fois sur les coûts de récupération et de reboisement tout en permettant la conservation de la biodiversité. Cependant, Les zones moins sévèrement brûlées représentent des zones refuges pour la faune, et contribuent également au maintien de l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque forestière mise en place par le feu (Bergeron et al. 2002). De plus, les chicots de large diamètre et peu endommagés par le feu sont nécessaires à la survie de certaines espèces (Nappi et al. 2003). Il faudrait alors aussi laisser en place des zones légèrement et modérément brûlées. Au Québec, la coupe de récupération est limitée par l'accessibilité des sites et la construction de routes permettant l'accès aux sites brûlés représente un coût important pour les compagnies forestières. Les zones non accessibles pourraient

alors être préservées, ce qui éviterait le coût engendré par la construction de routes tout en maintenant la mosaïque forestière mise en place par le feu ainsi que la biodiversité.

Cette recherche a permis de mettre en valeur le caractère prédictif des cartes d'impact concernant la sévérité ainsi que leur potentiel en matière d'études sur la régénération. Les cartes d'impact de feu combinées aux cartes écoforestières et de dépôts de surface représenteraient un outil potentiel pour évaluer la quantité et la qualité des lits de germination après feu qui déterminent le succès de régénération.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abrams, M.D. et Dickman, D.I. 1982. Early revegetation of clear-cut and burned jack pine sites in northern lower Michigan. *Canadian Journal of Botany* 60: 946-954.
- Ahlgren, C.E. 1959. Some effects of fire on forest reproduction in northeastern Minnesota. *Journal of Forestry* 57: 194-200.
- Ahlgren, C.E. 1960. Some effects of fire on reproduction and growth of vegetation in northeastern Minnesota. *Ecology* 41: 431-445.
- Ahlgren, I.F. et Ahlgren, C.E. 1960. Ecological effects of forest fires. *Botanical Review* 26: 483-533.
- Alexander, M.E. 1980. Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany* 60: 349-357.
- Allison, P.D. 1999. *Logistic regression using the SAS System : Theory and Application*. Cary, NC : SAS institute Inc.
- Anderson, J.E. et Romme, W.H. 1991. Initial floristics in lodgepole pine (*Pinus Contorta*) forests following the 1988 Yellowstone fires. *International Journal of Wildland Fire* 1: 119-124.
- Bartos, D.L., Brown, J.K., et Booth, G.D. 1994. Twelve years biomass response in aspen communities following fire. *Journal of Range Management* 47: 79-83.
- Bartos, D.L. et Muegler, W.F. 1981. Early succession in aspen communities following fire in western Wyoming. *Journal of Range Management* 34: 315-318.
- Baufait, W.R. 1960. Some effects of high temperatures on the cones and seeds of jack pine. *Forest Science* 6: 194-199.
- Bergeron, Y. et Charron, D. 1994. Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): A dendroecological approach. *Écoscience* 1: 173-184.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., et Gauthier, S. 2002. Natural fire regime : A guide for sustainable management of the canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 81-95.
- Beverly, J.L. et Martell, D.L. 2003. Modelling *Pinus strobus* mortality following prescribed fire in Quetico Provincial Park, northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 740-751.
- Black, A.R. et Bliss, L.C. 1980. Reproductive ecology of *Picea marianna* (Mill.) BSP., at the tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. *Ecological Monograph* 50: 331-354.

- Boulfroy, E., Blouin, D., Patry, A., Lessard, G., Côté, S., Ruest, O., et Deslauriers, L. 2001. Bonification d'un modèle de prédiction de la régénération forestière après feu, en intégrant les données écologiques, l'intensité de feu et la composition des peuplements survivants adjacents. CERFO. Centre collégial de transfert de technologie en foresterie.
- Brais, S., Paré, D., Camiré, C., Rochon, P., et Vasseur, C. 2002. Nitrogen net mineralization and dynamics following whole-tree harvesting and winter windrowing on clayey sites of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management* 157: 119-130.
- Brais, S., Paré, D., et Roch, O. 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management* 137: 231-243.
- Brown, J.K. et DeByle, N.V. 1987. Fire damage, mortality, and suckering in aspen. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1100-1109.
- Burns, R.M. et Honkala, B.H. 1990a. *Sylvics of North America : 1. Conifers. Agriculture Handbook 654. 1, 675.. Washington, DC.*
- Burns, R.M. et Honkala, B.H. 1990b. *Sylvics of North America : 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654. 2, 877. Washington, DC.*
- Camiré, C. 1996. Géologie, dépôts de surface et sols forestiers. *In Manuel de Foresterie. Ordre des Ingénieurs forestiers. Les presses de l'Université Laval, Québec. pp. 4-95.*
- Chappel, C.B. et Agee, J.K. 1996. Fire severity and seedling establishment in *Abies magnifica* forests, Southern Cascades, Oregon. *Ecological Applications* 6: 628-640.
- Charron, I. 1998. Sexual recruitment of trees following fire in the southern mixedwood boreal forest of Canada. Mémoire de Maîtrise. Concordia University, Montreal, Quebec.
- Charron, I. et Greene, D.F. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1607-1615.
- Chrosiewicz, Z. 1974. Evaluation of fire-produced seedbeds for jack pine regeneration in central ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 4: 455-457.
- Chrosiewicz, Z. 1990. Site conditions for Jack Pine seeding. *Forestry Chronicle* 579-584.
- Crête, M., Drolet, B., Huot, J., Fortin, M.J., et Doucet, G.J. 1995. Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1509-1518.
- Diaz-Delgado, R., Lloret, F., et Pons, X. 2003. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing* 24: 1751-1763.
- Duchesne, S. et Sirois, L. 1991. Analyse démographique et écologique de la phase initiale de régénération après feu dans les pessières noires et les pinèdes grises à cladonie. Direction de la recherche, Ministère des forêts du Québec. 41pp.

- Duchesne, S. et Sirois, L. 1995. Phase initiale de régénération après feu des populations conifériennes subarctiques. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 307-318.
- Dyrness, C.T. et Norum, R.A. 1983. The effects of experimental fires on black spruce forest floors in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 879-893.
- Filion, J. et Morin, H. 1996. Distribution spatiale de la régénération de l'épinette noire 8 ans après un feu en forêt boréale (Québec). *Canadian Journal of Forest Research* 26: 601-610.
- Fleming R.L. et Mossa, D.S. 1994. Direct seeding of black spruce in northwestern Ontario : seedbed relationships. *Forestry Chronicle* 70: 151-158.
- Foster, D.R. 1985. Vegetation development following fire in *Picea marianna* (Black spruce)-*Pleurozium* forest of south-eastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology* 73: 517-534.
- Fox, J.F. 1983. Post fire succession of small-mammal and bird communities. *In* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. John Wiley & Sons, New York. pp. 115-180.
- Fryer, G.I. et Johnson, E.A. 1988. Reconstructing fire behaviour and effects in a subalpine forest. *Journal of Applied Ecology* 25: 1063-1072.
- Gouvernement du Québec, Assemblée Nationale du Québec. 1986. Loi sur les forêts.
- Gray, A.N. et Spies, T.A. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78: 2458-2473.
- Greene, D.F. et Johnson, E.A. 1994. Estimating the mean annual seed production of trees. *Ecology* 75: 642-647.
- Greene, D.F. et Johnson, E.A. 1999. Modelling recrutement of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana* and *Picea marianna* following fire in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 462-473.
- Greene, D.F., Noël, J., Bergeron, Y., Rousseau, M., et Gauthier, S. 2004. Recrutement 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.
- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., et Simard, M.-J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 824-839.
- Grondin, P. 1996. Ecologie forestière. *In* Manuel de foresterie. Ordre des Ingénieurs forestiers. Les presses de l'Université Laval, Québec. pp. 133-279.
- Harrington, M.G. 1993. Predicting *Pinus ponderosa* mortality from dormant season and growing season fire injury. *International Journal of Wildland Fire* 3: 65-72.

Heinselman, M.L. 1957. Sylvical characteristics of black spruce (*Picea mariana*). United States Department of Agriculture, Forest Service, Lake States Forest Experimental Station Paper 45, 30p.

Heinselman, M.L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* 3: 329-382.

Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *In Forest Succession : Concepts and applications*. New York. pp. 374-405.

Hély, C., Bergeron, Y., et Flannigan, M.D. 2000. Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 11: 813-824.

Hély, C., Flannigan, M., et Bergeron, Y. 2003. Modelling tree mortality following wildfire in the southeastern Canadian mixed-wood boreal forest. *Forest Science* 49: 566-576.

Herr, D.G. et Dushesne, L.C. 1995. Jack pine (*Pinus banksiana*) seedling emergence is affected by organic horizon removal, ashes, soil, water and shade. *Water, Air and Soil Pollution* 82: 147-154.

Herr, D.G. et Dushesne, L.C. 1996. Effects of organic horizon removal, ash, watering regime, and shading on red pine seedling emergence. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 422-427.

Holmes, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43: 69-78.

Jobidon, R. Autoécologie des quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature*. 1995. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n°117, Québec, 180p.

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

Johnson, E.A. et Fryer, G.I. 1992. Physical characterization of seed microsites-movement on the ground. *Journal of Ecology* 80: 823-836.

Johnson, E.A. et Gutsell, S.L. 1993. Heat budget and fire behaviour associated with the opening of serotinous cones in two *Pinus* species. *Journal of Vegetation Science* 4 : 745-750.

Johnston, M. et Woodard, P. 1985. The effect of fire severity level on postfire recovery of hazel and raspberry in east-central Alberta. *Canadian Journal of Botany* 63: 672-677.

Johnstone, J.F., Chapin, F.S., Foote, J., Kemmett, S., Price, K., et Viereck, L. 2004. Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 267-273.

Jäderlund, A., Zackrisson, O., Dahlberg, A., et Nilsson, M.-C. 1997. Interference of *Vaccinium myrtillus* on establishment, growth, and nutrition of *Picea abies* seedlings in a northern boreal site. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2017-2025.

Kafka, V. 1997. Étude de la structure spatiale et des facteurs ayant affecté la sévérité d'un feu dans la région de la pessière noire à mousses de l'ouest du Québec. Rapport de recherche présenté comme exigence partielle de la maîtrise en Sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal.

Kafka, V., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest : study of a large fire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* 10: 119-127.

Kay, C.E. 1993. Aspen seedlings in recently burned areas of Grand Teton and Yellowstone National Parks. *Northwest Science* 67: 94-104.

Lavoie, L. 2001. Etude de la phase initiale de régénération après le feu de 1991, situé près de Baie Comeau, dans le sud de la forêt boréale québécoise. Thèse Ph.D. Faculté des sciences. Université de Sherbrooke.

Lavoie, L. et Sirois, L. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science* 9: 483-492.

LeBarron, R.K. 1939. The role of forest fires in the reproduction of black spruce. *The Minnesota Academy of Science Proceedings* 7: 11-14.

LeBarron, R.K. 1944. Influence of controllable environmental condition on regeneration of jack pine and black spruce. *Journal of Agriculture Research* 68: 97-119.

MacLean, D.A., Woodley, S.J., Weber, M.G., et Wein, R.W. 1983. Fire and nutrient cycling. *In* The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems. John Wiley & Sons, New York.

Mallik, A.U. 1989. Allelopathy and the competitive advantage of *Kalmia angustifolia* over black spruce. *In* The silvics and ecology of boreal spruces. Proceedings 11th IUFRO northern forest silviculture Management Work. Inf. Rep. N-X-271 ed. pp. 161-162.

Miyaniishi, K. 2001. Duff consumption. *In* Forest fires : behavior and ecological effects. Academic Press ed. San Diego. pp. 437-475.

Morgan, P. et Neuenschwander, L.F. 1988. Seed-bank contributions to regeneration of shrub species after clear-cutting and burning. *Canadian Journal of Botany* 66: 169-172.

Nappi, A., Drapeau, P., Giroux, J.-F., et Savard, J.-P. 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides articus*) in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk* 120: 505-511.

Nappi, A., Drapeau, P., et Savard, J.-P.L. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest : Is it becoming a hot issue for wildlife ? *Forestry Chronicle* 80: 67-74.

- Noël, J. 2001. Régénération forestière après feu et coupe de récupération dans le secteur de Val-Paradis, Abitibi. Mémoire de maîtrise en biologie. Université du Québec à Montréal, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Parker, W.C., Watson, S.R., et Cairns, D.W. 1997. The role of hair-cap mosses (*Polytricum* spp.) in natural regeneration of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss). *Forest Ecology and Management* 92: 19-28.
- Pausas, J.G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T., et Vallejo, R. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *In* A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press ed. New York. pp. 144-169.
- Peterson, D.L. et Arbaugh, M.J. 1986. Postfire survival in Douglas-fir and lodgepole pine : comparing the effects of crown and bole damage. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 1175-1179.
- Pollet, J. et Omi, P.N. 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forest. *International Journal of Wildland Fire* 11: 1-10.
- Quinn, G.P. et Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.
- Regelbrugge, J.C. et Conard, S.G. 1993. Modeling tree mortality following wildfire in *Pinus ponderosa* forests in the Central Sierra Nevada of California. *International Journal of Wildland Fire* 3: 139-148.
- Robitaille, A. et Saucier, J.P. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec. Ste-Foy, Québec. 213p.
- Romme, W.H., Turner, M.G., Gardner, R.H., Hargrove, W.W., Tuskan, G.A., Despain, D.G., et Renkin, R.A. 1997. A rare episode of sexual reproduction in aspen (*Populus tremuloides* Michx.) following the 1988 Yellowstone Fires. *Natural Areas Journal* 17: 17-25.
- Romme, W.H., Turner, M.G., Wallace, L.L., et Walker, J.S. 1995. Aspen, elk and fire in northern Yellowstone National Park. *Ecology* 76: 2097-2106.
- Rowe, J.S. 1983. Concepts of fire effects on plants individuals and species. *In* The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems. John Wiley & Sons, New York.
- Rowe, J.S. et Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quaternary Research* 3: 444-464.

Ryan, K.C. et Noste, N.V. Evaluating prescribed fires. Lotan, J. E., Kilgore, B. M., Fischer, W. C., and Mutch, R. W. Proceedings-symposium and workshop on wilderness fire (1983 November 15-18; Missoula, MT), Gen.Tech.Rep. INT 182. 230-238. 1985. USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, USA.

Ryan, K.C. et Reinhardt, E.D. 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. Canadian Journal of Forest Research 18: 1291-1297.

Schimmel, J. et Granström, A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal swedish forest. Ecology 77: 1436-1450.

Sirois, L. 1993. Impact of fire on *Picea marianna* and *Pinus banksiana* seedling in subarctic lichen woodlands. Journal of Vegetation Science 4: 795-802.

Sirois, L. 1995. Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Québec. Écoscience 2: 177-183.

St-Pierre, H., Gagnon, R., et Bellefleur, P. 1991. Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea marianna*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. Canadian Journal of Botany 69: 717-721.

St-Pierre, H., Gagnon, R., et Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea marianna*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. Canadian Journal of Forest Research 22: 474-481.

Stokes, M.A. et Smiley, T.L. 1968. An introduction to tree-ring dating. University of Chicago Press. Chicago.

Tande, G.F. 1979. Fire history and vegetation pattern of coniferous forests in Jasper National Park, Alberta. Canadian Journal of Botany 57: 1912-1931.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985a. The influence of shelter and the hypothetical effect of fire severity on the postfire establishment of conifers from seed. Canadian Journal of Forest Research 15: 148-155.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985b. Water availability and the comparative emergence of four conifer species. Canadian Journal of Botany 63: 1740-1746.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985c. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. Canadian Journal of Forest Research 15: 727-729.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1990. Jack pine establishment on ash from wood and organic soil. Canadian Journal of Forest Research 20: 1926-1932.

Turner, M.G., Hargrove, W.W., Gardner, R.H., et Romme, W.H. 1994. Effects of fire on landscapes heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. Journal of Vegetation Science 5: 731-742.

Turner, M.G. et Romme, W.H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* 9: 59-77.

Turner, M.G., Romme, W.H., et Gardner, R.H. 1999. Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *International Journal of Wildland Fire* 9: 21-36.

Turner, M.G., Romme, W.H., Reed, R.A., et Tuskan, G.A. 2003. Post-fire aspen seedling recruitment across the Yellowstone (USA) landscape. *Landscape Ecology* 18: 127-140.

R.W. Wein et D.A. MacLean 1983. *The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. John Wiley and sons, New York.

Viereck, L.A. 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. R.W. Wein and D.A. MacLean. *The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. New York, John Wiley and sons.

Waldrop, T.A. et Brose, P.H. 1999. A comparison of fire intensity levels for stand replacement of table mountain pine (*Pinus pungens* Lamb.). *Forest Ecology and Management* 113: 155-166.

Wang, G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* 163: 85-92.

Wang, G.G. 2003. Early regeneration and growth dynamics of *Populus tremuloides* suckers in relation to fire severity. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1998-2006.

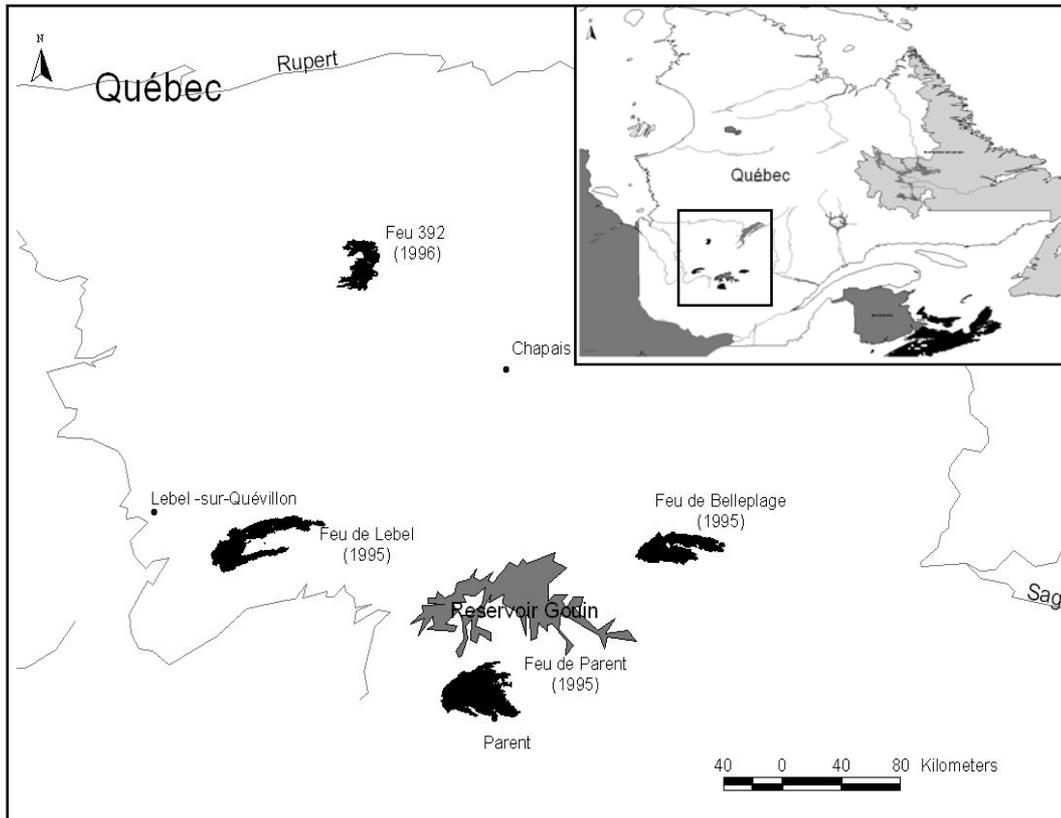
Yamaguchi, D.K. 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 414-416.

Yamasaki, S.H., Fyles, J.W., et Titus, B.D. 2002. Interactions among *Kalmia angustifolia*, soil characteristics, and the growth and nutrition of black spruce seedlings in two boreal Newfoundland plantations of contrasting fertility. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2215-2224.

Zasada, J.C., Sharik, T.L., et Nygren, M. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. *In* A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press ed. New York. pp. 85-125.

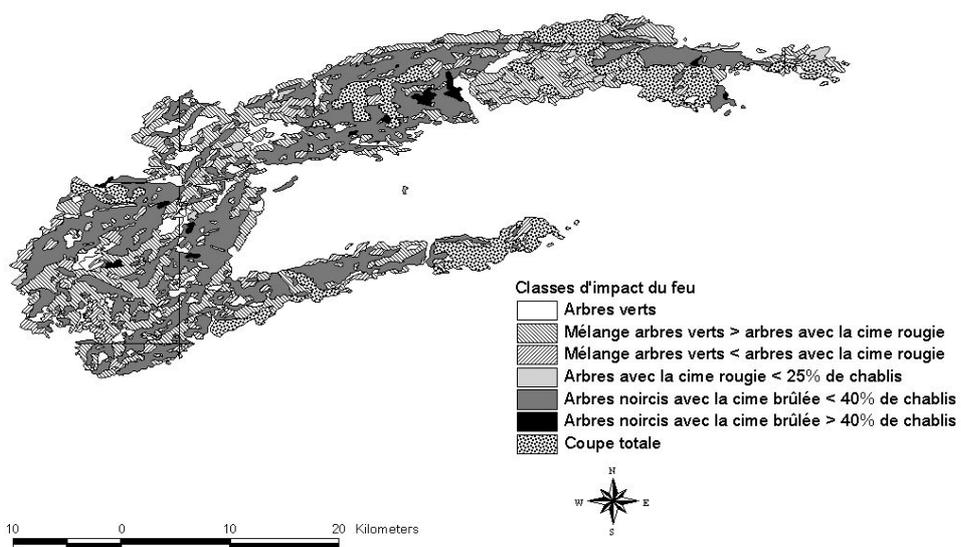
## ANNEXES

**Annexe 1 : Localisation des feux étudiés.**

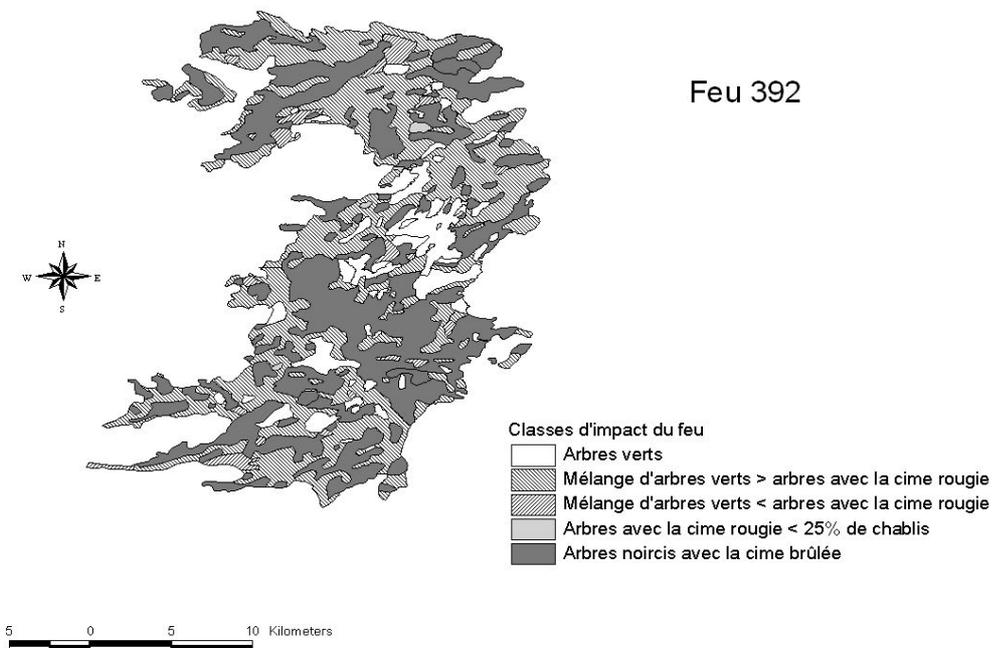


**Annexe 2 : Cartes d'impact des feux étudiés (Source : Ministère des ressources naturelles du Québec).**

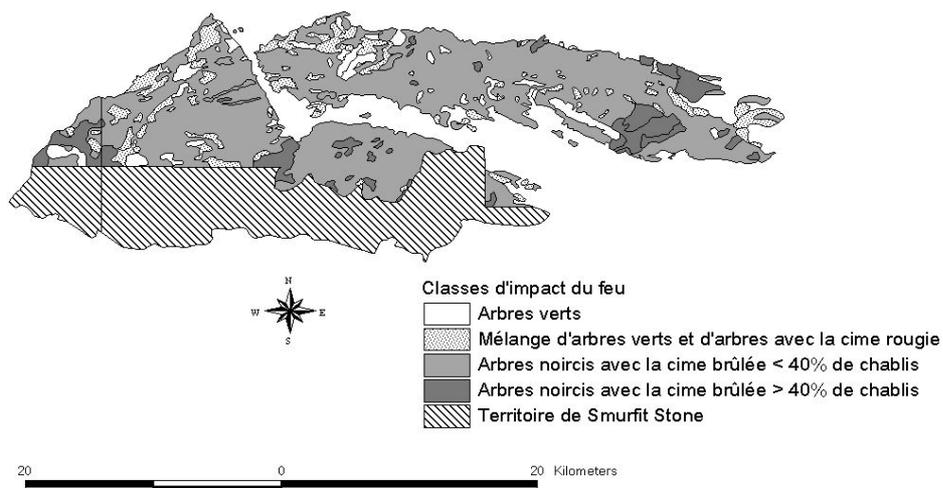
### Feu de Lebel



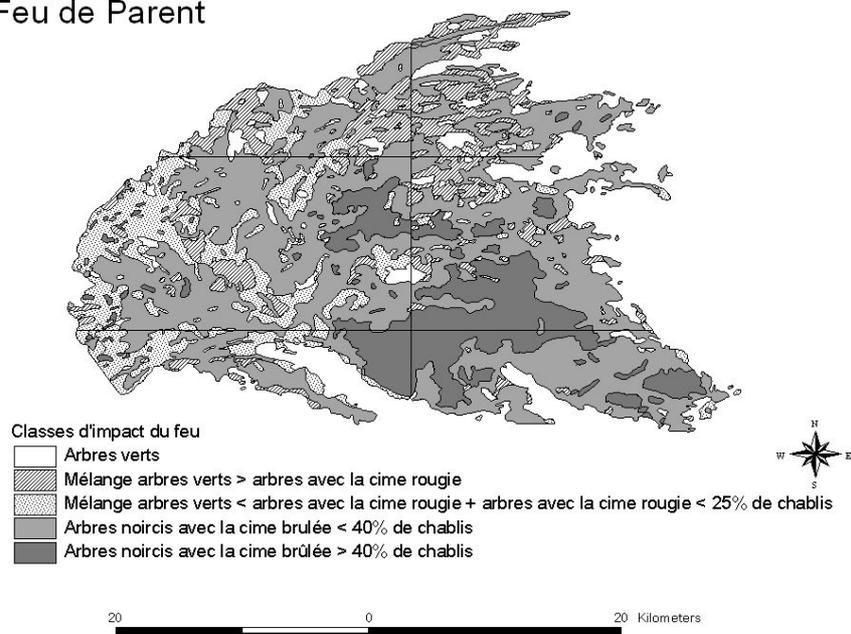
### Feu 392



## Feu de Belleplage



## Feu de Parent



**Annexe 3 :** Données spécifiques de chaque feu étudié (Source : Ministère des Ressources Naturelles du Québec).

<b>Feu</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Date de début du feu</b>	<b>Date de fin du feu</b>	<b>Superficie (hectares)</b>	<b>Moyenne des températures (°C) en Janvier</b>	<b>Moyenne des températures (°C) en Juillet</b>	<b>Moyenne annuelle des précipitations (mm)</b>	<b>Moyenne annuelle de neige (mm)</b>
Lebel	48°48'N	76°34'O	16/08/1995	20/10/1995	49 070	-17,7	17,1	921,4	220,5
392	50°21'N	75°45'O	11/06/1996	18/07/1996	23 353	-24,2	10,4	962,6	301,7
Belleplage	48°48'N	74°03'O	18/08/1995	11/10/1995	39 122	-19,9	16,1	1010,7	352,2
Parent	48°03'N	75°12'O	12/08/1995	06/11/1995	62 317	-19,5	16,5	967,7	228,9
ValParadis	49°09'N	79°26'O	09/06/1997	17/07/1997	12 557	-17,9	16,8	856 ;8	215,9

**Annexe 4 :** Échelle d'évaluation sur les feux de forêt (Source : Ministère des Ressources Naturelles du Québec).

Classe d'impact utilisée lors du survol aérien	Description de l'état des arbres affectés par le feu	Classe de mortalité associée
V	Arbres verts (non affectés par le feu)	Mortalité nulle
V1	Mélange d'arbres verts et d'arbres avec la cime rougie; les arbres verts sont plus nombreux	Mortalité légère
1V	Mélange d'arbres avec la cime rougie et d'arbres verts; les arbres avec la cime rougie sont plus nombreux	Mortalité modérée
1	Arbres avec la cime rougie et généralement moins de 25% de chablis	Mortalité forte
2	Arbres noircis avec la cime brûlée, souvent l'écorce est décollée; généralement moins de 40% de chablis	Mortalité forte
3	Arbres noircis avec la cime brûlée, l'écorce est décollée et; généralement plus de 40% de chablis	Mortalité forte

**Annexe 5 : Année de la mort des arbres des peuplements échantillonnés.**

<b>Feu</b>	<b>Année du feu</b>	<b>Placette</b>	<b>Impact</b>	<b>Sévérité</b>	<b>Essence</b>	<b>Année de la mort</b>
Lebel	1995	1T1	modéré	forte	pba	1989*
Lebel	1995	2T1	modéré	forte	pba	1987*
Lebel	1995	3T1	modéré	forte	pma	1995
Lebel	1995	4T1	modéré	forte	pba	1995
Lebel	1995	5T1	modéré	modérée	pba	1985*
Lebel	1995	6T1	modéré	forte	pma	1995
Lebel	1995	7T1	modéré	forte	pma	1995
Lebel	1995	1T2	fort	forte	pma	1995
Lebel	1995	2T2	fort	forte	pba	1988*
Lebel	1995	3T2	fort	forte	pma	1995
Lebel	1995	4T2	modéré	forte	pma	1995
Lebel	1995	1T3	fort	forte	pba	1995
Lebel	1995	2T3	fort	forte	pma	1995
Lebel	1995	3T3	fort	forte	pma	1974*
392	1996	1T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	2T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	3T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	4T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	5T1	fort	forte	pba	1996
392	1996	6T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	7T1	fort	forte	pba	1995
392	1996	8T1	léger	forte	pba	1996
392	1996	9T1	léger	forte	pba	1995
392	1996	10T10	léger	forte	pba	1995
392	1996	11T1	léger	forte	pba	1995
392	1996	12T1	léger	forte	pba	1987*

<b>Feu</b>	<b>Année du feu</b>	<b>Placette</b>	<b>Impact</b>	<b>Sévérité</b>	<b>Essence</b>	<b>Année de la mort</b>
392	1996	13T1	modéré	forte	pba	1980*
392	1996	1T2	modéré	forte	pma	1996
392	1996	2T2	modéré	forte	pma	1996
392	1996	3T2	modéré	modérée	pma	1995
392	1996	4T2	modéré	modérée	pma	1995
392	1996	1T3	léger	forte	pba	1980*
392	1996	2T3	léger	modérée	pba	1996
392	1996	3T3	léger	légère/modérée	pba	1973*
392	1996	4T3	léger	légère	pba	1977*
392	1996	5T3	léger	légère/modérée	pba	1996
392	1996	6T3	léger	forte	pba	1995
Belleplage	1995	1T1	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	2T1	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	3T1	modéré	forte	pma	1995
Belleplage	1995	4T1	modéré	forte	pma	1990*
Belleplage	1995	5T1	modéré	forte	pma	1995
Belleplage	1995	6T1	modéré	forte	pma	1995
Belleplage	1995	1T2	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	2T2	léger	modérée	pma	1995
Belleplage	1995	3T2	léger	modérée	pma	1995
Belleplage	1995	4T2	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	5T2	léger	forte	pma	1994*
Belleplage	1995	6T2	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	7T2	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	8T2	léger	forte	pma	1995
Belleplage	1995	1T3	fort	forte	pma	1995
Belleplage	1995	2T3	fort	forte	pma	1995
Belleplage	1995	3T3	fort	forte	pma	1995
Belleplage	1995	4T3	fort	forte	pma	1994*

Feu	Année du feu	Placette	Impact	Sévérité	Essence	Année de la mort
Belleplage	1995	5T3	fort	forte	pma	1995
Belleplage	1995	6T3	fort	forte	pma	1995
Belleplage	1995	7T3	fort	forte	pma	1995
Parent	1995	1T1	modéré	forte	pma	1995
Parent	1995	2T1	modéré	forte	pma	1996
Parent	1995	3T1	modéré	forte	_	_
Parent	1995	4T1	modéré	forte	_	_
Parent	1995	5T1	modéré	forte	pma	1995
Parent	1995	6T1	modéré	forte	pma	1995
Parent	1995	7T1	modéré	forte	pma	1995
Parent	1995	8T1	modéré	forte	pma	1995
Parent	1995	1T2	fort	forte	pba	1996
Parent	1995	2T2	fort	forte	pma	1995
Parent	1995	3T2	fort	forte	pma	1995
Parent	1995	4T2	fort	forte	pma	1995
Parent	1995	5T2	fort	forte	pma	1995
Parent	1995	6T2	fort	forte	_	_
Parent	1995	7T2	fort	forte	pba	1995
Parent	1995	8T2	fort	forte	pba	1995

\* = probablement mort avant feu ; \_ = donnée manquante ; pma = *Picea mariana* (épinette noire) ; pba = *Pinus banksiana* (pin gris).

**Annexe 6** : Schéma d'une placette d'échantillonnage.

