

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
PROGRAMME DE MAÎTRISE EN BIOLOGIE EXTENSIONNÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

RÉGÉNÉRATION FORESTIÈRE APRÈS FEU ET COUPE DE RÉCUPÉRATION
DANS LE SECTEUR DE VAL-PARADIS, ABITIBI

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
JOSÉE NOËL

FÉVRIER 2001





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

Mise en garde

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

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

REMERCIEMENTS

Je désire tout d'abord adresser mes remerciements à Yves Bergeron, Sylvie Gauthier et David Greene pour leur support tout au long de la réalisation de ce projet. Je dois aussi remercier spécialement le CRSNG (Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada), le Service canadien des forêts, le Réseau des Centres d'excellence sur la gestion durable des forêts, la Chaire en aménagement forestier durable CRSNG-UQÀM-UQAT et les fonds FCAR pour leur support financier. Merci également aux Industries Norbord et à Tembec-Groupe des produits forestiers pour leur collaboration. Merci à toute l'équipe de mise en place du dispositif et de récolte des données en 1997 : Danielle, France, Marie-Hélène, Stéphanie et Serge. Je ne pourrais omettre de mentionner ceux qui m'ont aidé lors de mes travaux de terrain : Mark, Nadia, Rémi, Mélanie R., Mélanie B., Lise et Stéphane. Finalement, je désire émettre un remerciement tout spécial à mes acolytes de bureau, Sonia et Annie, pour les bons conseils et les rires de fin d'après-midi ainsi qu'à Frédéric pour son perpétuel encouragement.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS _____	ii
LISTE DES FIGURES _____	v
LISTE DES TABLEAUX _____	vi
RÉSUMÉ _____	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE _____	1
CHAPITRE I Lits de germination après feu et coupe de récupération _____	4
1.1 Introduction _____	4
1.2 Territoire d'étude _____	7
1.3 Méthodologie _____	11
1.4 Résultats _____	14
1.4.1 Effet du feu sur les lits de germination _____	14
1.4.2 Effet du feu et de la coupe de récupération sur les lits de germination _____	21
1.4.3 Préférences des espèces et autres caractéristiques des substrats _____	23
1.5 Discussion _____	27
1.5.1 Variabilité et disponibilité des substrats _____	27
1.5.2 Substrats d'établissement de la régénération résineuse _____	29
1.5.3 Autres facteurs susceptibles d'affecter l'établissement _____	33
1.6 Conclusion _____	34
CHAPITRE II Résilience des peuplements après feu et coupe de récupération _____	36
2.1 Introduction _____	36
2.2 Territoire d'étude _____	40
2.3 Méthodologie _____	44
2.4 Résultats _____	48
2.4.1 Effets du feu : changements dans les peuplements _____	48
2.4.2 Paramètres pouvant influencer les densités et les coefficients de distribution de la régénération après feu _____	52
2.4.3 Effets de la coupe de récupération sur la régénération _____	56
2.4.4 Comparaison feu et feu suivi d'une coupe de récupération _____	59

2.4.4.1 Comparaison des peuplements récupérés et non récupérés	59
2.4.4.2 Comparaison de la régénération après feu et feu suivi d'une coupe de récupération	60
2.5 Discussion	65
2.5.1 Résilience des peuplements après feu	65
2.5.1 Régénération des espèces après feu	67
2.5.1.1 Facteurs susceptibles d'influencer la régénération	67
2.5.1.2 Établissement dans le temps	71
2.5.3 Effets de la coupe de récupération sur la régénération des espèces	74
2.6 Conclusion	76
CONCLUSION GÉNÉRALE	78
RÉFÉRENCES	81
ANNEXES	92
Annexe 1 Description détaillée des sites	92
Annexe 2 Patron de prise des données	98

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure 1.1	Localisation du secteur d'étude et des sites d'échantillonnage de Val-Paradis _____	9
Figure 1.2	Pourcentages de représentativité des lits de germination suite au feu de Val-Paradis, globalement et par composition _____	16
Figure 1.3	Résidus du χ^2 présentant les préférences d'établissement des semis d'épinette noire et de pin gris pour les divers substrats disponibles après feu, globalement et par composition _____	16
Figure 1.4	Pourcentage de représentativité des lits de germination sous couvert feuillu en fonction de la sévérité de l'incendie _____	18
Figure 1.5	Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites feuillus, par composition _____	18
Figure 1.6	Pourcentages de représentativité des lits de germination sous couvert mixte en fonction de la sévérité de l'incendie _____	19
Figure 1.7	Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites mixtes, par composition _____	19
Figure 1.8	Pourcentages de représentativité des lits de germination sous couvert résineux en fonction de la sévérité de l'incendie _____	20
Figure 1.9	Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites résineux, par composition _____	20
Figure 1.10	Pourcentage de représentativité des lits de germination selon le type de perturbation _____	22
Figure 1.11	Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) globalement et par perturbation _____	22
Figure 1.12	Résidus du χ^2 par espèce pour l'ensemble du territoire de Val-Paradis _____	23
Figure 1.13	Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle après feu et feu suivi d'une coupe de récupération _____	24
Figure 1.14	Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle après feu et feu suivi d'une coupe de récupération, par espèce _____	24
Figure 1.15	Distance moyenne (m) des souches ou arbres résiduels selon la perturbation _____	25

Figure 1.16 Fréquences relatives d'ombrage des semis résineux après feu et coupe de récupération, globalement et par espèce _____	26
--	----

CHAPITRE II

Figure 2.1 Localisation du secteur d'étude et des sites d'échantillonnage de Val-Paradis _____	42
Figure 2.2 Analyse de correspondance des stations avant et après (passif) feu _____	52
Figure 2.3 Analyse de correspondance des stations avant et après (passif) feu et coupe de récupération _____	60
Figure 2.4 Densité moyenne de la régénération après feu et coupe de récupération, par année _____	61
Figure 2.5 Coefficient de distribution moyen de la régénération après feu et coupe de récupération, par année _____	61
Figure 2.6 Densité moyenne de régénération dans le feu et la coupe de récupération, par année et par espèce _____	63
Figure 2.7 Coefficient de distribution moyen de la régénération dans le feu et la coupe de récupération, par année et par espèce _____	63
Figure 2.8 Coefficients de distribution relatifs des espèces avant et après perturbation _____	64
Figure 2.9 Structure d'âge de la régénération par perturbation et année d'échantillonnage _____	64

ANNEXES

Figure A1.1 Carte de localisation des parcelles d'échantillonnage de Val-Paradis _	97
---	----

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau 1.1 Caractéristiques des types de lit de germination identifiés _____	13
--	----

CHAPITRE II

Tableau 2.1 Analyse de variance de la position des sites ordonnés après feu _____	49
--	----

Tableau 2.2 Analyse de variance de la position des sites sur l'ordination avant et après feu _____	52
---	----

Tableau 2.3 Régressions multiples pas à pas de la densité de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées aux peuplements d'origine _____	54
--	----

Tableau 2.4 Régressions multiples pas à pas du coefficient de distribution de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées aux peuplements d'origine _____	54
---	----

Tableau 2.5 Régressions multiples pas à pas de la densité de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées au peuplement et à l'incendie _____	55
--	----

Tableau 2.6 Régressions multiples pas à pas du coefficient de distribution de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliée au peuplement et à l'incendie _____	55
--	----

Tableau 2.7 Analyse de variance de la position des sites ordonnés après feu et coupe _____	56
---	----

Tableau 2.8 Analyse de variance de la position des sites sur l'ordination avant et après feu suivi d'une coupe de récupération _____	58
---	----

Tableau 2.9 Proportion de la surface terrière totale des espèces d'arbres matures en fonction de la composition et du type de perturbation _____	59
---	----

Tableau 2.10 Caractéristiques des peuplements d'origine, selon la perturbation _____	60
---	----

ANNEXES

Tableau A1.1 Caractéristiques des sites brûlés _____	93
---	----

Tableau A1.2 Caractéristiques des sites brûlés et récupérés _____	95
--	----

RÉSUMÉ

La régénération forestière a été évaluée suite à un feu de printemps (1997) en forêt boréale au nord-ouest du Québec. Les objectifs principaux de l'étude étaient, tout d'abord, de déterminer quels substrats de germination étaient les plus favorables à l'établissement des espèces résineuses et, dans un deuxième temps, de caractériser cette régénération en fonction de la composition avant feu et de la sévérité de l'incendie. Un patron d'expérimentation comprenant trois types de composition (feuillue, mixte, résineuse) ainsi que trois sévérités d'incendie (légère, modérée, sévère) a donc été mis en place dans des secteurs brûlés non récupérés. Les semis et rejets végétatifs des principales essences arborescentes ont été dénombrés par espèce ainsi que par âge à tous les ans à partir de l'été suivant l'incendie. Parallèlement, des dénombrements ont été réalisés dans les secteurs de coupe de récupération, permettant l'évaluation de l'impact de cette seconde perturbation sur la reprise forestière. L'évaluation des lits de germination disponibles et utilisés par la régénération a été réalisée dans les mêmes parcelles, permettant l'utilisation du patron expérimental de compositions et sévérités.

Le feu de printemps a laissé une bonne épaisseur de matière organique résiduelle au sol, soit une moyenne de $9,1 \pm 6,9$ cm. Les substrats organiques minces et épais étaient les plus répandus. Une grande variabilité des conditions après feu a par contre été observée. La coupe de récupération a significativement augmenté la quantité de sol minéral exposé et a diminué l'épaisseur moyenne de matière organique résiduelle. Ce substrat n'a cependant pas été utilisé de façon plus marquée par les semis. La coupe a aussi eu pour effet de diminuer la présence des sphaignes. Les lits de germinations préférentiels étaient les mousses pionnières installées le plus souvent sur de faibles épaisseurs d'humus ou directement sur le sol minéral. Les sphaignes à croissance lente, dans les endroits non récupérés, étaient également utilisées par l'épinette noire. Les substrats organiques pourraient donc être des lits de germination efficaces, pourvu qu'ils présentent de bonnes relations d'humidité.

Les résultats concernant la régénération forestière ont démontré une grande résilience des peuplements. Les semis et rejets végétatifs se sont installés rapidement et de façon simultanée, majoritairement dans les trois premières années après feu. Alors que le pin gris et le peuplier faux-tremble étaient en place dès l'année du feu, le pic d'établissement de l'épinette noire n'a été observé que l'été suivant. L'établissement dans les secteurs récupérés a présenté un délai par rapport à ceux non récupérés. Les densités et coefficients de distribution des espèces étaient cependant comparables entre ces deux secteurs la troisième année après feu sauf pour l'épinette noire qui présentait une faible régénération dans les secteurs récupérés. Cette espèce libère

progressivement ses graines et le retrait rapide des semenciers (l'année du feu dans le cas présent) ainsi que les conditions de sécheresse et de chaleur des substrats retrouvés dans les coupes pourraient être à l'origine de son insuccès. La représentativité du pin gris et du peuplier faux-tremble dans les futurs peuplements pourrait donc être augmentée au détriment de l'épinette noire, et ce à la fois dans les secteurs récupérés et non récupérés.

L'épinette noire aurait donc été défavorisée de deux façons lors du feu de Val-Paradis : par l'épaisseur résiduelle de matière organique assez considérable, bien que variable, laissée par le feu ainsi que par la sécheresse et l'absence de semenciers dans les coupes de récupération. Dans les secteurs où l'épinette noire dominait avant feu, des lisières d'arbres pourraient être conservées lors de la récupération des bois afin d'assurer le plus longtemps possible la disponibilité d'une banque de graines pouvant être dispersées.

Mots clés : régénération forestière, feu de forêt, coupe de récupération, forêt boréale, résilience des peuplements, lits de germination

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt boréale, avec ses 14,7 millions de km² représentant 11 % de la surface terrestre (Bonan et Shugart 1989), est un domaine bioclimatique d'importance au niveau mondial. L'exploitation et l'aménagement forestiers sont les moteurs économiques directs de nombreuses localités en zone boréale, mais cette forêt revêt également toute son importance lorsque l'on parle de biodiversité, de récréation et de tourisme. Les perturbations naturelles sont partie intégrante de la dynamique de cette forêt : les épidémies d'insectes, les chablis et les incendies forestiers contribuent au maintien et au renouvellement des structures et fonctions de cet écosystème (Bergeron *et al.* 1998*b*). Les feux, plus particulièrement, sont des événements récurrents en forêt boréale nord américaine (Sirois et Payette 1989). Le passage du feu influence l'humidité, la température et la quantité de la matière organique au sol de même que la régénération des espèces végétales. Il contrôle ainsi des processus majeurs des écosystèmes comme le cyclage des éléments nutritifs, les flux d'énergie et la productivité (Bonan et Shugart 1989). On peut donc définir la forêt boréale comme un écosystème dont les fonctions sont en quelque sorte dépendantes du feu. Certains auteurs (Kersall *et al.* 1977) indiquent même que, en absence d'incendies, cette forêt perdrait son caractère, sa vigueur ainsi que sa diversité faunique et floristique.

Aux perturbations naturelles vient s'ajouter l'impact anthropique de l'industrie forestière. Les pratiques forestières tendent cependant de plus en plus vers un aménagement écosystémique de la forêt (Bergeron et Harvey 1997). Ce type d'aménagement s'inspire des perturbations naturelles régissant les forêts afin de maintenir la composition et la structure des peuplements caractérisant l'environnement naturel à l'échelle régionale et ainsi favoriser le maintien des fonctions des écosystèmes ainsi que la biodiversité (Bergeron *et al.* 1998*b*, Gauthier *et al.* 1996). Ce faisant, l'aménagement tend vers des objectifs de développement durable de la forêt.

Afin d'élaborer de telles stratégies d'aménagement, une connaissance exhaustive des structures et fonctions des écosystèmes forestiers est primordiale (Bergeron et Harvey 1997, Bergeron *et al.* 1998a). Il est important de bien connaître les régimes ainsi que la dynamique des perturbations naturelles. Conséquemment, il importe de connaître les mécanismes de résilience des écosystèmes et des peuplements, de régénération des espèces arborescentes ainsi que les facteurs pouvant affecter cette régénération à la suite d'une perturbation. L'obtention d'une régénération naturelle adéquate, en nombre et en qualité, est un enjeu de taille compte tenu des coûts associés au reboisement des sites mal régénérés. Au Québec, le reboisement coûte en moyenne entre 1000 et 2000\$ par hectare selon la préparation de terrain effectuée et le type de plants mis en terre (Forêt-Québec, comm. pers.). En étudiant directement la dynamique naturelle de régénération après feu, il sera possible de fournir les informations nécessaires à la mise en place de conditions optimales pour la régénération suite aux perturbations d'origine humaine.

Les effets du feu sur les écosystèmes forestiers boréaux sont bien documentés (Ahlgren et Ahlgren 1960, Rowe et Scotter 1973, Kersall *et al.* 1977, Cayford et McRae 1983, Vierek 1983, Bonan et Shugart 1989, Payette 1992). De même, plusieurs études et publications traitent des processus de régénération après une telle perturbation (Methven *et al.* 1975, Carleton et Maycock 1978, Abrams et Dickmann 1982, Agee et Smith 1984, Morneau et Payette 1989, Sirois et Payette 1989, Zoladeski et Maycock 1990, Sirois et Payette 1991, St-Pierre *et al.* 1991, 1992, Bergeron et Charron 1994, Greene *et al.* 1998, Lavoie et Sirois 1998). Cependant, la majorité des études concernant la régénération ont été réalisées plusieurs années après feu et peu abordent la dynamique initiale des communautés de semis (Cayford 1963, Duchesne et Sirois 1995, Sirois 1995, Greene et Johnson 1999, Charron et Greene 2000). De plus, chaque incendie crée des conditions particulières selon la saison, les conditions météorologiques avant et pendant le feu, la quantité et le type de combustible (Ohmann et Grigal 1981). Il est donc important d'évaluer la régénération forestière

dans de nombreuses situations afin de dresser un portrait le plus complet possible du processus.

La coupe de récupération est une pratique visant à récupérer le maximum de bois des secteurs incendiés. Elle est bien souvent faite à la hâte afin de retirer le plus de bois possible avant l'infestation des résineux par les larves du longicorne noir (*Monochamus scutellatus* [Say]), ce qui en diminue la qualité. Le passage de la machinerie occasionne un stress additionnel au milieu, notamment aux sols (compactage, orniérage, destruction de la régénération hâtive,...). Cet effet est cependant très peu documenté (Brais *et al.* 1999), surtout en ce qui a trait à l'impact de la coupe de récupération sur l'abondance et le type de régénération arborescente (Martinez-Sanchez *et al.* 1999, en Espagne).

La présente étude traite de la régénération forestière après un feu de printemps et une coupe de récupération en zone boréale au nord-ouest du Québec. Dans un premier temps, la question des lits de germination sera abordée. La disponibilité ainsi que l'utilisation de divers substrats par deux espèces résineuses, le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), ont été évaluées. Aussi, l'impact de la coupe de récupération sur la disponibilité et l'utilisation des substrats sera discuté. Dans un deuxième temps, il sera question de régénération des espèces et de résilience des peuplements après incendie et coupe de récupération en fonction de la composition initiale des peuplements. L'évaluation de la régénération a été effectuée immédiatement après perturbations, au niveau des semis et rejets. L'effet de la sévérité du feu sur cette régénération sera également abordé. Les caractéristiques des peuplements ainsi que les conditions environnementales après feu pouvant influencer la régénération seront considérées. Par une comparaison de la régénération entre les deux types de perturbation, nous pourrons voir l'effet de la coupe de récupération sur cette variable et tenter de suggérer des pratiques afin d'assurer une régénération adéquate dans les secteurs récupérés.

CHAPITRE I

LITS DE GERMINATION APRÈS FEU ET COUPE DE RÉCUPÉRATION

1.1 INTRODUCTION

En zone boréale nord, on observe généralement une accumulation de matière organique au sol avec le vieillissement des peuplements, ce qui a pour effet de créer des conditions difficiles pour l'établissement par graines, notamment des espèces arborescentes (Bonan et Shugart 1989). Une épaisse couche organique est effectivement reconnue comme étant un mauvais lit de germination pour les graines dispersées (Rowe et Scotter 1973, Chrosciewicz 1974, Thomas et Wein 1985*b*, Zasada *et al.* 1987, Schimmel et Granström 1996). Selon Bonan et Shugart (1989), une couche de mousse de plus de 5 à 8 cm d'épaisseur pourrait même empêcher la régénération, notamment à cause de mauvaises relations d'humidités (Farrar et Fraser 1953, Zasada *et al.* 1983, Thomas et Wein 1985*c*), soit une trop grande rapidité de rétention d'eau et de sécheresse ainsi qu'un fort potentiel hydrique, ce qui diminuerait globalement la stabilité de la disponibilité en eau. La présence de sphaignes et de mousses hypnacées nuirait aussi à la croissance des semis à cause d'une faible disponibilité des éléments nutritifs (Bonan et Shugart 1989) et de la croissance des mousses elles-mêmes qui font ombrage et engouffrent les semis (Bonan et Shugart 1989, Groot 1996). L'établissement d'une couche de lichen dans les peuplements résineux âgés pourrait aussi constituer une barrière physique à la croissance des racines des semis, réduisant notamment la germination et la croissance de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP; Morneau et Payette 1989, Sirois et Payette 1989). La présence d'une couche de litière inhiberait la germination et la croissance (Ahlgren

et Ahlgren 1960). De plus, une compétition pour les ressources (Jäderlund *et al.* 1997) ainsi que la possibilité de certains effets allélopathiques (Mallik 1989) par les éricacées pourraient empêcher la régénération par graines.

Le passage du feu dans de tels écosystèmes permet alors à la fois d'ouvrir les cônes des espèces sérotineuses et de créer des lits de germination qui seront favorables à l'installation de la régénération (Black et Bliss 1980). Les incendies qui se déclarent en forêt boréale sont généralement de forte intensité et qualifiés de feux de couronne (Van Wagner 1983). Cependant, lors d'un feu donné, la combustion ne se fera pas avec la même sévérité dans toute l'aire incendiée. La matière organique au sol va agir comme isolant à la pénétration de la chaleur durant le feu (Mallik et Gimingham 1985) et être consumée par rayonnement à des degrés variables suite au passage du front (Methven *et al.* 1975, Weber *et al.* 1987). Cette variabilité de combustion pourra être influencée par la température initiale du sol, le type de végétation brûlée et la quantité de combustibles (Ahlgren et Ahlgren 1960, Wells *et al.* 1979, Ohmann et Grigal 1981), la température du feu (Zasada *et al.* 1987) ainsi que par l'humidité du sol (Van Wagner 1972, Frandsen 1987, Weber *et al.* 1987). La saison d'incendie pourra aussi entrer en ligne de compte : au printemps, les sols sont généralement plus frais et plus humides, ce qui peut freiner sur la combustion (Ohmann et Grigal 1981). La microtopographie ainsi que les caractéristiques du vent pourront également faire varier l'intensité de l'incendie dans l'espace et dans le temps.

Les types de substrats retrouvés après feu ainsi que l'épaisseur résiduelle de couverture morte peuvent différer grandement sur de petites distances (Methven *et al.* 1975, Zasada *et al.* 1987, Zasada *et al.* 1992). La diversité de sites potentiels peut ainsi permettre une diversité de niches de régénération pour les espèces (Grubb 1977). Malgré cela, il existe des différences entre l'efficacité de germination et de survie sur différents substrats car les espèces ne possèdent pas toutes la même habileté à utiliser la panoplie de substrats disponibles (Zasada *et al.* 1983, Ohlson et Zackrisson 1992).

L'environnement des microsites à l'échelle de quelques centimètres peut en effet déterminer la germination et la croissance des individus, et ce facteur pourrait gouverner les changements en composition dans les communautés végétales (Harper 1977).

Le degré de combustion de la couche organique serait un bon indicateur des impacts biologiques du feu au sol (Van Wagner 1983) et la variabilité de cette combustion pourrait être un facteur important dans les processus de colonisation après feu (Rowe 1983, Johnson 1992, Schimmel et Granström 1996). Schimmel et Granström (1996) ont révélé, pour les espèces à dispersion de graines, une relation positive directe entre la profondeur brûlée et le succès initial d'établissement. Cette réduction de la profondeur de la couverture morte par le feu serait essentielle à la régénération avec succès de plusieurs espèces, dont le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.; Chrosciewicz 1974, Abrams et Dickmann 1982, Payette 1992). L'épinette noire aurait également un meilleur établissement et une meilleure croissance sur des sites brûlés modérément à sévèrement (Zasada *et al.* 1992). En réduisant l'épaisseur de matière organique, les semis se retrouvent alors plus près d'un approvisionnement constant en eau par les couches organiques inférieures mieux décomposées et le sol minéral sous-jacent, ce qui augmente leur chance de survie (Ahlgren et Ahlgren 1960, Chrosciewicz 1974, Thomas et Wein 1985*b*). Les conditions d'humidité au sol constitueraient de ce fait un facteur déterminant pour la germination et la croissance des semis (Foster 1985, Thomas et Wein 1985*c*, Kenkel 1986).

La coupe de récupération des bois incendiés, par le passage de la machinerie, provoque une seconde perturbation, notamment au niveau du sol. L'éventualité d'une seconde réduction de l'épaisseur de la matière organique résiduelle et d'une plus forte exposition du sol minéral pourrait améliorer les conditions des lits de germination. Cependant, l'orniérage et le compactage possibles des sentiers de débardage pourraient également provoquer des impacts négatifs sur la productivité des sols, notamment des

argiles (Brais et Camiré 1998). Aussi, l'exposition directe des parterres de coupe pourrait emmener un stress hydrique important, le sol ayant déjà été noirci par le feu, assécher la sphaigne et nuire à la reprise forestière (Vincent 1965).

À la suite d'un feu de printemps en zone boréale nord au Québec, nous avons voulu évaluer les lits de germination disponibles et utilisés par la régénération résineuse en pin gris et en épinette noire. La caractérisation des substrats a été réalisée dans 36 parcelles non récupérées réparties selon 3 compositions de peuplements (feuillu, mixte, résineux) et selon 3 sévérités de feu (léger, modéré, sévère). Selon la littérature, les semis de résineux devraient s'installer sur des lits de germination caractérisés par une faible épaisseur de couverture morte résiduelle, les lits de sol minéral et de sol organique mince (Oh) étant préférés. De même, ces semis devraient tendre à s'installer à proximité des troncs, où il y aurait une meilleure combustion du sol, ainsi qu'aux endroits moins ombragés (Kiil 1970, Thomas et Wein 1985*a*). Parallèlement, une caractérisation des substrats disponibles et utilisés a été réalisée dans 24 parcelles installées dans les coupes de récupération adjacentes aux secteurs non récupérés. On a ainsi pu évaluer l'impact de cette deuxième perturbation sur la disponibilité des substrats et comparer l'utilisation des lits de germination entre les deux perturbations.

1.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE

Le territoire soutenant les sites d'étude est situé près de Val-Paradis (figure 1.1), au nord-ouest du Québec, dans la région de l'Abitibi. Val-Paradis (49°09'N – 79°17'O) est une petite municipalité d'environ 350 habitants qui fait partie de la Municipalité de la Baie-James. Elle se situe à près de 50 km au nord de La Sarre et à environ 15 km à l'est de la frontière ontarienne.

Le socle rocheux sous-jacent fait partie de la province tectonique du Lac-Supérieur du bouclier canadien. Il est formé en grande partie de roches magmatiques intrusives, soit de tonalites, granodiorites et trondhjémites gneissiques (MER 1984). On retrouve également quelques intrusions ultrabasiques et basiques de gabbro et diorites ainsi que quelques roches magmatiques effusives constituées de métavolcanites basiques (métabasaltes et filons-couches gabbroïques; MER 1984). Les principaux dépôts de surface de la région à l'étude se composent de till indifférencié. Le substratum rocheux, recouvert d'une couche de till de moins de 25 cm, affleure également en de nombreux endroits, les sols étant généralement minces dans le secteur. On y retrouve aussi quelques zones de dépôts glacio-lacustres de faciès d'eau profonde, soit des zones argileuses. Des luvisols se retrouvent sur la plupart des bas plateaux tandis que des podzols se développent sur les substrats sablonneux (Groupe de travail sur les écorégions 1989). Finalement, on retrouve des gleysols de même que des sols organiques dans quelques dépressions mal drainées.

Le secteur d'étude se situe dans la zone écoclimatique du boréal moyen humide (Groupe de travail sur les écorégions 1989). La station météorologique la plus près se trouve à La Sarre (48°47'N – 79°13'O), à une altitude de 244 mètres. Les normales de température enregistrées entre 1961 et 1991 ont été de -17,9°C en janvier et de 16,8°C en juillet (Environnement Canada 1993). Les précipitations sont de l'ordre de 856,8 mm par année dont 215,9 mm de neige et 640,1 mm de pluie (Environnement Canada 1993). Entre 1951 et 1980, on y a compté une moyenne de 64 jours sans gel par année, bien que le gel puisse survenir occasionnellement pendant la saison de croissance (Anonyme 1982).

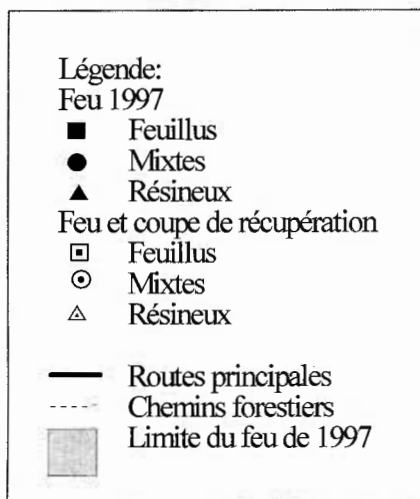
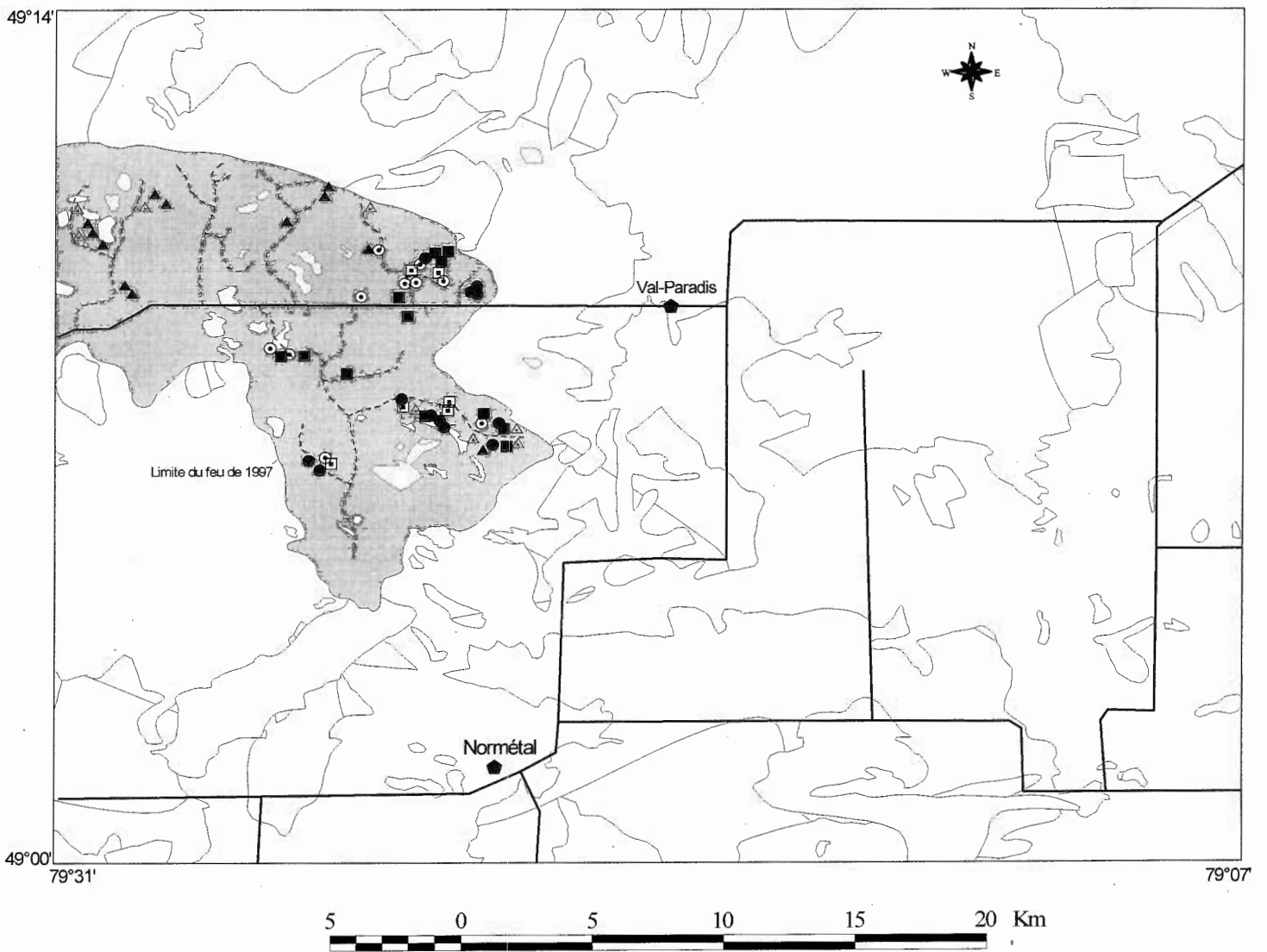


Figure 1.1 Localisation du secteur d'étude et des sites d'échantillonnage de Val-Paradis

Le secteur de Val-Paradis se trouve à l'intérieur du domaine bioclimatique de la sous-zone boréale supérieure, dans le sous-domaine de l'ouest de la pessière noire à mousses (Grondin 1996). À la latitude du territoire à l'étude croissent principalement des forêts dominées par l'épinette noire et le pin gris. On y retrouve aussi des peuplements mixtes de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), de peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.), de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh), d'épinette noire et d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss.), avec à l'occasion quelques individus de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Finalement, de nombreuses zones dénudées et semi-dénudées humides peuvent s'observer dans les dépressions, où se côtoient sphaignes, éricacées et arbustes. La dynamique des peuplements du territoire est associée surtout au régime des feux, au climat ainsi qu'aux caractéristiques des forêts avant feu (Grondin 1996). Les peuplements de l'ensemble du territoire à l'étude étaient issus de feux ayant brûlé entre 1910 et 1930 (Kafka *et al.*, carte non publiée). Les peuplements utilisés pour la présente étude avaient majoritairement entre 65 et 85 ans (voir annexe 1).

Une première perturbation a été le feu, qui a été allumé par la foudre le 9 juin 1997 et a été en activité pendant 38 jours. Les 4 premiers jours de l'incendie plus intenses, ont contribué à la presque totalité de l'étendue du feu. Cet incendie d'envergure a brûlé 12 557 hectares (~126 km²) de forêt au Québec et 670 hectares (~7 km²) en Ontario. Le feu, qualifié de feu de couronne, s'est étendu au Québec de 49°02' à 49°12' de latitude nord et de 79°21' à 79°31' de longitude ouest, soit jusqu'à la frontière ontarienne (figure 1.1). Puisqu'il s'agissait d'un feu de printemps, le sol forestier était encore gelé ou assez humide à maints endroits, ce qui a pu affecter la combustion à ce niveau.

L'aménagement forestier de ce territoire est effectué par deux compagnies régionales, Les Industries Norbord et Tembec-Groupe des produits forestiers, toutes deux de La Sarre. Le secteur au nord du rang X-I de Val-Paradis est de ce fait concédé par le

gouvernement du Québec à la compagnie Norbord, Tembec aménageant pour sa part le secteur au sud du même rang. Des chemins d'accès étaient présents et certaines coupes avaient déjà été effectuées avant l'incendie de 1997, suivies de plantations datant de 1990 (Norbord) et de 1991-1992 (Tembec).

Suite au feu, des coupes de récupération du bois brûlé ont été réalisées sur la presque totalité du territoire. En cas de désastre naturel, l'article 79 de la *Loi sur forêts* du gouvernement du Québec prévoit la préparation et la mise en application d'un plan spécial d'aménagement en vue d'assurer la récupération des bois. Pratiquement toutes les billes pouvant être récupérées l'ont été à l'été et à l'automne 1997 afin d'éviter le plus possible l'infestation des résineux incendiés par les larves du longicorne noir (*Monochamus scutellatus* [Say]). Des volumes de 315 600 m³ et 241 000 m³ de bois ont été récupérés par les compagnies Tembec et Norbord, respectivement. Seules les zones plus humides ou trop abruptes n'ont pas été récoltées. Des parcelles de forêt brûlée ont également été conservées pour l'UQAT-UQÀM en collaboration avec les compagnies forestières et le Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Deux techniques de coupe ont été utilisées par les compagnies forestières : la compagnie Tembec a effectué de la coupe par arbre entier avec ébranchage en bordure du chemin et mise en andain des résidus tandis que Norbord a fait de la coupe par tige, avec ébranchage sur le parterre de coupe, et donc aucune mise en andain.

1.3 MÉTHODOLOGIE

Tout de suite après le feu, soit à l'été 1997, 36 parcelles d'environ 1 hectare chacune (voir annexe 1 et figure 1.1) ont été sélectionnées avant même que ne débute la coupe de récupération. La sélection a été faite directement sur le terrain et à l'aide de cartes forestières (Ministère des Ressources naturelles du Québec). Les 36 sites ont été

répartis de façon à obtenir 12 sites de chacune des compositions forestières avant feu (feuillu, mixte et résineux). La composition devait refléter la dominance du peuplement. Les sites tels qu'installés l'année du feu n'ont cependant pas tous été retrouvés les années subséquentes, certains ayant été coupés. Une attention a été portée afin de relocaliser ces sites et de conserver le patron d'échantillonnage.

Les parcelles ont été sélectionnées de façon à minimiser le plus possible les variables autres que celles étudiées. Les arbres dominants des sites devaient être matures, les sites le plus possible mésiques, plats, avec une bonne épaisseur de sol forestier. On a ainsi minimisé les effets des variables reliées à l'âge, au régime hydrique, à l'orientation, le degré, et l'exposition des pentes ainsi qu'aux sols minces. Il importait de diminuer le plus possible l'effet de ces variables qui pourraient entrer en ligne de compte dans le processus de régénération forestière.

À l'intérieur de chaque hectare conservé, un quadrat de 20 mètres par 20 mètres (400 m²) a été installé. Les quadrats ont été orientés vers le nord. Vingt-quatre quadrats de même dimension ont aussi été installés, en 1998, dans les coupes de récupération adjacentes aux parcelles non récupérées (voir annexe 1 et figure 1.1). Ces derniers ont également été répartis selon les 3 compositions forestières décrites précédemment ainsi qu'entre les deux secteurs de coupe. Les mêmes critères de sélection ont été utilisés afin de minimiser l'effet possible des différentes variables environnementales.

Au centre de chaque quadrat installé, à la fois dans les parcelles non récupérées et dans les coupes, un transect de 30 mètres de longueur a été tracé, orienté vers le nord avec 5 mètres d'excédent de chaque côté du quadrat. L'épaisseur de la matière organique résiduelle (horizons F et H) a été mesurée à tous les mètres sous ce transect (31 points témoins). L'utilisation de l'épaisseur résiduelle, pouvant influencer le succès d'établissement selon les caractéristiques du substrat, serait en effet préférable à

l'épaisseur brûlée, souvent utilisée (Chrosciewicz 1974). On y a aussi identifié le type de lit de germination sous-jacent (tableau 1.1), noté la présence ou l'absence d'ombrage direct du point d'échantillonnage et mesuré la distance séparant ce point du tronc d'arbre, ou de la souche, le plus près. Le long du transect et jusqu'à 50 cm de chaque côté (1 m dans les sites récupérés) lorsque nécessaire à cause d'une trop faible régénération, la position de tous les semis et rejets végétatifs a été notée, avec l'espèce et l'âge du semis ou du rejet de même que l'épaisseur résiduelle de matière organique au pied de ce dernier. Finalement, la caractéristique du lit de germination, la présence d'ombrage de même que la distance du tronc ou de la souche la plus proche ont été pris en note.

Tableau 1.1 Caractéristiques des types de lit de germination identifiés

Lit de germination	Caractéristiques
Bois	Débris ligneux au sol, en décomposition et pénétrable par les racines des plantules
Oh (organique mince)	Substrat organique bien décomposé, noir, ou fibreux mince, de moins de 10 cm
Of (organique épais)	Substrat organique en décomposition, dans lequel on distingue les composantes fibreuses; généralement assez épais (plus de 10 cm)
Mousse	Mousse verte croissant sur l'humus mince ou sur le sol minéral exposé (généralement <i>Polytrichum</i>)
Minéral	Sol minéral exposé
Sphaigne	Mousse de sphaigne morte ou en reprise lente, de couleur beige

Les pourcentages de représentativité des divers lits de germination après les deux perturbations ont été évalués puis comparés par des tests de χ^2 (Scherrer 1984). Selon Prévost (1997), la réceptivité d'un substrat pourrait être calculée par une méthode d'analyse des ratios en divisant la proportion de semis sur un type de substrat par le

pourcentage de couvert de ce type. Comme les principales espèces se reproduisant par graine dans le secteur de Val-Paradis sont l'épinette noire (epn) et le pin gris (pig), seules ces deux espèces ont servi pour les analyses. Les résidus du χ^2 ont été calculés pour différentes situations afin de représenter les préférences éventuelles d'établissement des semis résineux selon les lits de germination. La fréquence théorique, plutôt que déterminée par probabilités, a été déterminée en multipliant le pourcentage de représentativité du substrat en question pour la situation évaluée (obtenue par les points témoins) par le nombre de semis total échantillonné pour cette même situation. Par exemple, si pour les parcelles feuillues, 50% des points témoins étaient de l'organique fibreux et que 100 semis avaient été échantillonnés pour cette situation, on s'attendait à 50 semis croissant sur l'organique fibreux. Cette proportion théorique a alors été comparée à celle obtenue réellement.

Des tests de χ^2 ont également été élaborés à chaque fois afin de vérifier la signification de ces préférences potentielles. Des comparaisons de moyennes sur les données en rang ont été utilisées pour tester les épaisseurs de matière organique résiduelle de même que les distances entre les semis et les arbres/souches résiduels. Finalement, d'autres comparaisons de fréquences (χ^2) ont servi afin d'évaluer l'ombrage des microsites.

1.4 RÉSULTATS

1.4.1 Effet du feu sur les lits de germination

Globalement, les substrats les plus présents suite au passage du feu de 1997 (figure 1.2), et donc potentiellement disponibles pour la germination, étaient les substrats organiques, fibreux (à près de 50%) et humiques (incluant fibreux mince; ~ 25%). L'épaisseur moyenne de matière organique résiduelle pour l'ensemble du territoire

incendié et récupéré était de $9,1 \pm 6,9$ cm. Cette disponibilité en substrats variait cependant quelque peu selon la composition des peuplements (figure 1.2). Ce sont les compositions feuillue et résineuse qui différaient le plus : moins de bois et de substrats organiques minces mais plus de substrats organiques fibreux et de sphaigne sous les résineux alors que le contraire est observé en zone feuillue. Le substrat minéral, par contre, était plus représenté sous couvert mixte que sous les autres compositions.

Cette abondance marquée des lits organiques ne reflète cependant pas les préférences d'utilisation des substrats (figure 1.3), calculées à l'aide de résidus du khi carré. Globalement, les semis de résineux (pin gris et épinette noire) se sont installés préférentiellement sur la mousse, avec une tendance vers l'établissement sur sphaigne. Cette tendance s'est révélée significative dans les parcelles mixtes (figure 1.3), alors que l'utilisation plus forte de la mousse était significative pour les compositions feuillue et résineuse. L'analyse par composition a également fait ressortir une préférence pour le substrat minéral sous couvert résineux, alors qu'une contre-préférence se présente pour ce même substrat sous couvert mixte.

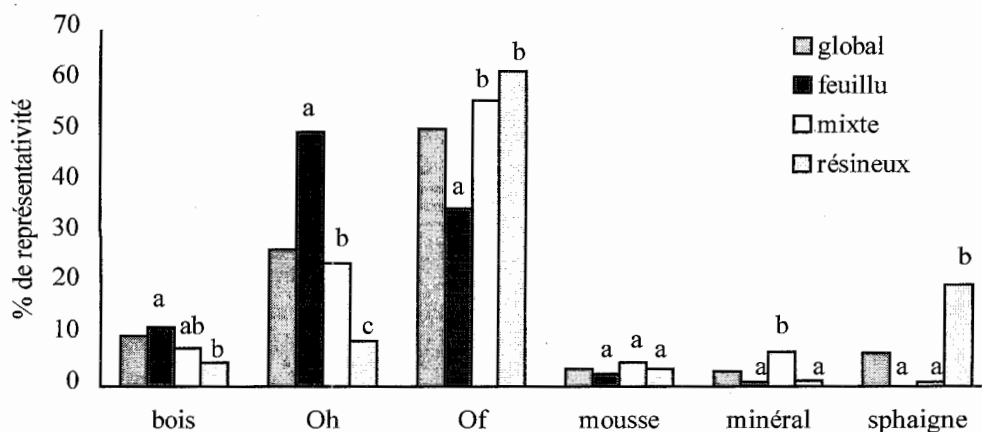


Figure 1.2 Pourcentages de représentativité des lits de germination suite au feu de Val-Paradis, globalement et par composition (χ^2 , $p < 0,05$, comparaison entre les compositions, les lettres différentes indiquent des différences significatives)

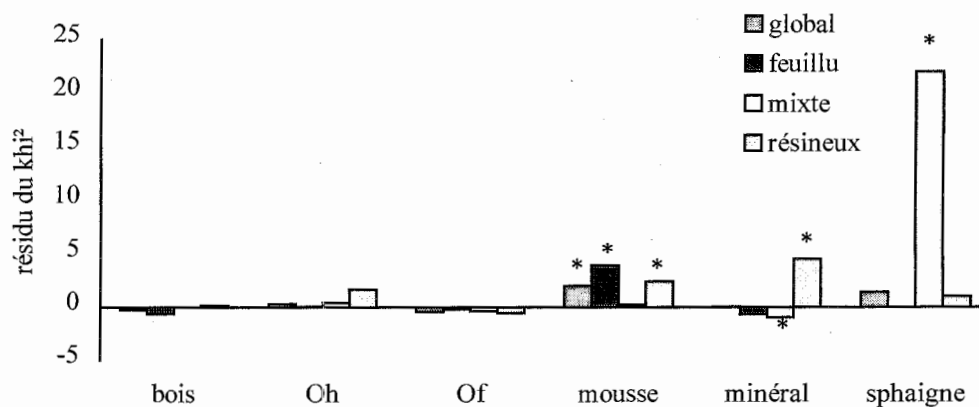


Figure 1.3 Résidus du χ^2 présentant les préférences d'établissement des semis d'épinette noire et de pin gris pour les divers substrats disponibles après feu, globalement et par composition; les barres surmontées d'un astérisque présentent des différences significatives entre les fréquences attendues et obtenues (χ^2 , $p < 0,05$)

Nous sommes donc à même de constater qu'il existait des différences dans la disponibilité et l'utilisation des substrats selon la composition des peuplements. Aussi, pour l'analyse de l'effet de la sévérité de l'incendie sur la disponibilité et l'utilisation des lits de germination, l'approche par composition a été retenue.

L'organique mince présentait toujours une plus forte importance comparativement à l'organique épais sous couvert feuillu et les lits de sphaigne étaient absents (figure 1.4). Les semis d'épinette noire et de pin gris s'installaient encore une fois préférablement sur la mousse, malgré sa très faible représentativité (figure 1.5).

En peuplement mixte, une plus grande quantité de sol minéral était présente sous feu léger que sous feu modéré ou sévère (figure 1.6). Cette plus forte présence de minéral ne se traduisait cependant pas par une préférence d'établissement. Seule la sphaigne sous feu léger, bien que faiblement représentée, était utilisée préférablement (figure 1.7).

Finalement, la zone résineuse se caractérisait par une plus forte présence de sphaigne ainsi qu'une moins grande proportion de substrat fibreux sous feu léger alors que le feu modéré présentait tout à fait le contraire (figure 1.8). Le feu sévère présentait également, tout comme dans le cas du modéré, une moins grande proportion de sphaigne que ce que l'on s'attendait d'avoir. Les préférences des semis pour les divers lits de germination ont semblé beaucoup plus affectées par la sévérité de l'incendie. Sous feu léger, on a dénoté une préférence significative des semis pour le substrat organique mince (Oh) et non pour la sphaigne (figure 1.9), bien que cette dernière ait été bien représentée. Sous feu modéré, la mousse était privilégiée. Et sous feu sévère, plusieurs lits de germination seraient bien utilisés, et ce malgré leur disponibilité plutôt faible : la mousse, le minéral et la sphaigne.

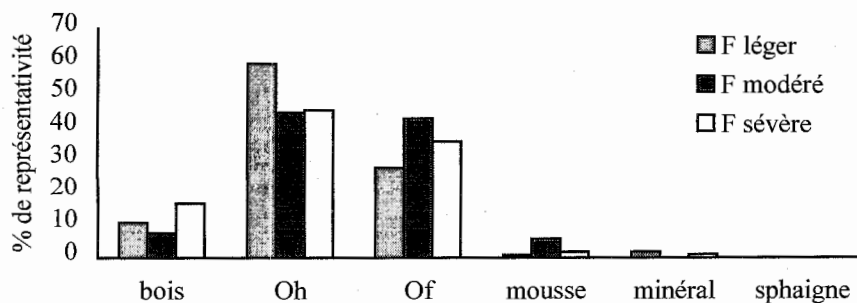


Figure 1.4 Pourcentage de représentativité des lits de germination sous couvert feuillu en fonction de la sévérité de l'incendie (χ^2 , $p < 0,05$, aucune distinction significative entre les sévérités)

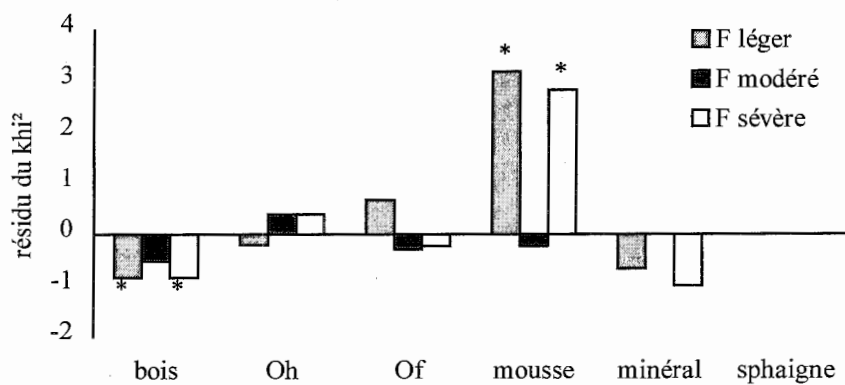


Figure 1.5 Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites feuillus, par composition (* χ^2 , $p < 0,05$)

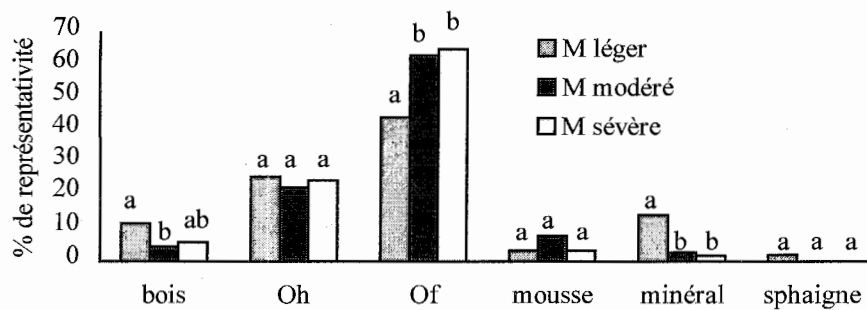


Figure 1.6 Pourcentages de représentativité des lits de germination sous couvert mixte en fonction de la sévérité de l'incendie (χ^2 , $p < 0,05$)

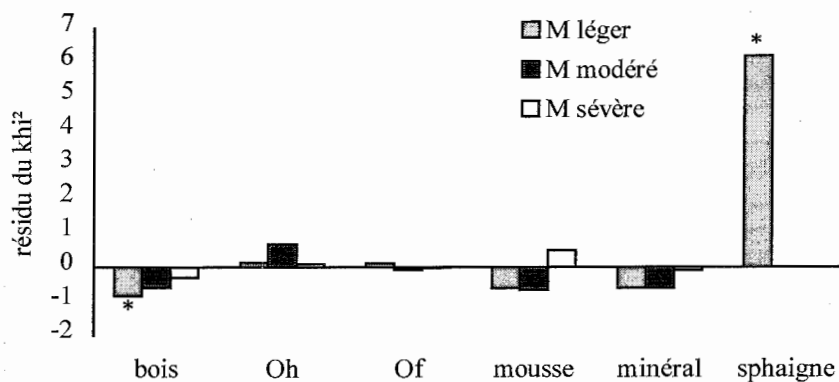


Figure 1.7 Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites mixtes, par composition (χ^2 , $p < 0,05$)

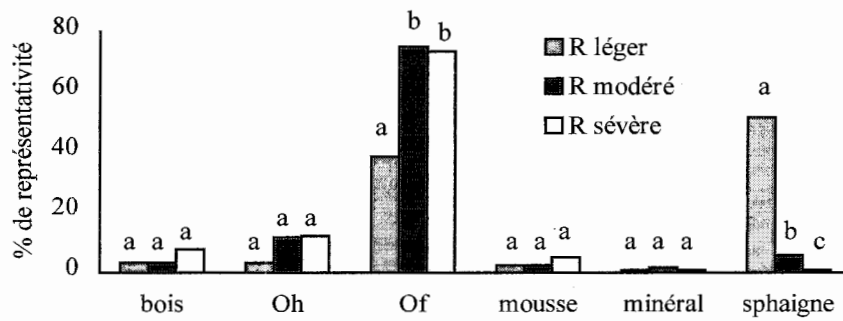


Figure 1.8 Pourcentages de représentativité des lits de germination sous couvert résineux en fonction de la sévérité de l'incendie (χ^2 , $p < 0,05$)

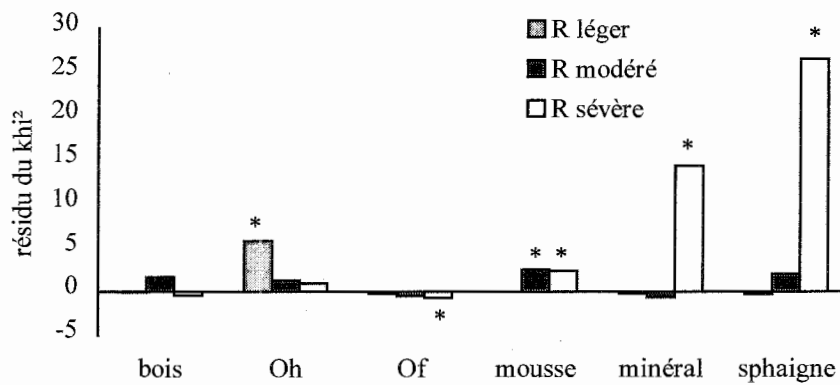


Figure 1.9 Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) pour les sites résineux, par composition (* χ^2 , $p < 0,05$)

1.4.2 Effet du feu et de la coupe de récupération sur les lits de germination

Tout comme dans le cas du feu, les lits les plus représentés dans les coupes étaient les lits organiques fibreux et humiques (figure 1.10). La coupe de récupération présentait par contre significativement plus de substrat minéral ($\chi^2= 715,0$ $p<0,05$) que les parcelles non récupérées. Aussi, on retrouvait plus de lits de sphaigne ($\chi^2= 53,6$ $p<0,05$) et de bois mou ($\chi^2= 33,8$ $p<0,05$) dans les parcelles simplement brûlées qu'après feu suivi d'une coupe de récupération. La comparaison des épaisseurs résiduelles de matière organique entre les deux perturbations a révélé un épaisseur supérieure ($F=51,1$, $p=0,0001$) au niveau du feu ($10,1\pm 7,2$ cm) que de la coupe de récupération ($7,8\pm 6,2$ cm). Finalement, la compilation des données d'ombrage (présence ou absence) a indiqué que les lits de germination disponibles étaient plus ombragés après feu (53,8 %) qu'après feu suivi d'une coupe de récupération (10,8 %; $\chi^2= 277,1$ $p<0,05$).

Les résultats concernant l'établissement des semis toutes essences confondues (figure 1.11) démontrent que la préférence pour les mousses était effective pour la coupe aussi bien que pour le feu et qu'il n'y avait donc pas de différence à ce niveau entre les perturbations.

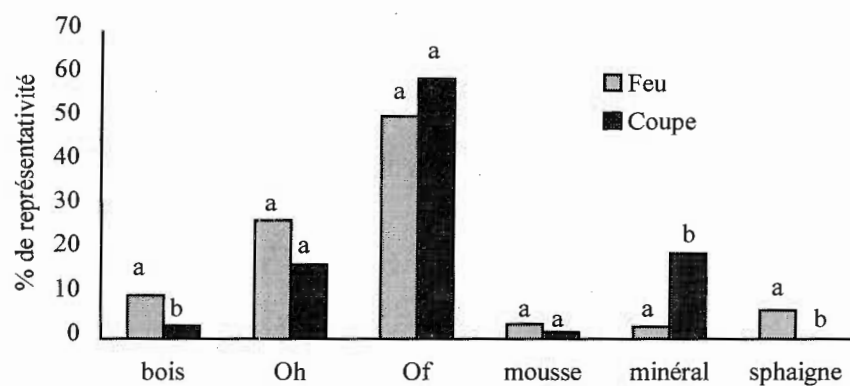


Figure 1.10 Pourcentage de représentativité des lits de germination selon le type de perturbation (χ^2 , $p < 0,05$, les lettres différentes représentent des différences significatives)

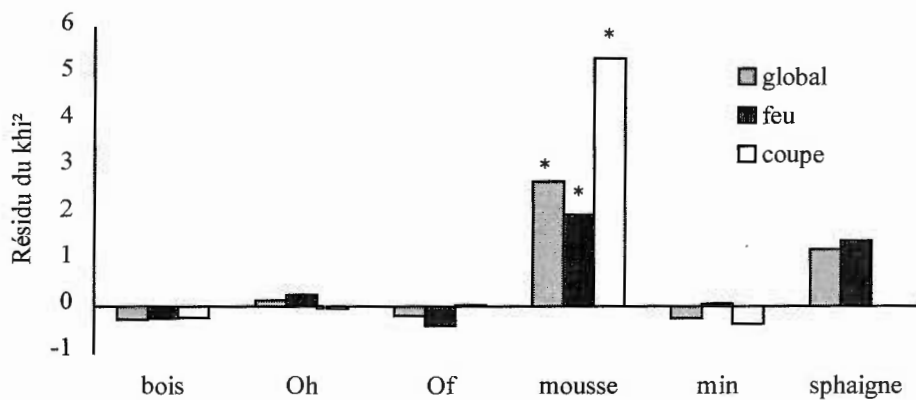


Figure 1.11 Résidus du χ^2 (préférences d'établissement des semis de résineux) globalement et par perturbation; les barres surmontées d'un astérisque présentent des différences significatives entre les fréquences attendues et obtenues (* χ^2 , $p < 0,05$)

1.4.3 Préférences des espèces et autres caractéristiques des substrats

L'observation des préférences possibles d'établissement par espèce révèle que la mousse serait un bon substrat pour les deux espèces mais que la sphaigne ne serait significativement préférée que par l'épinette noire (figure 1.12). Aussi, en effectuant des analyses pour chacune des perturbations, on a remarqué que cette utilisation préférentielle de la sphaigne par l'épinette ne se dessinait que dans les parcelles non récupérées. L'épinette noire aurait également tendance à s'installer sur sol minéral dans le secteur non coupé.

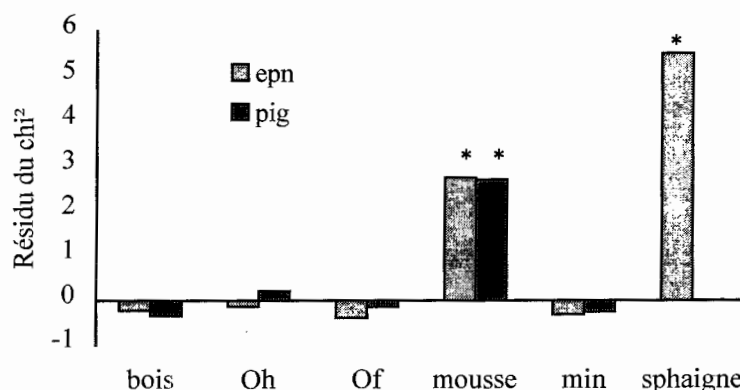


Figure 1.12 Résidus du χ^2 par espèce pour l'ensemble du territoire de Val-Paradis (* χ^2 , $p < 0,05$)

Suite au feu de printemps de Val-Paradis, la régénération résineuse s'est installée sur des substrats plus épais que la moyenne des épaisseurs de matière organique résiduelle disponibles (figure 1.13). Cependant, une analyse par composition a révélé que, sous sites résineux, les semis avaient plutôt tendance à s'installer sur des lits d'épaisseur comparable à la moyenne ($F=0,64$ $p=0,4$). Finalement, à la fois après feu et coupe de récupération, les analyses par espèce indiquent que les semis d'épinette noire s'installeraient sur des lits de germination plus épais comparativement à ceux utilisés par le pin gris (figure 1.14).

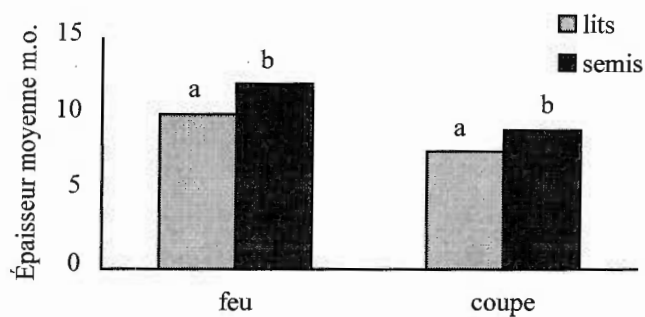


Figure 1.13 Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle après feu et feu suivi d'une coupe de récupération (les 'lits' représentent les points témoins aléatoires; les lettres différentes indiquent des différences significatives entre lits et semis, Ttest (lsd), $p=0,05$)

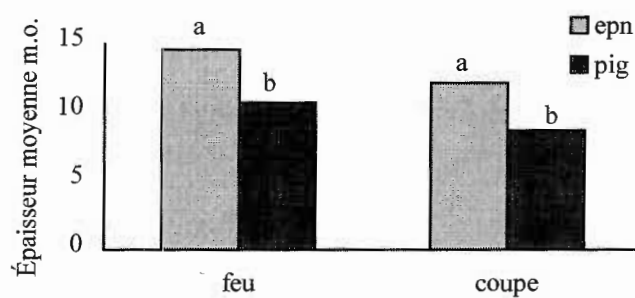


Figure 1.14 Épaisseur moyenne de matière organique résiduelle après feu et feu suivi d'une coupe de récupération, par espèce (les lettres différentes indiquent des différences significatives entre epn et pig, Ttest (lsd), $p=0,05$)

Suite aux deux perturbations, les semis résineux ont semblé s'établir plus près des souches et des arbres résiduels comparativement à la moyenne des points témoins (figure 1.15). L'analyse par composition indique cependant que ce fait est plus marquée dans les sites feuillus ($F=34,06$ $p=0,0001$), alors que les sites mixtes et résineux ne présentent pas cette installation proximale des semis. Aucune relation entre la distance des souches et l'épaisseur moyenne de matière organique n'a pu être observée, et ce pour les deux perturbations. Comparant les perturbations, il en ressort que les semis autant que les points aléatoires sont globalement plus éloignés des souches dans les coupes que dans le feu ($F=58,65$ $p=0,0001$ (semis); $F=23,24$ $p=0,0001$ (lits)). Par espèce, les comparaisons de moyennes indiquent que les semis d'épinette noire et de pin gris s'installeraient à des distances semblables des souches ou arbres résiduels.

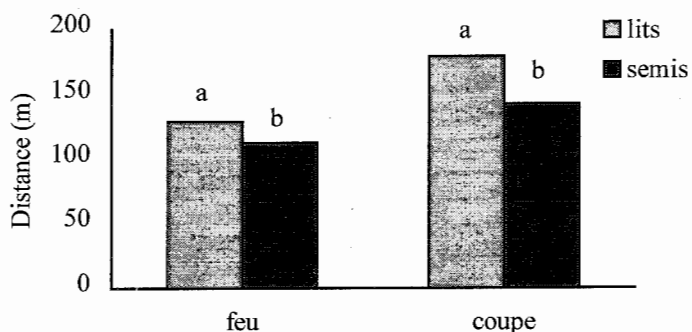


Figure 1.15 Distance moyenne (m) des souches ou arbres résiduels selon la perturbation (les 'lits' représentent les points témoins aléatoires; Ttest (lsd), $p=0,05$)

Finalement, la régénération résineuse de Val-Paradis aurait eu tendance à s'installer sur des substrats aussi ombragés que la moyenne des points aléatoires, et ce à la fois dans les sites récupérés et non récupérés, pour les deux espèces (figure 1.16). Seule la comparaison de l'ombrage des semis entre le feu et la coupe s'est révélée significative ($\chi^2, p < 0,05$). Les semis du feu étaient plus ombragés que ceux de la coupe, résultats conséquent avec celui que les substrats du feu étaient globalement plus ombragés que ceux de la coupe.

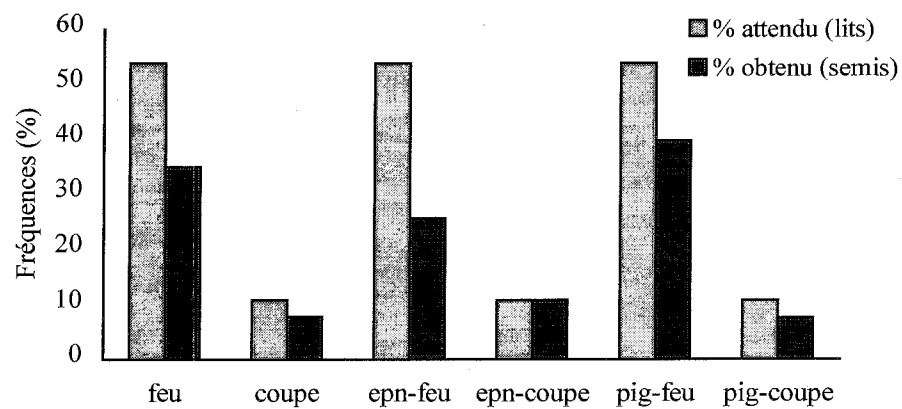


Figure 1.16 Fréquences relatives d'ombrage des semis résineux après feu et coupe de récupération, globalement et par espèce (aucune différence lit-semis significative)

1.5 DISCUSSION

1.5.1 Variabilité et disponibilité des substrats

Les feux de printemps ont de particulier qu'ils se produisent alors que le sol forestier contient de grandes quantités d'eau suite à la fonte récente des neiges et que le gel peut toujours être présent en certains endroits, à des profondeurs variables. Ainsi, des conditions de sécheresse en surface peuvent mener à l'ignition et à la propagation d'un incendie forestier qui sera sévère au niveau de la canopée, mais avec une combustion restreinte par l'humidité au niveau du sol (Van Wagner 1972, Wells *et al.* 1979, Ohmann et Grigal 1981, Frandsen 1987, Weber *et al.* 1987). Il pourrait alors en résulter moins d'exposition du sol minéral et de plus grandes épaisseurs résiduelles de matière organique. C'est ce qui, effectivement, se serait produit lors du feu de Val-Paradis. En moyenne, seulement 3 % de minéral exposé était disponible après feu, variant d'environ 1 % d'exposition sous sites feuillus et résineux à environ 7 % sous sites mixtes. En comparaison, Brais (1998), pour un feu d'été ayant eu lieu en 1995 en Abitibi, a obtenu des expositions de sol minéral de 10 % sous feu léger/modéré et de 66 % sous feu sévère.

Le substrat organique, fibreux et humique, présentait la plus grande disponibilité suite au feu de Val-Paradis. Malgré le fait que le minéral soit un bon substrat, son exposition ne serait pas requise pour assurer la régénération forestière. Les études de Cayford et McRae (1983) ont démontré qu'un mélange de minéral et d'organique (<2,5 cm) peut procurer des conditions idéales pour la germination. L'épaisseur résiduelle de matière organique au sol aurait cependant une importance dans le processus de régénération. Chrosciewicz (1974) a obtenu de très faibles établissements de pin gris sur des épaisseurs organiques supérieures à 8,9 cm. Il mentionne que la qualité des lits de germination produits par le feu peut être indiquée par l'épaisseur moyenne de matière organique résiduelle. Le feu de Val-Paradis a

laissé une épaisseur moyenne de sol organique de $10,1 \pm 7,2$ cm. La très grande variabilité dans les valeurs obtenues pourrait par contre être un effet d'un feu de printemps, bien que les conditions après tout feu soient généralement caractérisées par une certaine variabilité (Ahlgren et Ahlgren 1960, Methven *et al.* 1975, Weber *et al.* 1987, Brais *et al.* 1999). Le feu de printemps agit sur un sol forestier avec des caractéristiques pouvant être plus variables au niveau de l'humidité et de la température (délais de dégel dus à l'exposition des microsites, etc.) que plus tard en saison estivale.

Des différences de représentativité des substrats selon la composition des peuplements ont été observées, les compositions feuillue et résineuse différant le plus. Des observations sur le terrain ont permis de constater qu'il existe en effet des différences dans la texture et la composition des substrats organiques retrouvés sous feuillus et sous résineux, par exemple. La nature même de la litière engendrée par ces peuplements, la végétation de sous-bois associée et les conditions abiotiques au sol peuvent en grande partie expliquer ces différences. La productivité différentielle des peuplements et les taux de décomposition différents font en sorte que les sols organiques sous couvert feuillu sont généralement plus minces et moins fibreux que sous couvert mixte ou résineux (Jones et DeByle 1985).

La coupe de récupération de l'été et de l'automne qui ont suivi le feu a eu pour effet d'augmenter la quantité de sol minéral exposé, devenu alors disponible pour la germination des graines. Combinée à une diminution significative de l'épaisseur de matière organique, alors de $7,8 \pm 6,2$ cm en moyenne, la coupe pourrait avoir eu pour effet d'augmenter la quantité de bons lits de germination et avoir eu un impact sur la quantité globale de régénération. Or, l'étude de cette régénération (chapitre II) révèle que, 3 ans après perturbations, la densité et la distribution des semis résineux dans les coupes n'étaient globalement pas différentes de celles du secteur non récupéré. Le fait que les coupes aient eu lieu en grande partie à l'été risque d'avoir eu des impacts au

niveau de la qualité du minéral exposé, notamment dans les zones argileuses. Les opérations d'été peuvent causer des dommages aux sols organique et minéral humides (Jeglum 1990). L'orniérage et le compactage des substrats peuvent avoir diminué la disponibilité réelle du substrat minéral dans les coupes, n'augmentant pas de ce fait la quantité globale de bons substrats. Aussi, le fait d'enlever la matière ligneuse du parterre forestier a diminué l'ombrage au sol. Les débris ligneux, par l'ombrage qu'ils procurent, augmenteraient la survie des semis, souvent même plus efficacement que l'ombrage créé par la végétation (Gray et Spies 1997). Le bouleversement au niveau du sol a aussi pu entraver la reprise des arbustes, et diminuer temporairement l'ombrage par cette végétation. Les substrats alors plus exposés ont pu subir plus d'évaporation et de sécheresse (Vincent 1965). Combinées, ces conditions pourraient faire en sorte d'annuler l'effet bénéfique possible de l'augmentation de la quantité de minéral exposé et de la diminution de l'épaisseur organique résiduelle, les ratios d'établissement étant généralement moindres sur sites secs (Foster 1985, Fleming et Mossa 1994).

1.5.2 Substrats d'établissement de la régénération résineuse

La principale constatation, considérant l'ensemble du territoire incendié, est l'installation préférentielle des semis de résineux sur les substrats de mousse. Les mousses pionnières s'installant sur le sol minéral exposé ou sur une mince épaisseur de sol organique, comme celles du genre *Polytrichum*, sont souvent citées comme présentant un bon substrat, notamment pour l'épinette noire (Vincent 1965, Jeglum 1990). Les mousses semblent créer des microsites abrités et stables en humidité à cause de la conduction de l'eau à la base des feuilles et de la surface réduite d'évaporation (Fleming et Mossa 1994). De plus, le rhizome dense du *Polytrichum* lierait le sol et réduirait la susceptibilité au gel (Fleming et Mossa 1994). À proximité du sol minéral, les microhabitats créés par ces mousses combindraient donc les qualités

de stabilité des deux substrats. Une question peut toutefois naître de ce constat : la colonisation des sites se fait-elle simultanément par les semis et les mousses ou est-ce que ces dernières s'installent en premier? La colonisation des microsites pourrait en effet se faire simultanément tout simplement parce que le substrat sous-jacent en est un de qualité. D'un autre côté, la mousse, en colonisant les microsites en premier lieu, pourrait améliorer un endroit déjà de qualité, ce qui favoriserait d'autant plus l'installation des semis. Les observations de Lavoie (2000, données non publiées) semblent indiquer que les semis s'installeraient en premier sur les sites, et donc que ce sont les qualités du sol minéral qui primeraient.

Le cas de la sphaigne en tant que lit de germination préférentiel est mentionné dans plusieurs études (Jarvis et Cayford 1961, Vincent 1965, Chrosciewicz 1976, Fleming et Mossa 1994, Jeglum 1987, 1990). Sa nature hygroscopique lui permettrait de retenir de grandes quantités d'eau, peu importe le substrat sous-jacent (Fleming et Mossa 1994). Une meilleure circulation d'eau peut toutefois mener à un assèchement plus rapide si les substrats ne sont pas suffisamment humidifiés et ombragés (Vincent 1965) et ils peuvent s'assécher rapidement dans le cas de mortalité de la sphaigne de surface. L'absence de lits de sphaigne dans la coupe de récupération pourrait être due à ce phénomène. Le passage de la machinerie en terrain tourbeux a tout d'abord pour effet de retourner les couches organiques et d'exposer les couches plus profondes, mortes, tout en compactant les substrats. La sphaigne ainsi exposée a pu sécher et a alors été identifiée, lors des relevés, comme substrat fibreux. Ce lit potentiel de germination est considéré très aride et hostile à l'établissement des semis (Chrosciewicz 1974).

Dans les parcelles non récupérées du feu de Val-Paradis, la préférence pour les lits de sphaigne serait significative pour les sites mixtes seulement. L'absence de préférence pour ce type de substrat dans les parcelles résineuses pourrait s'expliquer par une intensité de feu plus grande sous résineux (C. Hely, données non publiées). De ce fait,

il a pu en résulter une plus grande mortalité de la sphaigne sous résineux et la création d'une croûte sèche en surface réduisant les échanges d'eau et rendant les substrats inhospitaliers.

Les préférences d'établissement sont ressorties plus fortement sous feu sévère que sous feu modéré et léger. La notion d'intensité de feu peut ici entrer en ligne de compte. Les intensités d'incendie telles que calculées par Christelle Hely (données non publiées) ont démontré que, pour une classe de sévérité donnée, l'intensité était variable selon la composition. Ainsi, un feu qualifié de « sévère » était de moins forte intensité sous couvert feuillu que résineux et il en était de même pour les autres sévérités. Une plus grande intensité d'incendie en zone résineuse pourrait être à l'origine de ces résultats, par la libération plus grande de graines suite à l'ouverture des cônes sérotineux plutôt que par la création de meilleurs lits de germination. Une disponibilité massive de semences a pu permettre la saturation des substrats et assurer l'observation des meilleurs endroits pour la germination et la survie des graines. D'autres variables environnementales, comme les conditions d'humidité et d'ensoleillement au niveau des microsites créés sous les divers peuplements, pourraient aussi avoir joué un rôle dans les résultats obtenus.

L'analyse par espèce a révélé que l'installation préférentielle sur sphaigne était significative seulement pour l'épinette noire. À croissance lente (Fowells 1965, Black et Bliss 1980, Carleton 1982, Jeglum 1990, St-Pierre *et al.* 1992), notamment en période juvénile, l'épinette nécessite des microsites plus stables en termes d'humidité (Duchesne et Sirois 1995, Thomas et Wein 1985a) et de température (Black et Bliss 1980). Ces conditions, fournies par les lits ombragés de sphaigne à croissance lente, feraient en sorte que l'épinette se régénère bien à ces endroits (Jarvis et Cayford 1961). L'épinette noire pourrait également tolérer des milieux très pauvres ainsi que de faibles températures (Jeglum 1990), conditions souvent retrouvées en tourbière de sphaigne. Le pin gris, qui nécessite également de bonnes conditions d'humidité pour

la germination et une croissance de qualité (Farrar et Fraser 1953, Cayford *et al.* 1967, Duchesne et Sirois 1995) même s'il tolère bien les environnements relativement secs (Cayford et McRae 1983), pourrait donc potentiellement s'installer sur la sphaigne. La pauvreté du milieu de croissance, à cause de la disponibilité limitée des éléments nutritifs (Fleming et Mossa 1994) et de la croissance de la sphaigne elle-même (Ohlson et Zackrisson 1992), pourrait limiter la croissance rapide des pins mais affecterait moins celle plus lente des épinettes. Le pin gris serait également sensible à la présence de manganèse soluble que l'on retrouverait dans les accumulations importantes de matière organique au sol alors que ces conditions n'affecteraient pas l'épinette noire (Lafond 1966). Des études plus approfondies sur les conditions abiotiques après feu en terrain tourbeux et leurs impacts sur la régénération forestière pourraient éclaircir le phénomène.

Les substrats de sol minéral sont reconnus comme d'excellents lits de germination et de croissance (Jarvis et Cayford 1961, Vincent 1965, Cayford *et al.* 1967, Chrosciewicz 1974, Jeglum 1990, Duchesne et Sirois 1995, Sirois 1995). Suite au feu de printemps de Val-Paradis, peu de sol minéral a été exposé, et la préférence d'installation sur ce type de substrat ne se dessinait qu'au niveau des sites résineux brûlés sévèrement, même au sol. Malgré la faible représentativité du sol minéral après feu dans ces parcelles, il semble avoir été utilisé de façon préférentielle par les semis, appuyant ainsi l'hypothèse de qualité de ce substrat pour la germination et l'établissement. La contre-préférence d'installation sur minéral dans les sites mixtes, présentant pourtant un peu plus de minéral exposé que les sites résineux, pourrait avoir été influencée par la désignation des lits de mousse. En effet, tel que mentionné, les mousses pionnières étaient, la plupart du temps, associées à de faibles épaisseurs de matière organique et au sol minéral. Ainsi, les semis croissant dans la mousse se développaient également sur le substrat minéral sous-jacent.

1.5.3 Autres facteurs susceptibles d'affecter l'établissement

L'épaisseur résiduelle de matière organique serait un facteur important pour le succès de la régénération après feu, les semis utilisant généralement des substrats plus minces que la moyenne (Chrosciewicz 1974, Zasada *et al.* 1983, Thomas et Wein 1985*b*, St-Pierre *et al.* 1991, Duchesne et Sirois 1995). Pour le secteur de Val-Paradis, les résultats indiquent par contre une utilisation de substrats globalement plus épais que la moyenne. Les épaisseurs résiduelles de matière organique assez élevées ainsi que l'utilisation de la sphaigne par l'épinette noire pourraient expliquer ces résultats. Aussi, Farrar et Fraser (1953) ont obtenu de bons résultats de germination sur substrat organique humidifié et concluent que le facteur limitant la germination sur ces substrats serait les mauvaises conditions d'humidité. Dans les parcelles non récupérées, l'ombrage créé par les arbres en place et la régénération arbustive et herbacée pourraient contribuer à créer des microsites de qualité pour l'établissement des semis, même sur substrat organique. Les semis se sont effectivement installés sur des substrats moins épais dans les parterres de coupe, où moins d'ombrage et plus de sécheresse ont dû restreindre les semis à la proximité du sol minéral plus stable en humidité et température. Finalement, la comparaison des épaisseurs sous pin gris et épinette noire révèle la plus grande abondance d'épinettes sur les substrats plus épais. L'utilisation de la sphaigne comme lit de germination dans les parcelles non récupérées pourrait avoir amené ces résultats. De par sa croissance rapide, le pin gris serait en mesure d'utiliser les lits plus exposés mais plus minces, et d'atteindre le sol minéral avant de souffrir de dessiccation, qu'il tolère mieux que l'épinette (Thomas et Wein 1985*a*, Thomas et Wein 1985*b*, Cayford et McRae 1983). Le système racinaire du pin gris s'allonge entre 12-25 cm la première saison de croissance comparativement à 2-5 cm dans le cas de l'épinette noire (Fowells 1965). En développant un plus grand réseau racinaire, le pin gris sera alors en mesure d'exploiter un plus grand volume de sol, ce qui augmentera ses capacités de résistance au stress hydrique (Thomas et Wein 1985*c*).

La présence des arbres pourrait allonger le temps de résidence du feu à un même endroit, avec pour conséquence une plus grande combustion du sol autour de ces derniers. Ce phénomène n'a cependant pas été constaté à Val-Paradis, puisque aucune relation entre la distance des souches et l'épaisseur résiduelle de matière organique n'a été observée. L'effet du feu de printemps, ayant moins d'impacts au niveau du sol, pourrait de nouveau être en cause.

Un abri des rayons solaires directs serait bénéfique à l'établissement des semis. Le pin gris, qualifié d'intolérant à l'ombre (Vincent 1965), nécessiterait cependant moins d'abri que l'épinette noire. Les résultats d'ombrage ne révèlent pas de préférence d'installation sur des microsites plus ombragés que la moyenne, mais plutôt une installation sur des substrats aussi ombragés que la moyenne. Les résultats semblent cependant indiquer une tendance vers l'installation des semis des coupes dans des endroits plus ombragés, si on prend en considération la probabilité d'un ombrage déjà moindre dans les coupes.

1.6 CONCLUSION

Les résultats obtenus viennent une fois de plus illustrer la très grande variabilité des impacts du feu sur les écosystèmes boréaux, notamment au niveau du sol sur l'épaisseur de matière organique consommée ainsi que les types de lits de germination exposés. Un feu de printemps pourrait avoir des effets d'autant plus variables du fait de l'humidité différentielle des microsites. Aussi, cette plus grande humidité des sols comparativement aux conditions d'été aurait eu comme effet de laisser une bonne épaisseur de matière organique résiduelle après feu et d'exposer peu de sol minéral. La coupe de récupération, effectuée l'été de l'incendie, a engendré une plus grande exposition du sol minéral ainsi qu'une réduction plus importante de l'épaisseur de

matière organique au sol. Cependant, malgré ces effets potentiellement bénéfiques au niveau des substrats, le sol minéral n'a pas été utilisé de façon plus importante dans les coupes de récupération. L'aridité des substrats et la perte des semenciers par la coupe pourraient être en cause dans ce résultat. L'extraction de la matière ligneuse ainsi que la perturbation du sol pouvant avoir affecté les banques de graines ainsi que les rhizomes des espèces arbustives et herbacées ont pu contribuer à une plus grande exposition du sol et donc à une évaporation supérieure.

Les lits de germination utilisés de façon préférentielle par les semis d'épinette noire étaient les mousses pionnières (*Polytrichum*) ainsi que les sphaignes humides. Les semis de pin gris se sont pour leur part installés de façon préférentielle sur les mousses pionnières. L'humidité aurait joué un rôle primordial dans l'établissement des semis, ces derniers s'installant sur les types de substrats les plus susceptibles de fournir une stabilité en eau.

Contrastant avec nos hypothèses, l'établissement des semis ne s'est pas fait de façon préférentielle sur des épaisseurs moindres de matière organique résiduelle, près des troncs ou en des endroits ombragés. L'impact plus modéré du feu de printemps au niveau du sol est probablement en cause. L'effet modéré du feu au sol n'a pas permis non plus de percevoir un effet des troncs sur la combustion de l'horizon organique. Les conditions créées suite aux perturbations de Val-Paradis seraient plus favorables aux espèces de lumière comme le pin gris et le peuplier faux-tremble qu'aux espèces tolérantes telle l'épinette noire. La régénération semble effectivement se diriger vers une augmentation de la représentativité des deux premières espèces, au détriment de l'épinette noire (chapitre II).

CHAPITRE II

RÉSILIENCE DES PEUPEMENTS APRÈS FEU ET COUPE DE RÉCUPÉRATION

2.1 INTRODUCTION

Le vieillissement des peuplements en zone boréale nord est le plus souvent accompagné d'une immobilisation des nutriments dans la matière organique accumulée (Wells *et al.* 1979, Pastor *et al.* 1987, Paré *et al.* 1993) et d'une diminution de la décomposition (Vierek 1983, Wein et MacLean 1983). L'accumulation d'une épaisse couche organique, notamment de mousses et de sphaignes, influence les relations hydriques et diminue la température au sol, ce qui a pour effet d'abaisser les taux de décomposition et de cyclage des éléments nutritifs, avec des conséquences directes sur la productivité des écosystèmes (Bonan et Shugart 1989). Souvent, les vieilles forêts se régénèrent moins bien et commencent à se dégrader (Cogbill 1985). Les incendies forestiers servent alors de stimulateurs pour le renouvellement de la productivité des peuplements (Viereck 1983, Cogbill 1985). Dans un premier temps, en brûlant à la fois la végétation et la couche organique au sol, le feu vient remettre en circulation les éléments nutritifs retenus dans cet écosystème (Vierek 1983, Grier 1975). Son effet au niveau du sol contribue aussi à la préparation de substrats de germination adéquats, par la diminution de l'épaisseur de matière organique (Van Wagner 1972, Black et Bliss 1980, Schimmel et Granström 1996) et l'augmentation du pH du sol (Wells *et al.* 1979). La mort des arbres permet aussi l'ouverture du peuplement (Van Wagner 1983), ce qui crée de bonnes conditions pour la germination et la croissance des espèces de lumière.

Dans la plupart des cas, lorsque les espèces présentes possèdent des banques de structures reproductives immédiatement disponibles, les peuplements brûlés tendent à se régénérer avec les mêmes espèces qu'avant feu (Ahlgren et Ahlgren 1960, Kersall *et al.* 1977, Carleton et Maycock 1978, Abrams et Dickmann 1982, Vierek 1983, Agee et Smith 1984, Zoladeski et Maycock 1990, Greene et Johnson 1999). La résilience des peuplements, pouvant être décrite comme l'habileté des écosystèmes à restaurer leurs structures et fonctions après perturbation (Westman 1978), semble donc grande. De plus, cette régénération se fait habituellement de façon rapide durant les premières années après le feu. La résilience des écosystèmes perturbés par le feu peut cependant être affectée par certains facteurs, soit (1) l'absence de sources de semences à proximité, (2) la faible mobilité de ces semences, (3) l'absence d'un habitat physique et (4) chimique propice à la recolonisation, (5) la toxicité du milieu perturbé et (6) le manque d'efficacité des aménagements anthropiques visant à faciliter les processus de réhabilitation (Westman 1978). D'autres facteurs peuvent aussi entrer en ligne de compte dans le processus de résilience, soit la compétition, la prédation et les limites du milieu en terme de ressources (Westman 1978).

La végétation en forêt boréale est adaptée à la récurrence du feu et plusieurs des espèces arborescentes boréales dépendent même de cette perturbation pour se maintenir dans le paysage (Bonan et Shugart 1989). Les espèces résineuses comme le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) possèdent des banques de graines retenues dans leurs cônes sérotineux et semi-sérotineux, respectivement. De tels cônes demeurent fermés tant et aussi longtemps qu'ils ne sont pas exposés à de fortes températures telles qu'observées lors d'un incendie forestier. La résine les recouvrant fond alors, ce qui permet la libération des semences (Vincent 1965, Cayford *et al.* 1967). Les graines seront relâchées progressivement dans les quelques années suivant le feu (Carroll et Bliss 1982, Cayford et McRae 1983).

Les jeunes épinettes noires et pins gris commencent à produire des graines tôt dans leur vie (Ahlgren et Ahlgren 1960), ce qui augmente les probabilités de recrutement efficace même en présence de feux consécutifs à intervalles courts. Le pin gris produit des graines viables dès 3-5 ans (Cayford et McRae 1983) alors que l'épinette noire en produit vers les 10-15 ans (Fowells 1965). La viabilité des graines dans les cônes serait également assez élevée, assurant ainsi la disponibilité de plusieurs cohortes de graines au moment d'un incendie. Chez le pin gris, la viabilité des graines serait d'environ 15-20 ans (Fowells 1965, Cayford et McRae 1983). L'épinette noire porterait pour sa part environ 4-5 cohortes de graines viables (Greene et Johnson 1999), pour une viabilité maximale de 15 ans (Haavisto 1975).

Les espèces qui ont la possibilité de se reproduire de façon végétative, comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh), ont des avantages sur celles qui doivent obligatoirement s'établir à partir de graines (Flinn et Wein 1977). Chez le peuplier faux-tremble, par exemple, la croissance des drageons est plus rapide que celle des semis de la même espèce (Lavertu *et al.* 1994). De plus, le système racinaire de seulement quelques arbres matures peut être suffisamment important pour permettre une régénération abondante après feu (Lavertu *et al.* 1994). Les rejets ont une croissance rapide puisqu'ils puisent leur énergie directement des réserves d'hydrocarbures contenues dans les racines des arbres dont ils sont issus (Barnes 1966). La régénération du peuplier faux-tremble se fait majoritairement de façon végétative (Maini et Horton 1966, Steneker 1974, Perala 1984) et l'abondance relative de l'espèce est donc susceptible d'augmenter dans un peuplement en régénération. La mort des individus adultes suite au passage du feu, soit la perte de dominance apicale hormonale, ainsi que l'augmentation de la chaleur au niveau du sol stimulerait l'activation des bourgeons adventifs et la formation de rejets (Steneker 1974).

Chaque événement de feu crée cependant des conditions qui lui sont particulières selon la sévérité de l'incendie. La sévérité réfère à l'effet total du feu sur l'écosystème, incluant la combustion du matériel organique et la mortalité des plantes et des organismes du sol (Brown et DeByle 1987). Elle peut être influencée notamment par la saison d'incendie, les conditions météorologiques avant et après feu et les types de peuplements rencontrés (Ohmann et Grigal 1981). La saison d'incendie risque d'affecter l'impact du feu au niveau du sol. Un feu de printemps, sur sol gelé ou très humide, risquera de brûler moins profondément qu'un feu d'été (Ohmann et Grigal 1981). La régénération pourrait en être affectée par la création de moins bonnes conditions de germination de même que par la reprise plus forte de la végétation compétitive. La récupération des bois brûlés, par le bouleversement des sols par la machinerie et l'exposition des substrats, vient à nouveau modifier les conditions environnementales, ce qui pourrait également affecter la régénération des espèces. Ainsi, il se pourrait que le retour des espèces soit variable selon la sévérité de l'incendie et l'impact de la coupe de récupération, et qu'on assiste même à des changements dans la composition des peuplements. Un feu sévère en peuplement feuillu pourrait, par exemple, affecter le système racinaire des peupliers faux-tremble et diminuer la production de rejets. De même, un feu très léger dans un peuplement résineux pourrait ne pas ouvrir suffisamment de cônes ou ne pas préparer adéquatement le sol pour permettre une bonne régénération du pin gris ou de l'épinette noire.

Enfin, l'intervalle entre les feux pourrait modifier le retour des espèces arborescentes (Frissell 1973, Methven *et al.* 1975, Greene et Johnson 1999). L'âge des peuplements peut influencer la régénération des espèces qui n'auraient pas atteint la maturité sexuelle au moment de la perturbation (Zasada *et al.* 1992). Un intervalle de feu court pourrait donc favoriser les espèces en mesure de se reproduire efficacement très jeunes, comme le pin gris et le peuplier faux-tremble. Ces espèces atteignent par contre la sénescence vers 90-100 ans comparativement à 150 ans ou plus pour

l'épinette noire (Fowells 1965). Ainsi, un intervalle de feu plus long favorisera l'épinette noire, les autres espèces étant alors moins présentes dans le paysage.

À la suite d'un feu de printemps en zone boréale nord, la régénération arborescente a été évaluée dans 36 parcelles non récupérées réparties selon 3 compositions de peuplement (feuillu, mixte, résineux) et 3 sévérités d'incendie (léger, modéré, sévère). Les objectifs principaux étaient de caractériser cette régénération en termes d'espèces et de représentativité des espèces, de densité et de distribution spatiale. Nous voulions également évaluer l'effet de la sévérité de l'incendie et du type de peuplement original sur la résilience des peuplements. Les caractéristiques des peuplements en place et les conditions environnementales étant les plus susceptibles d'affecter cette régénération ont également été étudiées. Parallèlement, 24 parcelles ont été installées dans les secteurs de coupe de récupération adjacents aux secteurs non récupérés. Ces parcelles étaient également réparties selon 3 compositions (feuillu, mixte, résineux) et la régénération arborescente y a été évaluée. Une comparaison entre le feu et le feu suivi d'une coupe de récupération a été effectuée afin d'évaluer l'impact de la deuxième perturbation (coupe de récupération) sur les espèces régénérées et sur les caractéristiques spatiales et temporelles des communautés de semis.

2.2 TERRITOIRE D'ÉTUDE

Le territoire soutenant les sites d'étude est situé près de Val-Paradis (figure 2.1), au nord-ouest du Québec, dans la région de l'Abitibi. Val-Paradis (49°09'N – 79°17'O) est une petite municipalité d'environ 350 habitants qui fait partie de la Municipalité de la Baie-James. Elle se situe à près de 50 km au nord de La Sarre et à environ 15 km à l'est de la frontière ontarienne.

Le socle rocheux sous-jacent fait partie de la province tectonique du Lac-Supérieur du bouclier canadien. Il est formé en grande partie de roches magmatiques intrusives, soit de tonalites, granodiorites et trondhjémites gneissiques (MER 1984). On retrouve également quelques intrusions ultrabasiques et basiques de gabbro et diorites ainsi que quelques roches magmatiques effusives constituées de métavolcanites basiques (métabasaltes et filons-couches gabbroïques; MER 1984). Les principaux dépôts de surface de la région à l'étude se composent de till indifférencié. Le substratum rocheux, recouvert d'une couche de till de moins de 25 cm, affleure également en de nombreux endroits, les sols étant généralement minces dans le secteur. On y retrouve aussi quelques zones de dépôts glacio-lacustres de faciès d'eau profonde, soit des zones argileuses. Des luvisols se retrouvent sur la plupart des bas plateaux tandis que des podzols se développent sur les substrats sablonneux (Groupe de travail sur les écorégions 1989). Finalement, on retrouve des gleysols de même que des sols organiques dans quelques dépressions mal drainées.

Le secteur d'étude se situe dans la zone éoclimatique du boréal moyen humide (Groupe de travail sur les écorégions 1989). La station météorologique la plus près se trouve à La Sarre (48°47'N – 79°13'O), à une altitude de 244 mètres. Les normales de température enregistrées entre 1961 et 1991 ont été de -17,9°C en janvier et de 16,8°C en juillet (Environnement Canada 1993). Les précipitations sont de l'ordre de 856,8 mm par année dont 215,9 mm de neige et 640,1 mm de pluie (Environnement Canada 1993). Entre 1951 et 1980, on y a compté une moyenne de 64 jours sans gel par année, bien que le gel puisse survenir occasionnellement pendant la saison de croissance (Anonyme 1982).

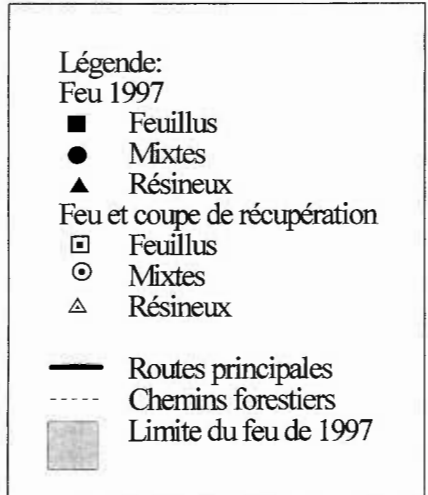
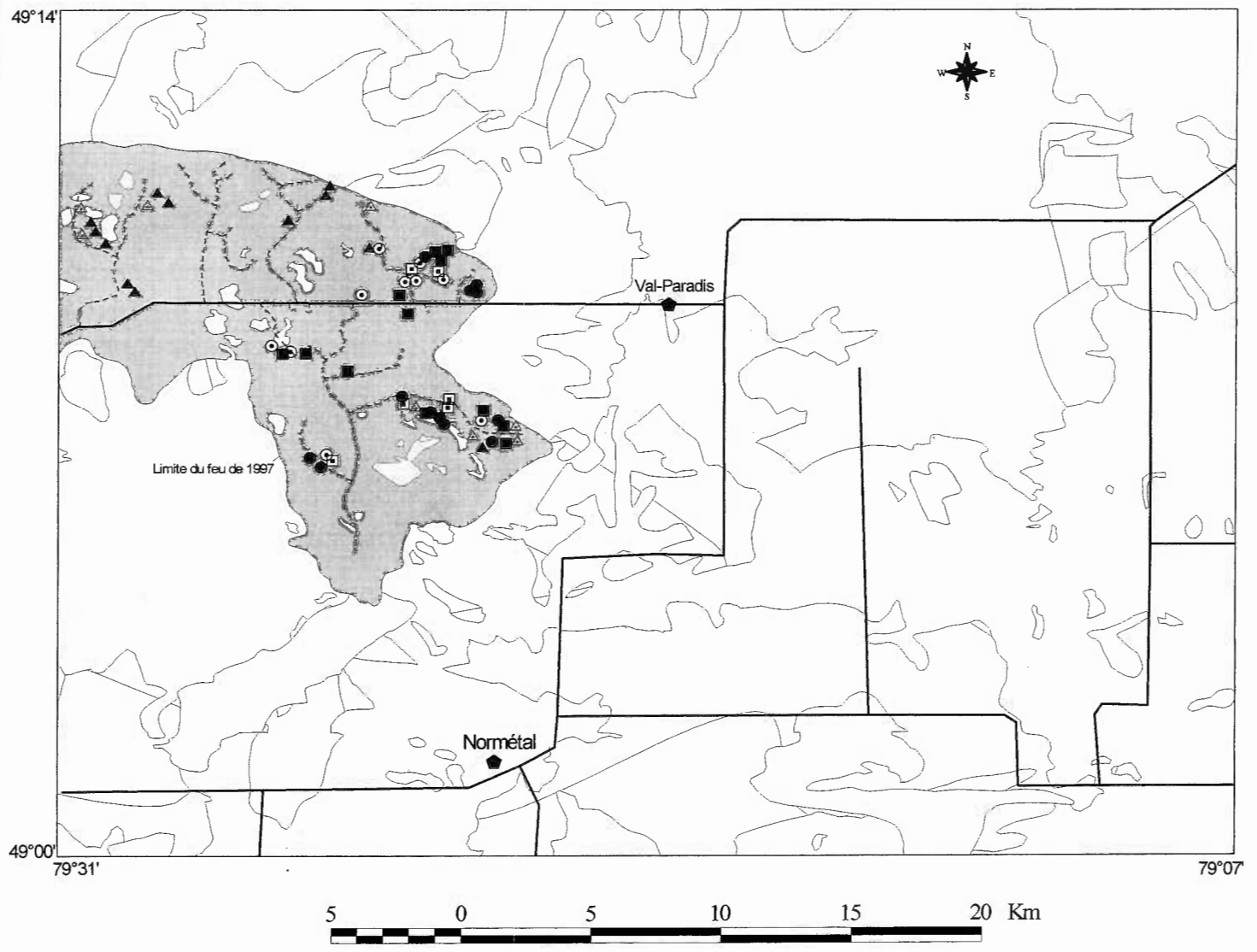


Figure 2.1 Localisation du secteur d'étude et des sites d'échantillonnage de Val-Paradis

Le secteur de Val-Paradis se trouve à l'intérieur du domaine bioclimatique de la sous-zone boréale supérieure, dans le sous-domaine de l'ouest de la pessière noire à mousses (Grondin 1996). À la latitude du territoire à l'étude croissent principalement des forêts dominées par l'épinette noire et le pin gris. On y retrouve aussi des peuplements mixtes de peuplier faux-tremble, de peuplier baumier, de bouleau blanc, d'épinette noire et d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss.), avec à l'occasion quelques individus de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Finalement, de nombreuses zones dénudées et semi-dénudées humides peuvent s'observer dans les dépressions, où se côtoient sphaignes, éricacées et arbustes. La dynamique des peuplements du territoire est associée surtout au régime des feux, au climat ainsi qu'aux caractéristiques des forêts avant feu (Grondin 1996). Les peuplements de l'ensemble du territoire à l'étude étaient issus de feux ayant brûlé entre 1910 et 1930 (Kafka *et al.*, carte non publiée). Les peuplements utilisés pour la présente étude avaient majoritairement entre 65 et 85 ans (voir annexe 1).

Une première perturbation a été le feu, qui a été allumé par la foudre le 9 juin 1997 et a été en activité pendant 38 jours. Les 4 premiers jours de l'incendie, plus intenses, ont contribué à la presque totalité de l'étendue du feu. Cet incendie d'envergure a brûlé 12 557 hectares (~126 km²) de forêt au Québec et 670 hectares (~7 km²) en Ontario. Le feu, qualifié de feu de couronne (Bordeleau 1998), s'est étendu au Québec de 49°02' à 49°12' de latitude nord et de 79°21' à 79°31' de longitude ouest, soit jusqu'à la frontière ontarienne (figure 2.1). Puisqu'il s'agissait d'un feu de printemps, le sol forestier était encore gelé ou assez humide à maints endroits, ce qui a pu réduire la combustion de la matière organique.

L'aménagement forestier de ce territoire est effectué par deux compagnies régionales, Les Industries Norbord et Tembec-Groupe des produits forestiers, toutes deux de La Sarre. Le secteur au nord du rang X-I de Val-Paradis est de ce fait concédé par le gouvernement du Québec à la compagnie Norbord, Tembec aménageant pour sa part le

secteur au sud du même rang. Des chemins d'accès étaient donc présents et certaines coupes avaient déjà été effectuées avant l'incendie de 1997, suivies de plantations datant de 1990 (Norbord) et de 1991-1992 (Tembec).

Suite au feu, des coupes de récupération du bois brûlé ont été réalisées sur la presque totalité du territoire. En cas de désastre naturel, l'article 79 de la *Loi sur les forêts* du gouvernement du Québec prévoit la préparation et la mise en application d'un plan spécial d'aménagement en vue d'assurer la récupération des bois. Pratiquement toutes les billes pouvant être récupérées l'ont été à l'été et à l'automne 1997 afin d'éviter le plus possible l'infestation des résineux incendiés par les larves du longicorne noir (*Monochamus scutellatus* [Say]). Des volumes de 315 600 m³ et 241 000 m³ de bois ont été récupérés par les compagnies Tembec et Norbord, respectivement. Seules les zones plus humides ou trop abruptes n'ont pas été récoltées. Des parcelles de forêt brûlée ont également été conservées pour l'UQAT-UQÀM en collaboration avec les compagnies forestières et le Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Deux techniques de coupe ont été utilisées par les compagnies forestières : la compagnie Tembec a effectué de la coupe par arbre entier avec ébranchage en bordure du chemin et mise en andain des résidus tandis que Norbord a fait de la coupe par tige, avec ébranchage sur le parterre de coupe, et donc aucune mise en andain.

2.3 MÉTHODOLOGIE

Description des sites d'étude

Tout de suite après le feu, soit à l'été 1997, 36 parcelles d'environ 1 hectare chacune (voir annexe 1 et figure 2.1) ont été sélectionnées avant même que ne débute la coupe de récupération. La sélection a été faite directement sur le terrain et à l'aide de cartes forestières (Ministère des Ressources naturelles du Québec). Les 36 sites ont été

répartis de façon à obtenir 12 sites de chacune des compositions forestières avant feu (feuillu, mixte et résineux). La composition devait refléter la dominance du peuplement. À l'intérieur de chacune des compositions forestières, les sites ont été répartis de façon égale entre 3 sévérités de feu : léger, modéré et sévère. Cette sévérité a été déterminée selon le pourcentage de couvert mort sous l'effet du feu à l'automne 1997. À moins de 25% de mortalité, la parcelle a été classée sous la sévérité légère; entre 26% et 75%, elle a été classée sous la sévérité modérée; et à plus de 76% de mortalité, le feu a été considéré comme sévère. Les épaisseurs résiduelles de matière organique ont aussi été mesurées le long d'un transect de 30 mètres. De même, le pourcentage de superficie brûlée, soit la superficie noircie par le feu, de chaque unité d'échantillonnage a été déterminé. Les sites tels qu'installés l'année du feu n'ont pas tous été retrouvés les années subséquentes, certains ayant été coupés. Le patron des sites, c'est-à-dire le nombre de répétitions de chaque combinaison composition/sévérité, a cependant été conservé, les sites manquant ayant été relocalisés.

Les parcelles ont été sélectionnées de façon à minimiser le plus possible les variations des variables autres que celles étudiées. Les arbres dominants des sites devaient être matures, les sites le plus possible mésiques, plats, avec une bonne épaisseur de sol forestier. On a ainsi minimisé les effets des variables reliées à l'âge, au régime hydrique, à l'orientation, le degré, et l'exposition des pentes ainsi qu'aux sols minces. Il importait de diminuer le plus possible l'effet de ces variables qui pourraient entrer en ligne de compte dans le processus de régénération forestière.

À l'intérieur de chaque hectare conservé, un quadrat de 20 mètres par 20 mètres (400 m²) a été installé, orienté vers le nord. Vingt-quatre quadrats de même dimension ont aussi été installés, en 1998, dans les coupes de récupération adjacentes aux parcelles non récupérées (voir annexe 1 et figure 2.1). Ces derniers ont également été répartis selon les 3 compositions forestières décrites précédemment ainsi qu'entre les deux secteurs de coupe. Les mêmes critères de sélection ont été utilisés afin de minimiser l'effet possible des différentes variables environnementales.

Les arbres matures (les souches dans le cas des coupes) à l'intérieur de chaque quadrat de 400 m² ont été cartographiés et identifiés. Pour chaque arbre, on a noté les mesures et observations suivantes : l'espèce, le dhp (diamètre à hauteur de poitrine; cm), la hauteur (m) le statut (mort ou vivant, debout ou cassé), la hauteur d'écorce calcinée (cm) aux quatre orientations géographiques (nord, sud, est, ouest) ainsi que le pourcentage de canopée vivante. Un suivi de mortalité et de chute des arbres a été fait les années suivantes dans le cadre d'une étude parallèle (Hely 2000, données non publiées). Pour chaque souche des coupes, l'espèce ainsi que le diamètre à la base ont été notés.

Mesures démographiques

Chaque quadrat de 400 m² a été divisé en microquadrats de 2 mètres par 2 mètres. Vingt-cinq microquadrats par quadrat ont été sélectionnés aléatoirement pour le décompte de la régénération (annexe 2) et échantillonnés systématiquement les années subséquentes. Ainsi, chaque année depuis les perturbations, les semis et rejets végétatifs d'arbres ont été dénombrés dans chacun des 25 microquadrats, par espèce et par âge. L'âge a été déterminé à l'aide des cicatrices du bourgeon terminal le long des tiges, l'âge 0 correspondant à la saison de germination. Le décompte a permis d'obtenir à la fois des densités et des coefficients de distribution des semis et rejets. Il a été réalisé au cours des mois de juillet et août afin de tenir compte des semis de l'année, ces derniers germant majoritairement en juin (Charron et Greene 2000). La végétation arbustive et herbacée a été décrite à l'aide de pourcentages de recouvrement des espèces dans le cadre d'une étude parallèle (M. Purdon, données non publiées).

Évolution des peuplements

Afin de visualiser l'évolution des peuplements avant et après perturbations, des analyses de correspondance (CA; correspondence analysis) ont été effectuées sur les coefficients de distribution des espèces arborescentes. Les stations représentant la

régénération ont toutefois été placées de façon passive dans les ordinations. L'analyse de correspondance a été choisie puisqu'elle assume un modèle unimodal pour la relation entre les réponses de chaque espèce et les axes d'ordination. De plus, aucun effet d'arche n'a été obtenu, donc l'analyse par DCA (detrended correspondence analysis) n'était pas nécessaire (ter Braak 1988). La signification des axes a été testée selon la méthode du bâton brisé (Frontier 1976). Les coordonnées des sites ont ensuite été soumises à des analyses de variance afin de déterminer l'effet de diverses variables (composition, sévérité, type de coupe,...) sur la distribution des stations sur le diagramme d'ordination. On a ainsi pu déterminer dans quelle mesure les peuplements d'avant perturbations étaient homogènes selon leur composition telle que déterminée sur le terrain et, dans un deuxième temps, voir si la composition résumée par les positions des sites après perturbations différait significativement de celle d'avant perturbations.

Des régressions multiples pas à pas (stepwise; SAS institute 1989) ont servi à déterminer les caractéristiques des peuplements et les paramètres d'après perturbations les plus susceptibles d'influencer les densités et coefficients de distribution de la régénération arborescente. Pour ces analyses, seules les données des parcelles non récupérées, pour l'année 1999, ont été utilisées.

Comparaison feu et feu suivi d'une coupe de récupération

Un premier traitement des données a servi à caractériser les peuplements d'avant perturbations, par composition et par espèce. Une analyse de variance sur les données en rang (coefficient de distribution, surface terrière, densité) a permis la comparaison des peuplements du feu et de la coupe. Pour ce qui est de la régénération, des tests de comparaison de moyennes (lsd, least significant difference) ont servi à évaluer les changements dans le temps de la densité et du coefficient de distribution des semis et

rejets. Des analyses de variance ont également été effectuées afin de comparer la régénération, toujours en termes de densité et de distribution, entre les deux perturbations. Encore une fois, les données en rangs ont été utilisées lorsque la normalité des résidus ne pouvait être atteinte. Les comparaisons des peuplements avant et après (1999) perturbations ont été effectuées par des analyses de variance (lsd) sur les coefficients de distribution en rang des espèces. Cette variable a été choisie puisqu'elle est plus susceptible de représenter le futur peuplement que les densités, qui sont difficilement comparables entre les communautés de semis et d'arbres. En effet, elle est obtenue par un recensement sous forme de présence/absence dans des parcelles de 4m² et exprimée en pourcentage de territoire occupé par une espèce donnée. Ainsi, même si les densités de régénération sont de beaucoup supérieures à celles retrouvées au niveau du peuplement mature, il y a fort à parier qu'au moins un individu par unité d'échantillonnage survivra jusqu'à maturité.

2.4 RÉSULTATS

2.4.1 Effets du feu : changements dans les peuplements

L'ordination des sites avant et après feu, globalement (figure 2.2a) et par composition (figure 2.2b) a permis de constater de façon visuelle l'importance plus grande du pin gris, en terme de coefficient de distribution, dans les communautés de semis comparativement aux peuplements initiaux. Les ellipses caractérisant les peuplements en régénération, et ce pour toutes les compositions, sont en effet orientées vers le pin gris, au détriment de l'épinette noire.

Les analyses de variance, effectuées sur les coordonnées des stations avant feu ont indiqué que ces dernières étaient, au départ, séparées selon la composition (axe 1; $F=11,4$, $p=0,0004$) et que ces compositions représentaient des groupes homogènes en

regard de la sévérité d'incendie et de la position des sites sur le territoire (Norbord ou Tembec). La variable composition a donc pu être retenue pour les analyses ultérieures.

Ainsi, après incendie (tableau 2.1), les sites étaient toujours discriminés par la composition selon l'axe 1, mais les sites feuillus et mixtes étaient regroupés (Tukey, $p < 0,05$). L'effet de la sévérité est significatif selon les 2 axes. Comparativement aux deux autres sévérités, les stations brûlées légèrement auraient une régénération tendant plus vers la droite de l'ordination, vers la composition feuillue, et vers le bas, soit vers l'épinette noire. L'interaction composition-sévérité observée selon l'axe 1 a indiqué que l'effet de la sévérité selon cet axe ne serait significatif que pour les sites feuillus ($F=6,0$, $p=0,04$). Pour ces sites brûlés légèrement, la régénération serait caractérisée par une présence plus importante de peuplier faux-tremble au détriment des espèces résineuses qui s'installeraient plus fortement sous les couverts feuillus brûlés de façon plus sévère.

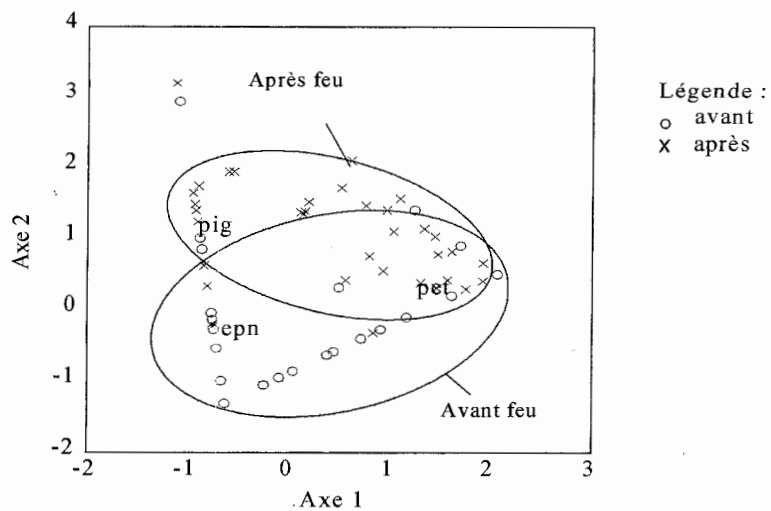
Tableau 2.1 Analyse de variance de la position des sites ordonnés après feu

	Source de variation	Somme des carrés	DL	F
Axe 1	Composition	5,36	2	***22,71
	Sévérité	0,80	1	*3,39
	Compo*sévérité	1,94	4	*4,11
Axe 2	Composition	0,15	2	0,17
	Sévérité	3,86	1	*4,21
	Compo*sévérité	0,61	4	0,33

*= $0,01 < p < 0,05$; ***= $p < 0,001$

Une analyse de variance de la position des sites avant et après feu a également été réalisée afin de voir l'effet de la perturbation elle-même sur les coefficients de distribution des espèces (tableau 2.2). La variable 'état' correspond à la comparaison de la position avant feu (état 0) et après feu (état 1). Un changement dans l'état du peuplement indique un changement dans la représentativité des espèces après feu.

A)



B)

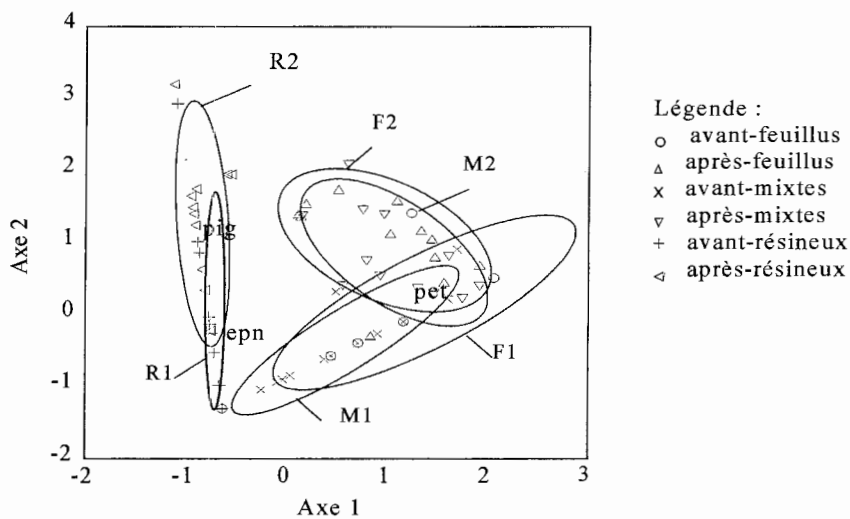


Figure 2.2 Analyse de correspondance (ordination) des stations avant et après (passif) feu. A) Position globale des sites avant et après feu B) Position des sites avant (1) et après (2) feu, par composition (F=feuillus, M=mixtes, R=résineux)

La variable d'état nous indique que l'effet du feu a amené un déplacement des sites dans l'ordination selon l'axe 2 seulement. Ainsi, comme la composition des peuplements d'origine n'était discriminée que par l'axe 1, des changements significatifs de types de peuplements (feuillu, mixte ou résineux) n'auraient pas été engendrés par la perturbation. Tel que mentionné, seule une uniformisation des peuplements feuillus et mixtes semblerait s'être dessinée au niveau de la régénération. En observant les ellipses (figure 2.1a), on s'aperçoit que l'effet le plus marqué selon l'axe 2 serait le changement d'une dominance d'épinette noire avant feu au profit du pin gris après feu. Cette conclusion est valable pour les 3 compositions (tableau 2.2, figure 2.1b). De plus, pour les sites mixtes, l'effet de la perturbation est également visible selon l'axe 1, où les sites en régénération se déplacent vers une plus grande présence du peuplier faux-tremble. L'uniformisation des types feuillus et mixtes se ferait donc à la fois par l'augmentation de la présence du pin gris dans les deux compositions ainsi que par la plus grande importance du peuplier faux-tremble dans les sites mixtes en régénération.

La sévérité du feu aurait également influencé la position des sites selon l'axe 2, les sites brûlés légèrement étant globalement plus bas dans l'ordination, vers la composition en épinette noire. Les analyses séparées par composition indiquent que cette présence plus importante de l'épinette noire dans les sites brûlés légèrement serait significative pour les sites mixtes et résineux seulement. Les sites mixtes brûlés sévèrement ainsi que les sites résineux sous feu modéré tendraient vers le pin gris. L'effet de la sévérité sur les parcelles feuillues ressort pour sa part plutôt selon l'axe 1; les sites légers présenteraient une composition plus feuillue alors que les sites sévères auraient une plus grande proportion résineuse.

Tableau 2.2 Analyse de variance de la position des sites sur l'ordination avant et après feu

Analyse	Source de variation	Axe 1		Axe 2	
		Somme carrés	F	Somme carrés	F
Globale	État	0,003	0,01	22,7	***38,6
	Composition	11,3	***23,01	2,06	1,8
	Sévérité	0,99	2,02	5,05	*4,3
Feuillus	État	1,44	3,7	4,36	**9,9
	Sévérité	3,43	*4,4	0,01	0,01
Mixtes	État	1,14	*4,4	6,55	***22,8
	Sévérité	0,02	0,05	2,84	*4,9
Résineux	État	0	0	5,71	*5,4
	Sévérité	0,09	2,5	7,96	*3,7

*= $0,01 < p < 0,05$; **= $0,001 < p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

2.4.2 Paramètres pouvant influencer les densités et les coefficients de distribution de la régénération après feu

Dans un premier temps, des régressions pas à pas (stepwise) ont été réalisées afin de tenter de relier la densité dans les parcelles non récupérées (tableau 2.3) et le coefficient de distribution (tableau 2.4) des sites régénérés avec les caractéristiques des peuplements d'origine (densité, surface terrière, coefficient de distribution,...). Pour le pin gris et le peuplier faux-tremble, il ressort que la surface terrière de l'espèce pourrait aider à prédire la densité et la distribution de la régénération. Pour l'épinette noire, la densité des arbres matures de l'espèce est plutôt ressortie comme ayant une influence sur la régénération. En détails, la densité des semis de pin gris serait influencée positivement par la surface terrière par hectare de l'espèce. Aussi, le coefficient de distribution du pin gris augmenterait avec la surface terrière de l'espèce de même qu'avec le coefficient de distribution total (toutes espèces confondues) des peuplements d'origine. Il y aurait plus de rejets de peupliers faux-tremble sous forte surface terrière de peuplier, mais moins sous peuplements très denses. Le coefficient

de distribution des rejets serait pour sa part influencé positivement par la surface terrière par hectare de l'espèce ainsi que par le coefficient de distribution des peupliers matures. La densité totale des peuplements influencerait également de façon négative les coefficients de distribution des rejets. Finalement, la densité et la distribution des semis d'épinette noire augmenteraient avec la densité d'épinettes matures.

À ces variables reliées aux peuplements proprement dits ont été ajoutées d'autres variables abiotiques et de compétition pouvant influencer la régénération. De nouvelles régressions pas à pas ont ainsi été réalisées. Les résultats obtenus nous permettent de voir que les variables reliées aux peuplements ressortent peu lorsqu'on inclut d'autres variables environnementales. La densité (tableau 2.5) ainsi que le coefficient de distribution (tableau 2.6) du pin gris seraient ainsi moindres sous feu léger et modéré de même qu'en présence d'arbustes. La régénération d'épinette noire (densité et distribution) serait également affectée négativement par la présence d'arbustes; la présence d'éricacées n'affecterait négativement que les densités d'épinettes et non leur distribution. Une plus grande épaisseur résiduelle de matière organique, un plus grand pourcentage de recouvrement de sol brûlé et la présence de lichen influenceraient positivement la régénération en épinette. Finalement, la reprise du peuplier faux-tremble serait affectée positivement par le pourcentage de sol brûlé alors qu'on retrouverait moins de rejets sous composition résineuse.

Tableau 2.3 Régressions multiples pas à pas de la densité (tiges/ha) de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées aux peuplements d'origine

Espèce	Source de variation		Sens	DL	Somme des carrés	F
Pin gris	R ² =0,35	Modèle		1	6 348	***31,7
		Erreur		58	11 626	
	Surf. terrière/ha (pig)	+	1	6 348	***31,7	
Épinette noire	R ² =0,49	Modèle		1	8 753	***55,4
		Erreur		58	9 171	
	Densité (epn)	+	1	8 753	***55,4	
Peuplier faux-tremble	R ² =0,71	Modèle		2	12 596	***69,4
		Erreur		57	5 169	
	Surface terrière (pet)	+	1	6 235	***68,8	
	Densité totale	-	1	669	**7,4	

=0,001 < p < 0,01; *=p < 0,001

Tableau 2.4 Régressions multiples pas à pas du coefficient de distribution (%) de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées aux peuplements d'origine

Espèce	Source de variation		Sens	DL	Somme des carrés	F
Pin gris	R ² =0,45	Modèle		2	8 031	***23,1
		Erreur		57	9 905	
	Surface terrière (pig)	+	1	3 839	***22,1	
	Coef. dist. total	+	1	761	*4,4	
Épinette noire	R ² =0,50	Modèle		1	8 844	***56,9
		Erreur		58	9 018	
	Densité (epn)	+	1	8 844	***56,9	
Peuplier faux-tremble	R ² =0,80	Modèle		3	14 068	***74,2
		Erreur		56	3 541	
	Surf. terrière/ha (pet)	+	1	708	**11,2	
	Coef. dist. (pet)	+	1	904	***14,3	
	Densité totale	-	1	549	**8,7	

*=0,01 < p < 0,05; **=0,001 < p < 0,01; ***=p < 0,001

Tableau 2.5 Régressions multiples pas à pas de la densité (tiges/ha) de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliées au peuplement et à l'incendie

Espèce	Source de variation		Sens	DL	Somme des carrés	F
Pin gris	R ² =0,56	Modèle		3	5 968	***13,8
		Erreur		32	4 607	
		Feu léger	-	1	3 527	***16,7
		Feu modéré	-	1	635	*4,4
		Arbustes	-	1	1 874	**11,7
Épinette noire	R ² =0,80	Modèle		4	8 715	***31,2
		Erreur		31	2 165	
		Densité (epn)	+	1	1 253	***53,9
		Pourcentage sol brûlé	+	1	962	**7,8
		Épaisseur de m.o.	+	1	509	*7,3
	Lichen	+	1	1 501	**8,7	
Peuplier faux-tremble	R ² =0,78	Modèle		3	7 713	***36,8
		Erreur		32	2 237	
		Composition résineuse	-	1	667	***72,3
		Pourcentage sol brûlé	+	1	471	*6,8
	Surface terrière (pet)	+	1	404	*5,8	

*=0,01 < p < 0,05; **=0,001 < p < 0,01; ***=p < 0,001

Tableau 2.6 Régressions multiples pas à pas du coefficient de distribution (%) de la régénération par espèce (1999) en fonction de variables reliée au peuplement et à l'incendie

Espèce	Source de variation		Sens	DL	Somme des carrés	F
Pin gris	R ² =0,59	Modèle		3	6 122	***15,6
		Erreur		32	4 178	
		Feu léger	-	1	3 148	***14,7
		Feu modéré	-	1	891	*6,8
		Arbustes	-	1	2 433	***13,8
Épinette noire	R ² =0,78	Modèle		4	8 773	***27,1
		Erreur		31	2 511	
		Densité (epn)	+	1	4 551	***52,5
		Composition feuillue	+	1	656	**10,1
		Épaisseur de m.o.	+	1	526	*4,6
	Mousses	-	1	458	*5,7	
Peuplier faux-tremble	R ² =0,79	Modèle		3	8 734	***40,9
		Erreur		32	2 278	
		Composition résineuse	-	1	784	***78,3
		Surface terrière (pet)	+	1	434	*6,1
	Pourcentage sol brûlé	+	1	542	**7,6	

*=0,01 < p < 0,05; **=0,001 < p < 0,01; ***=p < 0,001

2.4.3 Effets de la coupe de récupération sur la régénération

Les analyses de variance sur les coordonnées des sites avant feu et coupe ont révélé, selon l'axe 1, une discrimination des compositions ($F=34,8$, $p=0,0001$), mais également une séparation des sites selon leur position sur le territoire (Norbord ou Tembec; $F=5,56$, $p=0,03$). Les sites chez Tembec étaient plus vers la droite de l'ordination, soit vraisemblablement vers une plus grande importance du peuplier faux-tremble. De plus, les sites résineux situés chez Norbord étaient également discriminés de ceux de chez Tembec au départ selon les deux axes (axe 1, axe 2 : $F=10,8$, $p=0,02$) ils présentaient une plus grande proportion de pin gris. Les analyses par composition sont retenues, mais ces différences selon l'emplacement devront être prises en compte lors des analyses à venir.

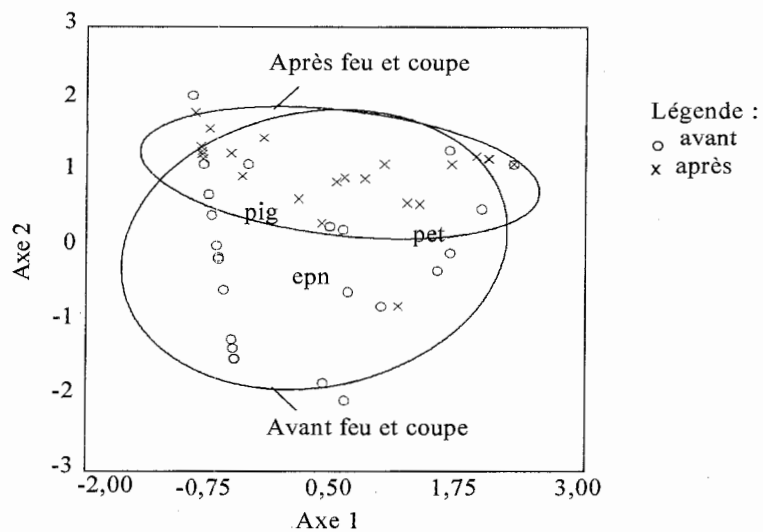
Après perturbations, il ressort que la position sur le territoire (Norbord ou Tembec) n'influence plus l'ordination des sites, globalement de même que par composition (tableau 2.7). Les sites sont cependant maintenant séparés selon les deux axes en ce qui concerne la composition. Selon l'axe 2, par contre, seules les compositions mixte et résineuse sont discriminées (Tukey, $p<0,05$), les sites résineux étant légèrement plus haut dans l'ordination, démontrant la grande importance du pin gris dans ces derniers (figure 2.3).

Tableau 2.7 Analyse de variance de la position des sites ordonnés après feu et coupe

	Source de variation	Somme des carrés	DL	F
Axe 1	Composition	21,8	2	***40,3
	Position	0,86	1	3,2
	Compo*position	0,34	2	0,6
Axe 2	Composition	2,27	2	**6,6
	Position	0,22	1	1,3
	Compo*position	0,53	2	1,5

*= $0,01 < p < 0,05$; **= $0,001 < p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

A)



B)

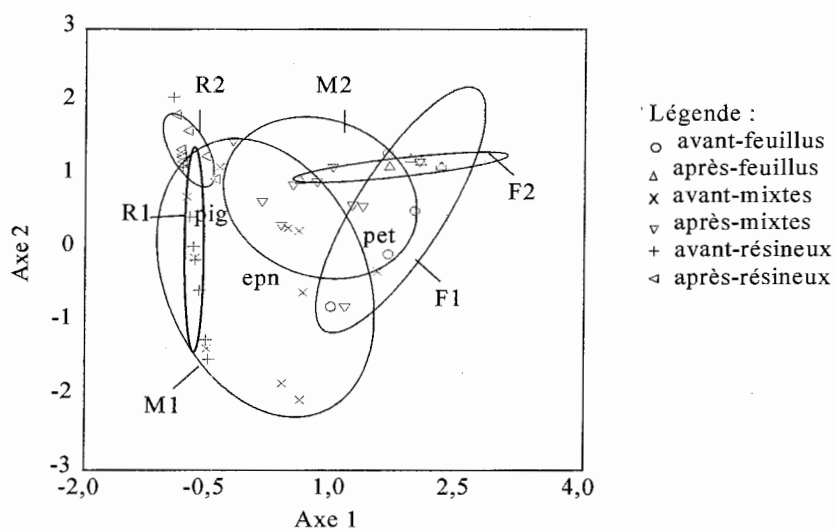


Figure 2.3 Analyse de correspondance (ordination) des stations avant et après (passif) feu et coupe de récupération. A) Position globale des sites avant et après feu et coupe B) Position des sites avant (1) et après (2) feu et coupe, par composition (F=feuillus, M=mixtes, R=résineux)

Le feu suivi de la coupe de récupération n'aurait pas eu d'effet significatif sur la composition des peuplements, différenciée au départ et après perturbations selon l'axe 1, mais aurait influencé la position des sites selon l'axe 2 de l'ordination (tableau 2.8). Les compositions seraient donc demeurées les mêmes, avec par contre un changement dans la représentativité des espèces. Les sites mixtes et résineux présenteraient aussi un effet des perturbations selon l'axe 2 (tableau 2.8; figure 2.3b). Les sites auraient eu tendance à se déplacer vers le haut de l'ordination, soit vers le pin gris, ce qui démontre encore une fois la plus grande présence de cette espèce après les perturbations de Val-Paradis. Aussi, tout comme dans le cas du feu, les sites mixtes auraient eu tendance à se déplacer vers le peuplier faux-tremble selon l'axe 1.

Tableau 2.8 Analyse de variance de la position des sites sur l'ordination avant et après feu suivi d'une coupe de récupération

Analyse	Source de variation	Axe 1		Axe 2	
		Somme carrés	F	Somme carrés	F
Globale	État	0,44	1,8	11,1	***20,1
	Composition	38,5	***76,6	4,52	*4,1
	Position	2,26	**9,0	2,02	3,7
Feuillus	État	0,003	0,01	1,05	2,6
	Position	1,11	4,1	0,20	0,5
Mixtes	État	2,03	*4,6	5,71	*7,7
	Position	1,67	3,8	1,82	2,5
Résineux	État	0,02	0,8	6,97	***20,9
	Position	0,08	3,8	3,66	**11,0

*=0,01 < p < 0,05; **=0,001 < p < 0,01; ***=p < 0,001

2.4.4 Comparaison feu et feu suivi d'une coupe de récupération

2.4.4.1 Comparaison des peuplements récupérés et non récupérés

Avant perturbations, les sites feuillus étaient composés majoritairement de peuplier faux-tremble, avec de l'épinette noire en sous-couvert pour les sites brûlés (feu) à laquelle s'ajoute le pin gris dans les sites brûlés et récupérés (coupe ; tableau 2.9). Les sites mixtes étaient pour leur part composés en grande partie de peuplier faux-tremble et d'épinette noire, avec la présence importante, encore une fois, du pin gris dans les sites récupérés. Les sites résineux étaient composés essentiellement d'épinette noire et de pin gris, avec une dominance d'épinette dans les sites brûlés comparativement à une dominance du pin gris dans les coupes. On remarque donc la plus forte présence du pin gris dans les sites de coupes comparativement aux sites du feu et ce pour toutes les compositions, au détriment de l'épinette noire.

Tableau 2.9 Proportion de la surface terrière totale (arbres >5 cm de DHP) des espèces d'arbres matures en fonction de la composition et du type de perturbation

	Feuillus		Mixtes		Résineux	
	Feu	Feu et coupe	Feu	Feu et coupe	Feu	Feu et coupe
Pin gris	0,7	10,0	5,0	37,5	27,5	70,0
Épinette noire	6,9	4,7	38,8	27,6	72,0	29,7
Peuplier faux-tremble	80,4	84,1	54,0	34,9	0,1	0,3
Sapin baumier	1,0	-	2,0	-	0	-
Bouleau blanc	7,5	-	0,1	-	0	-
Peuplier baumier	3,3	-	0,1	-	0	-
Mélèze laricin	0	-	0	-	0,4	-
Épinette blanche	0,2	1,2	0	0	0	0

Cette tendance à une grande présence du pin gris pour les sites récupérés ressort également, et de façon significative, lors de la comparaison des caractéristiques moyennes des sites selon la perturbation subie (tableau 2.10). Que ce soit en terme de coefficient de distribution ($F=12,2, p=0,0009$), de surface terrière ($F=17,7, p=0,0001$)

ou de densité ($F=7,8$, $p=0,0069$), la présence du pin gris était supérieure dans les sites récupérés. Pour un même âge, à cause de taux de croissance différentiels (Fowells 1965), les individus du pin gris sont généralement plus gros que ceux de l'épinette noire. Ainsi, il devait être plus avantageux pour les compagnies forestières de couper principalement le pin gris. Un biais dû à l'attribution des sites par les compagnies l'été de l'incendie a pu se produire, nous laissant des parcelles non récupérés avec significativement moins de pin gris. Aussi, la présence de densités significativement plus grandes d'épinettes noires dans les sites non récupérés ($F=4,6$, $p=0,04$), malgré des coefficients de distribution et des surfaces terrières moyennes comparables, laisse croire que les parcelles résineuses nous ayant été attribuées étaient légèrement moins productives que celles ayant été récupérées (Béland et Bergeron 1996).

Tableau 2.10 Caractéristiques des peuplements d'origine, selon la perturbation

	Pin gris		Épinette noire		Peuplier faux-tremble		Total	
	feu (36)	coupe (24)	feu (36)	coupe (24)	feu (36)	coupe (24)	feu (36)	coupe (24)
Coef. de distribution moyen (%)	6,8	20,0 *	25,8	14,5	12,0	10,0	41,6	39,8
Surf. terrière moyenne (m ² /ha)	3,3	17,6 *	12,1	9,6	14,7	14,7	30,2	41,9*
Densité moyenne (tiges/ha)	208	441 *	946	356 *	368	233	1522	1030

* différence feu-coupe significative, $p<0,05$

2.4.4.2 Comparaison de la régénération après feu et feu suivi d'une coupe de récupération

Les densités moyennes de semis et de rejets après feu étaient moindres en 1999, soit deux ans après l'incendie, que les années précédentes (figure 2.4; lsd, $p<0,05$). Les parcelles récupérées présentaient pour leur part des densités moyennes semblables

pour les deux années d'échantillonnage disponibles, soit 1998 et 1999. L'observation des coefficients de distribution moyens de la régénération (figure 2.5) indique que ces derniers seraient demeurés stables dans le temps depuis l'incendie, mais que les semis étaient mieux répartis en 1999 qu'en 1998 dans les quadrats récupérés (lsd, $p < 0,05$). Des comparaisons entre le feu et la coupe indiquent que les densités ($F=6,96$ $p=0,01$) de même que les coefficients de distribution ($F=8,93$ $p=0,004$) étaient supérieurs dans les parcelles non récupérées un an après perturbations (1998). Les semis et rejets y étaient donc, dans un premier temps, plus nombreux, mais également mieux distribués dans l'espace. La situation s'est cependant uniformisée en 1999, alors que les densités et la distribution rencontrés étaient semblables entre feu et coupe (lsd, $p=0,05$).

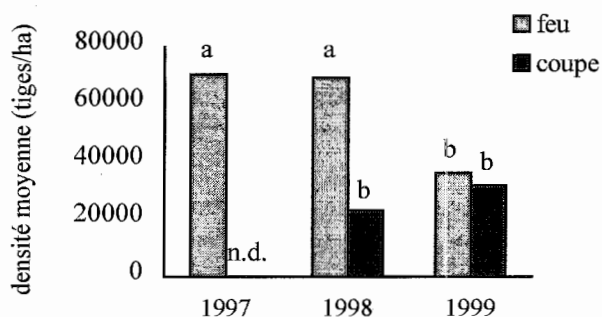


Figure 2.4 Densité moyenne de la régénération après feu et coupe de récupération, par année (les données de 1997 pour la coupe ne sont pas disponibles; les lettres différentes représentent des différences significatives entre années et entre perturbations, anova, $p < 0,05$)

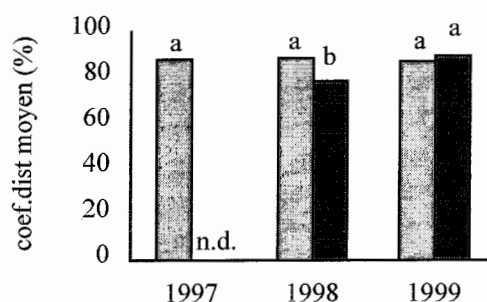


Figure 2.5 Coefficient de distribution moyen de la régénération après feu et coupe de récupération, par année (les données de 1997 pour la coupe ne sont pas disponibles; les lettres différentes représentent des différences significatives entre années et entre perturbations, anova, $p < 0,05$)

Un premier regard aux densités par espèce nous permet de constater que, peu importe le temps depuis la perturbation et le type de perturbation, les densités de l'épinette noire sont plus basses que celles du pin gris et du peuplier faux-tremble (figure 2.6). Dans les parcelles non récupérées, les densités ainsi que la distribution du pin gris (figure 2.7) étaient plus élevées l'année du feu qu'en 1999 (lsd, $p < 0,05$). Cette conclusion n'est cependant pas valable dans les coupes, alors qu'on retrouvait autant de pin gris en 1998 qu'en 1999. L'épinette noire, dans les parcelles non récupérées, présentait un patron différent : de faibles densités et coefficients de distribution l'année du feu suivies de densités et distribution plus élevées (lsd, $p < 0,05$) en 1998 demeurant stables en 1999. Dans les coupes, les densités et coefficients de distribution de l'épinette noire, bien que très bas, étaient plus élevés en 1999 qu'en 1998 (lsd, $p < 0,05$), laissant suggérer un recrutement toujours effectif. Les rejets de peuplier faux-tremble sont pour leur part demeurés stables en nombre et en distribution depuis perturbation, autant dans le feu que dans la coupe de récupération.

La comparaison des densités entre le feu et la coupe de récupération pour le pin gris indique qu'il y avait significativement plus de pin gris dans les parcelles non récupérées dans les deux premières années après perturbation (figure 2.6; $F=5,23$, $p=0,03$), mais pas en 1999. Le cas de l'épinette noire est cependant différent. En effet, que ce soit en 1998 ou en 1999, la régénération de la coupe de récupération présentait moins d'épinettes ainsi qu'une moins bonne distribution de ces dernières ($p < 0,05$).

La figure 2.8, représentant les coefficients de distribution relatifs avant et après perturbation, indique clairement l'augmentation de la présence relative du peuplier faux-tremble ainsi que la perte de représentativité de l'épinette noire dans les peuplements. On y observe également l'augmentation de la présence du pin gris dans les sites non récupérés, ce qui ne serait cependant pas le cas dans les sites récupérés.

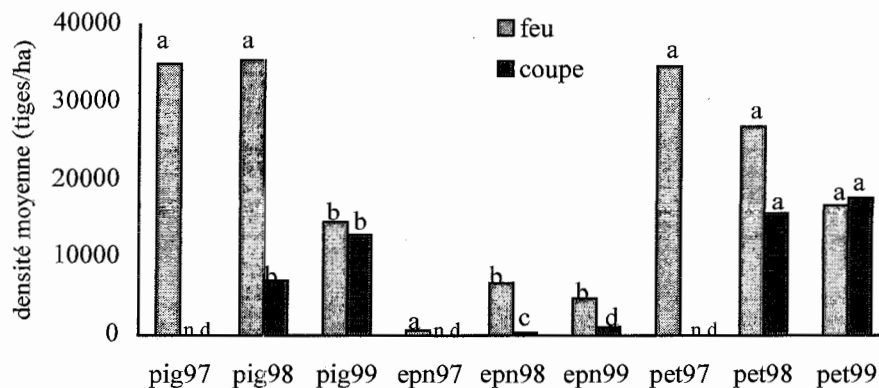


Figure 2.6 Densité moyenne de régénération dans le feu et la coupe de récupération, par année et par espèce (pig=pin gris, epn=épinette noire, pet=peuplier faux-tremble). Les données de 1997 pour la coupe ne sont pas disponibles. (les lettres différentes représentent des différences significatives entre années et entre perturbations, anova, $p < 0,05$)

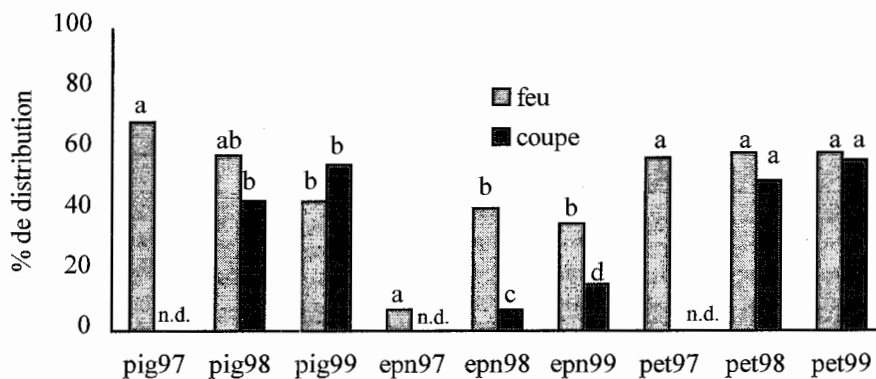


Figure 2.7 Coefficient de distribution moyen de la régénération dans le feu et la coupe de récupération, par année et par espèce (pig=pin gris, epn=épinette noire, pet=peuplier faux-tremble). Les données de 1997 pour la coupe ne sont pas disponibles. (les lettres différentes représentent des différences significatives entre années et entre perturbations, anova, $p < 0,05$)

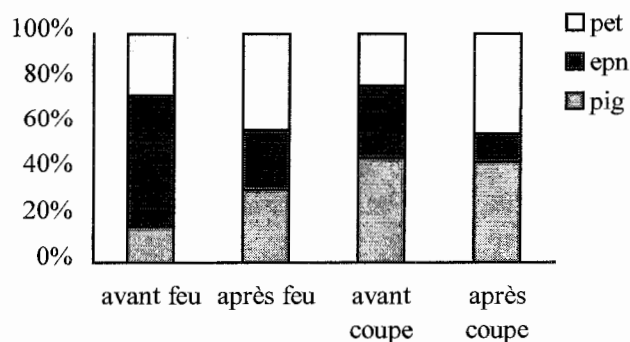


Figure 2.8 Coefficients de distribution relatifs des espèces avant et après perturbation

L'observation de la structure d'âge de la régénération du feu et de la coupe (figure 2.9) permet de voir que, pour 1998, les sites de la coupe présentaient beaucoup plus de semis de l'année (âge 0) que le feu, laissant entrevoir, encore une fois, un recrutement toujours effectif. On remarque par contre que les structures d'âges de la régénération des secteurs du feu et de la coupe de récupération étaient semblables à la fin de l'étude en 1999.

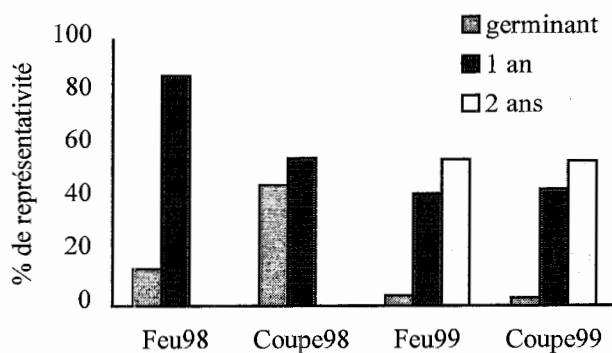


Figure 2.9 Structure d'âge de la régénération par perturbation et année d'échantillonnage

2.5 DISCUSSION

2.5.1 Résilience des peuplements après feu

En zone boréale, les espèces dominantes possédant des banques de structures reproductives reviennent en général immédiatement après feu (Methven *et al.* 1975, Carleton et Maycock 1978, Van Wagner 1983, Vierek 1983, Morneau et Payette 1989, Zoladeski et Maycock 1990), même si les abondances peuvent varier. Les types de peuplements (feuillu, mixte, résineux) en régénération à Val-Paradis sont demeurées semblables dans la majorité des cas après feu. Une homogénéisation des compositions feuillue et mixte a par contre été remarquée. Cet effet serait dû à la fois à l'augmentation de la présence du pin gris dans les parcelles feuillues et à la plus grande présence du peuplier dans les parcelles mixtes. Le feu de Val-Paradis aurait de ce fait eu pour effet de favoriser l'augmentation de la représentativité du pin gris et du peuplier faux-tremble dans les cohortes de régénération. À l'opposé, l'effet sur l'épinette noire aurait plutôt été un retour aux coefficients de distribution d'avant perturbation. L'observation de ces coefficients relatifs a indiqué cependant une tendance à la diminution de la représentativité de cette espèce dans les communautés de semis par rapport aux peuplements initiaux.

Greene et Johnson (1999) ont également indiqué une augmentation de la proportion du peuplier faux-tremble après feu dans les peuplements boréaux mixtes canadiens. Les incendies forestiers procurent des conditions favorables (mort des arbres, chaleur au sol) et on observe régulièrement la reprise massive du peuplier après telles perturbations (Horton et Hopkins 1965, Wright et Heinselman 1973, Bartos et Mueggler 1981, Rowe 1983, Brown et DeByle 1987).

St-Pierre *et al.* (1992), dans une étude à une latitude semblable au centre du Québec, ont observé une augmentation de la représentativité du pin gris suite à un incendie forestier. Les mêmes conclusions ont aussi été ressorties par Lavoie et Sirois (1998)

pour le nord du Québec. L'ouverture des écailles des cônes de pin gris se ferait avec plus d'amplitude comparativement à l'épinette noire, résultant en une dispersion plus rapide des semences (Charron et Greene 2000). La viabilité des graines dans les cônes fermés serait aussi plus grande chez le pin gris. Dans les cônes âgés de moins de 5 ans, près de 90 % des graines de pin gris seraient viables (Fowells 1965) comparativement à seulement 53 % chez l'épinette noire (Haavisto 1975). La viabilité aurait tendance à diminuer avec le temps chez les deux espèces, mais près de 50 % des graines de pin gris seraient toujours viables dans les cônes de 20 ans (Cayford *et al.* 1983) alors qu'à peine 5 % des graines d'épinette noire le seraient à 15 ans (Haavisto 1975). Finalement, le pin gris serait résistant aux conditions difficiles et arides (Cayford et McRae 1983), notamment à cause de sa croissance supérieure (Rowe et Scotter 1973, Carroll et Bliss 1982) lui permettant d'atteindre le sol minéral sous la couche organique plus rapidement et donc d'atteindre un milieu plus stable en termes d'humidité et de température (Chrosiewicz 1974, Thomas et Wein 1985*b*). Le pin gris serait ainsi plus apte à se régénérer après feu où demeure passablement de matière organique aride et noircie au sol, comme après un feu de printemps tel qu'observé à Val-Paradis.

Outre certaines caractéristiques intrinsèques aux espèces qui ont pu favoriser le pin gris et le peuplier faux-tremble, la notion d'intervalle entre les feux pourrait aussi entrer en ligne de compte. En effet, on pourrait facilement se demander pourquoi les feux précédents sur le territoire n'auraient pas engendré également une augmentation de la présence de ces espèces dans les peuplements? Le fait que le feu de 1997 ait eu lieu au printemps a précédemment été considéré. La création de substrats plus facilement utilisables par le pin gris que l'épinette noire peut être envisagée, mais cet aspect n'influence pas, ou très peu, la production de rejets. L'augmentation de la représentativité de ces deux espèces pourrait alors provenir de leur présence plus importante au départ dans les peuplements. Lorsque deux feux consécutifs sont séparés par un long intervalle (120-150 ans), les peupliers et pins qui s'étaient installés

lors du feu ont commencé à mourir et, conséquemment, moins d'individus sont présents pour assurer la régénération. L'épinette noire, avec sa plus grande longévité, profiterait alors d'une proportion initiale plus grande dans les peuplements pour bien se régénérer. D'un autre côté, lorsque l'intervalle séparant deux feux consécutifs est relativement court (entre 65 et 85 ans selon les secteurs dans le cas de Val-Paradis), le pin gris et le peuplier faux-tremble sont toujours bien présents dans les peuplements, ce qui leur permet de se régénérer massivement. Des études plus poussées portant sur la régénération après des feux d'intervalles différents pourraient être envisagées afin d'éclaircir plus amplement ces résultats et processus.

2.5.1 Régénération des espèces après feu

2.5.1.1 Facteurs susceptibles d'influencer la régénération

Pour le pin gris et l'épinette noire, le nombre de cônes disponibles à la reproduction serait fonction de la surface terrière des arbres (Greene et Johnson 1994) et le nombre de graines disponibles relié au nombre de cônes (Lavoie et Sirois 1998). Ainsi, la disponibilité des semences serait reliée également à la surface terrière des semenciers. Le succès de régénération serait pour sa part influencé par la disponibilité des semences, mais aussi par les caractéristiques des lits de germination, le climat, la disponibilité en eau et la compétition (Ahlgren 1960, Zasada *et al.* 1992, Bond et Van Wilgen 1996). Selon nos résultats, la surface terrière serait un bon indicateur des coefficients de distribution de la régénération du secteur étudié pour le pin gris et le peuplier faux-tremble. Pour le pin gris, la surface terrière par hectare augmenterait avec la fertilité des stations (Béland et Bergeron 1996). De meilleures conditions de croissance pourraient permettre aux individus d'allouer plus de ressources à la formation de cônes. La quantité d'énergie et de protéines investies dans la formation des graines serait en effet limitée et reliée positivement à la masse végétative (Greene

et Johnson 1994). La densité initiale de rejets produits par le peuplier faux-tremble serait aussi dépendante de la densité de racines, elle-même dépendante de la surface terrière (Greene et Johnson 1999).

Selon nos résultats, la régénération du peuplier était moindre lorsque la densité totale des peuplements initiaux était élevée. Les peuplements plus denses étaient probablement plus jeunes dû au fait que les peupliers ont pour caractéristique d'auto-éclaircir leurs peuplements (Greene et Johnson 1999). Et les jeunes peupliers produisent moins de rejets que les plus vieux (Fowells 1965). Des peuplements denses de peupliers pourraient aussi arrêter plus facilement un incendie. Les peuplements de feuillus supporteraient déjà des sévérités de feu moindres à cause de leur structure en hauteur (Brown et Davis 1973, Kafka *et al.* 2000), de l'humidité des feuilles (Kafka *et al.* 2000) et de la couverture morte (Horton et Hopkins 1965) ainsi que de la faible accumulation de combustibles au sol de par les taux rapides de décomposition de la litière feuillue (Jones et DeByle 1985). Les faibles sévérités seraient encore plus associées aux jeunes peuplements décidus (Van Wagner 1983, Kafka *et al.* 2000). Plus d'arbres vivants, qui produiront peu de rejets et qui feront ombrage aux tiges en croissance, seraient ainsi laissés en place. Et comme cette espèce est peu tolérante à l'ombre (Fowells 1965, Barnes 1966, Brown et Davis 1973, Rowe 1983), on peut alors observer une plus grande mortalité des rejets.

Pour l'épinette noire, nos résultats indiquent que les pourcentages de distribution de l'espèce semblent être influencés plus particulièrement par les densités d'épinette avant feu que par leur surface terrière moyenne. Ce résultat est contrastant avec ceux de Greene et Johnson (1999), qui prédisent la régénération de cette espèce avec la densité de surface terrière tout comme pour le pin gris. Cette meilleure association avec la densité des adultes pourrait être reliée à la quantité de semenciers. La disposition groupée des cônes d'épinette noire pourrait faire en sorte que seuls les cônes extérieurs seraient en mesure de s'ouvrir complètement et de libérer

efficacement leurs graines. Ainsi, même si un arbre plus âgé, de diamètre supérieur, pourrait potentiellement fournir plus de graines, sa capacité à larguer les graines pourrait ne pas être augmentée. Le pin gris, comparativement, porte ses cônes tout au long de ses branches, ce qui fait que pratiquement chaque cône est en mesure de s'ouvrir efficacement et de libérer des graines. Finalement, des peuplements plus denses pourraient, contrairement à ce qui peut être observé sous des forêts de peupliers, maintenir le feu plus longtemps, ouvrant plus de cônes. La création d'un pont de combustible par le marcottage chez l'épinette permet au feu de grimper facilement dans la canopée (Vierek 1983) et la proximité des têtes, par une plus grande densité, pourrait permettre au feu d'y demeurer. Les aiguilles sont très inflammables (Brown et Davis 1973) et seraient d'autant plus inflammables au printemps, avant le développement du nouveau feuillage (VanWagner 1983).

Les régressions ont fait ressortir l'importance des variables reliées à l'incendie lui-même (sévérité) et aux espèces compétitrices dans le processus de régénération forestière. Ainsi, bien que la connaissance de la quantité de graines potentiellement disponible, reliée aux caractéristiques des peuplements, soit importante, les conditions de mise en disponibilité de ces semences et de réceptivité du milieu pour la germination s'avèrent d'autant plus importantes afin de prédire le succès de régénération. À cet effet, il semblerait que la régénération du pin gris serait moindre après un feu léger ou modéré, ouvrant probablement moins de cônes et créant des conditions de germination moins favorables qu'un feu plus sévère. La présence d'arbustes influencerait effectivement les coefficients du pin gris, intolérant à l'ombre (Fowells 1965, Rowe et Scotter 1973, Cayford et McRae 1983). En plus d'ombrager les jeunes pins, les arbustes peuvent entrer en compétition avec les semis pour des ressources telles la lumière, l'eau et les minéraux (Ahlgren 1960, Cayford *et al.* 1967).

L'épinette noire serait également influencée négativement par la compétition arbustive, constat souvent cité (Ahlgren 1960, Kiil 1970, Black et Bliss 1980). Les

éricacées influenceraient à la baisse les densités d'épinette. L'effet allélopathique possible de certaines espèces d'éricacées sur la germination (Mallik 1989) ainsi que la compétition pour les ressources (Jäderlund *et al.* 1997) pourraient être en cause. À l'opposé, une plus grande épaisseur résiduelle de matière organique aurait un effet positif sur la régénération en épinette noire. Les lits de germination plus épais dans ce secteur ont été reliés à la présence de sphaignes en reprise lente fournissant un substrat humide pour la croissance des semis d'épinette. Les substrats organiques d'épaisseur moyenne seraient trop arides pour l'épinette noire, qui soutient moins bien les mauvaises conditions de croissance que le pin gris (Cayford et McRae 1983). Un plus grand pourcentage de sol brûlé aiderait aussi la régénération de l'épinette. Les sphaignes qui n'ont pas été touchées par le feu ont effectivement une croissance rapide qui risque de surpasser celle de l'épinette et les mousses risquent d'engloutir les semis (Bonan et Shugart 1989). Les lichens seraient également associés de façon positive à l'épinette. L'évaluation de la présence des espèces herbacées et arbustives a été réalisée à l'aide de moyennes de pourcentages de recouvrement (M. Purdon, données non publiées) et les résultats n'indiquent donc pas une association positive lichen-épinette mais plutôt l'utilisation du même milieu par les deux types de végétaux. Les lichens auraient en effet un impact généralement négatif sur la germination, l'établissement et la croissance de l'épinette noire (Morneau et Payette 1989, Sirois et Payette 1989), à cause de la compétition pour les ressources, de la sécheresse induite par les lichens et de la formation d'une croûte dure par les lichens terricoles.

Le peuplier faux-tremble, finalement, présenterait de meilleurs pourcentages de distribution avec l'augmentation de la surface de sol brûlée. La production des rejets est en effet influencée par l'augmentation de la chaleur du sol (Maini et Horton 1966, Steneker 1974, Peterson et Peterson 1992).

2.5.1.2 *Établissement dans le temps*

L'observation des densités et coefficients de distribution de la régénération après feu nous indique que l'établissement du pin gris et du peuplier faux-tremble a débuté massivement l'année de l'incendie de Val-Paradis. Pour l'épinette noire, les structures d'âge obtenues indiquent par contre que peu de régénération a été initiée l'année du feu et qu'il faudrait au moins un an après perturbation pour une installation efficace de l'espèce. Charron et Greene (2000) ont également noté un faible établissement de l'épinette noire l'année d'un incendie, en Saskatchewan. Deux ans après cet incendie, 35 % des graines étaient toujours à l'intérieur des cônes d'épinette noire, comparativement à seulement 3 % pour le pin gris. Après 4 ans, ces résultats étaient de 6 % et 0,8 % pour l'épinette noire et le pin gris, respectivement. Les cônes de l'épinette noire demeureraient partiellement fermés malgré le passage du feu. Greene et Johnson (1999), afin de dénombrer les graines de cônes d'épinette noire, ont dû les chauffer à plusieurs reprises pour ouvrir suffisamment les écailles. Le faible déploiement de ces dernières pourrait donc faire en sorte que les graines de cette espèce soient libérées de façon progressive, créant ainsi des cohortes de semis s'étendant sur plusieurs années (3-4 ans; cette étude, Morneau et Payette 1989, Charron et Greene 2000). Ce phénomène pourrait être une stratégie pour l'épinette noire afin d'assurer sa régénération. La sécheresse des substrats (Black et Bliss 1980) ainsi que les fortes températures du sol (Ahlgren et Ahlgren 1960) immédiatement après feu peuvent avoir eu pour effet d'empêcher toute régénération en épinette noire, malgré la présence possible de semences. Cette espèce, qui possède de petites graines, résisterait mal aux conditions arides présentes immédiatement après feu (Vincent 1965). En relâchant lentement ses semences, l'épinette noire s'assurerait de leur disponibilité lors de l'atteinte de conditions plus propices à l'établissement suite au lessivage des cendres, à la croissance de la végétation créant des sites ombragés, à l'arrivée d'une saison plus humide, etc.

La grande majorité de la régénération après feu et coupe de récupération semble s'être installée dans les trois premières années après perturbations. En effet, lors de la troisième saison de croissance, la proportion occupée par les germinants de l'année était de moins de 5 %. Ce résultat concorde avec ceux de plusieurs études concernant la reprise après incendie. La majorité des graines des résineux seraient relâchées dans les 4 premières années après feu, peu de graines demeurant disponibles au-delà de cette période (Ahlgren 1959, Cayford 1963, Black et Bliss 1980, Johnson 1992, Greene et Johnson 1999, Charron et Greene 2000). Selon Lavoie et Sirois (1998), entre 56 et 93 % des semis d'épinette noire et de pin gris s'installeraient durant les trois premières années après feu. Les résultats de St-Pierre *et al.* (1992) sont semblables, avec 95 % des semis d'épinette noire et 98 % de ceux de pin gris s'installant dans les trois premières années. L'épuisement rapide des réservoirs aériens de semences (Lavoie et Sirois 1998, Charron et Greene 2000) et les faibles taux de survie des graines dispersées (Lavoie et Sirois 1998) et dans les cônes (Black et Bliss 1980) seraient en cause dans ce phénomène. De même, la production initiale des rejets de racines du peuplier faux-tremble aurait pour effet de restreindre la production de nouveaux rejets (Lavertu *et al.* 1994), limitant cette production à quelques années seulement.

La régénération en pin gris, en peuplier faux-tremble et en épinette noire s'est installée de façon simultanée dans ces premières années suivant les perturbations de Val-Paradis, ce qui concorde avec les résultats de plusieurs autres études (Methven *et al.* 1975, Carleton 1982, St-Pierre *et al.* 1992). La structure des peuplements boréaux, avec l'épinette noire en sous-couvert, et le comptage des cernes ont conduit dans le passé à la conclusion que l'épinette noire pourrait présenter un certain délai d'établissement après feu. Ces délais d'établissement observés (MacArthur 1964, Morneau et Payette 1989, Sirois et Payette 1989) seraient plutôt attribuables au comptage erroné des cernes annuels de croissance à cause de la formation d'un réseau racinaire adventif au-dessus du collet, de l'enfouissement des tiges dans le sol (Black

et Bliss 1980, Gagnon 1989, DesRochers et Gagnon 1997) et de la possibilité de suppression de croissance sous des conditions difficiles (Black et Bliss 1980, Carleton 1982, Fleming et Mossa 1995, Groot 1996). Les taux de croissance différentiels, notamment entre les espèces à croissance rapide se reproduisant de façon végétative et celles se reproduisant par graines, pourraient ainsi suffire à instaurer une structure de peuplement pouvant ressembler à une succession, avec un sous étage d'épinette noire sous peuplier ou pin gris (Carleton 1982, Carroll et Bliss 1982, Cogbill 1985, Jeglum 1990). Fleming et Mossa (1995), lors d'une étude au nord-ouest de l'Ontario, ont indiqué des hauteurs à 12 ans de 90-110 cm pour l'épinette noire comparativement à 250-400 cm pour le pin gris et le peuplier faux-tremble. Aussi, un plus grand intervalle d'établissement (quelques années) des cohortes de semis d'épinette noire, en plus de sa plus forte tolérance à l'ombre (Fowells 1965, Jeglum 1990), pourraient être en cause dans sa présence en sous-couvert des peuplements après feu, même si elle s'installe globalement en même temps que les autres espèces arborescentes.

Une diminution des densités de régénération dans les premières années après feu a été observée pour le pin gris (significatif) et le peuplier faux-tremble (tendance). Plusieurs études font mention d'une forte mortalité initiale des densités de régénération lors des premières années d'installation (Zasada *et al.* 1992, Lavertu *et al.* 1994, Charron et Greene 2000). Ces taux de mortalité auraient cependant tendance à se stabiliser après 3 saisons de croissance (Charron et Greene 2000). Les jeunes pousses succulentes seraient susceptibles aux faibles variations d'humidité et de température du substrat ainsi qu'à l'érosion (Zasada *et al.* 1992). La survie des semis serait également inversement dépendante de la densité de ces derniers (Zasada *et al.* 1992, Lavertu *et al.* 1994). Les semis de pin gris auraient tendance à s'installer de façon contagieuse, avec de très fortes densités d'individus localisées sur de petites surfaces (St-Pierre *et al.* 1991, Sirois 1995), ce qui a été observé à Val-Paradis. La compétition intraspécifique agirait ainsi de façon plus intense dans les premières années de la vie des semis. La chaleur et la sécheresse des substrats incendiés exposés compteraient également pour

une bonne part de la mortalité des semis de pin gris (Cayford *et al.* 1967). Les rejets de racine du peuplier faux-tremble se regroupaient aussi (Lavertu *et al.* 1994) et d'un groupe de rejets initiaux ne survivraient que les plus agressifs, avec les meilleurs taux de croissance.

2.5.3 Effets de la coupe de récupération sur la régénération des espèces

La régénération des coupes de récupération présentait également, tout comme dans le cas des parcelles non récupérées, une forte résilience des peuplements, avec une augmentation de la représentativité du pin gris et du peuplier faux-tremble au détriment de l'épinette noire. La densité et la distribution de l'épinette noire étaient par contre plus faibles dans les coupes que dans les parcelles non récupérées. Ces résultats indiquent que cette espèce pourrait être sous-représentée dans les peuplements à venir, particulièrement au niveau des secteurs de coupe. Les plus grandes densités d'épinettes matures au départ dans les endroits non récupérés pourraient en partie expliquer la meilleure reprise de cette espèce, notamment du fait que les coefficients de distribution des semis d'épinette semblent en partie fonction, pour cette étude, de la densité des semenciers. Cependant, il ne faut pas négliger la présence comparable de l'espèce entre le feu et la coupe en termes de coefficient de distribution et de surface terrière. Les individus présents dans les coupes étaient probablement plus gros et pouvaient potentiellement fournir une bonne quantité de semences.

Le fait que la régénération de l'épinette noire ait été meilleure dans les parcelles non récupérées laisse alors suggérer un impact négatif de la coupe de récupération. La récupération hâtive des tiges après incendie aurait eu des impacts importants sur la régénération de l'épinette dans les coupes. La distribution des débris de coupe sur le terrain (Norbord), dont les têtes de cônes ouverts, n'aurait pas non plus eu l'effet

escompté. Aucun effet du type de coupe, par tige ou par arbre entier, n'a en effet été observé. Les problèmes de dispersion des graines et de sécheresse des substrats (exposition directe, absence d'abris) pourraient entrer en ligne de compte dans l'absence d'installation de l'épinette malgré la présence de graines. La mise à nu des sols forestiers et le retournement du sol par la machinerie, notamment des sphaignes, a pu rendre les conditions de germination arides. Notamment, la perte des lits de sphaigne, très utilisés par l'épinette noire dans les secteurs non récupérés (chapitre I), a pu avoir un certain impact négatif sur la régénération de l'espèce. De plus, les graines des épinettes ne sont dispersées que sur de courtes distances (2 à 3 fois la hauteur des arbres; Fowells 1965) et les graines dispersées et enfouies ne demeurent pas viables très longtemps (Fraser 1976). Chez l'épinette noire, 50 % des graines dispersées pourraient germer immédiatement après l'incendie, cette valeur diminuant à 20 % le printemps suivant (Vincent 1965). La majorité de la régénération proviendrait donc des arbres demeurés en place après l'incendie. Il est suggéré que, dans les secteurs où l'épinette noire était présente avant l'incendie, des lisières d'arbres à intervalles réguliers soient laissées en place lors de la coupe de récupération. Pour le secteur de Val-Paradis, avec une hauteur moyenne d'épinette noire d'environ 11 m, une distance de 60 m entre des bandes de 10-20 m aurait été adéquate. La disponibilité des graines serait ainsi assurée dans les années qui suivent les perturbations. Ces arbres morts finiront par tomber, mais ils pourront servir à la fois pour la dispersion des graines, l'alimentation des oiseaux et serviront d'abris et de lit de germination après leur chute.

Finalement, les diminutions de densités pour le pin gris telles qu'observées dans les secteurs non récupérés n'ont pas été notées dans les coupes de récupération. Le passage de la machinerie a pu tout d'abord affecter la régénération directement, en déracinant les semis et cassant les rejets de peuplier. Aussi, l'exposition du sol forestier suite à la coupe entraînerait une sécheresse des lits de germination (Chrosciewicz 1978, Prévost 1997) qui a pu avoir pour conséquence de rendre les conditions plus difficiles pour les semis. Les coupes peuvent aussi avoir eu pour effet

de retarder la reprise de la végétation arbustive et herbacée, ce qui pourrait d'autant plus affecter les lits de germination en diminuant la quantité d'abris végétaux disponibles (ombrage). La coupe de récupération semble de ce fait avoir affecté la régénération et les plus faibles densités après coupe prendraient aussi plus de temps à se stabiliser en nombre. On observe effectivement un recrutement toujours effectif dans les coupes 2 ans après les perturbations alors qu'il est beaucoup moindre dans les parcelles non récupérées. Les écarts de densité entre le feu et la coupe sont toujours significatifs en 1998, avec de plus fortes densités dans le feu, situation qui se rétablit par contre en 1999. Une mortalité densité-dépendante dans les parcelles non coupées accentuée d'un recrutement toujours actif dans les coupes de récupération pourraient être à l'origine de ce nivellement des densités.

2.6 CONCLUSION

Les observations les plus marquantes concernant la régénération après un feu de printemps et une coupe de récupération ont été l'augmentation de la représentativité du pin gris et du peuplier faux-tremble au détriment de l'épinette noire. La coupe n'aurait pas affecté le retour de ces deux premières espèces. En laissant de bonnes épaisseurs de matière organique au sol, bien que très variables, le feu aurait défavorisé la régénération de l'épinette noire dans les secteurs exposés et arides à la faveur du pin gris à croissance plus rapide et plus résistant aux conditions de chaleur et de sécheresse. La coupe de récupération aurait d'autant plus affecté la régénération en épinette en retournant les sphaignes, où l'espèce se régénère habituellement bien, et en exposant les divers substrats aux rayons solaires, rendant les conditions encore plus arides (Chrosciewicz 1978, Prévost 1997). De même, la récupération rapide des semenciers aurait restreint la disponibilité en semences dans les années suivant le feu. L'installation de l'épinette noire se ferait principalement les deuxième et troisième

années après incendie, suite à l'amélioration des conditions des lits de germination. Ainsi, il est suggéré que des lisières d'arbres soient laissées en place dans les secteurs incendiés où est présente l'épinette noire afin d'augmenter la régénération naturelle de l'espèce.

Globalement, les compositions forestières sont demeurées les mêmes suite au feu et à la coupe de récupération et l'arrivée des espèces qui formeront le futur couvert s'est faite de façon rapide et contemporaine. L'épuisement rapide des réservoirs aériens de graines ainsi que la faible survie des semences dispersées et dans les cônes déployés pourraient être en cause dans ce phénomène. Les fortes densités installées au départ auraient cependant eu tendance à s'épurer. Les coefficients de distribution seraient ainsi de meilleurs indicateurs des espèces qui formeront le futur peuplement. Un suivi à long terme de ces peuplements permettra de déterminer si ces coefficients de distribution seront maintenus dans le temps et si l'épinette, moins présente dans les communautés de semis qu'auparavant, conservera sa place malgré la mortalité des autres espèces, ce qui pourrait éventuellement ramener les rapports d'espèces à ceux qui étaient présents avant feu.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Dans un souci de gestion durable des forêts québécoises, il est essentiel de viser l'obtention de conditions optimales pour l'établissement d'une régénération naturelle abondante. Les modes de reproduction des espèces arborescentes boréales font en sorte qu'une grande quantité de graines et bourgeons contribueront à une bonne reprise des espèces après un incendie. Cependant, le succès de cette régénération pourra être influencé par de nombreux facteurs intrinsèques aux peuplements en place ainsi que par certains facteurs environnementaux. De par la forte résilience des peuplements en zone boréale nord, la composition initiale influencera le retour des espèces; retour qui pourra cependant varier selon la disponibilité des structures de reproduction, l'intervalle entre les feux et la proportion des espèces dans le paysage. La sévérité de la perturbation, comme le feu, pourra également influencer la régénération, soit directement par la mise en disponibilité variable de graines et l'activation des bourgeons, soit indirectement par la création d'une mosaïque de conditions de germination au sol. Par la suite, les conditions météorologiques, chaleur et précipitations, la compétition, les maladies et la prédation viendront affecter l'établissement de la forêt en régénérescence.

Le feu de printemps (juin 1997) de Val-Paradis a initié une régénération immédiate et simultanée des principales espèces arborescentes, soit le pin gris, l'épinette noire et le peuplier faux-tremble. L'épinette noire a présenté un léger délai d'établissement (1 an) alors que les autres espèces se sont installées massivement pendant l'été ayant suivi le feu. Une augmentation de la représentativité du pin gris et du peuplier faux-tremble, au détriment de l'épinette noire, a été observée dans les premières années suivant l'incendie. L'intervalle relativement court entre le présent feu et les précédents (entre 65-85 ans) pourrait en partie expliquer ce phénomène. En effet, ces deux espèces occupaient toujours de bonnes proportions des peuplements puisque ces

derniers n'étaient pas suffisamment âgés pour que la mortalité de ces espèces pionnières, qui commencent à dépérir vers 100-120 ans, n'ait pu commencer à se réaliser. Malgré ce changement dans la représentativité des espèces, les compositions sont demeurées sensiblement les mêmes après feu, les compositions feuillue et mixte s'homogénéisant cependant. Ces résultats confirment donc l'hypothèse de résilience des peuplements après feu en zone boréale nord.

Malgré l'effet de l'intervalle entre les feux, les conditions au sol ont également pu venir agir sur le patron de régénération observé. Les conditions des microsites au sol sont importantes pour la germination des semences, qui nécessitent une stabilité du substrat en termes de température et d'humidité. Les substrats de mousse, de sphaigne ombragée en reprise lente et de sol minéral, présentant ces caractéristiques de stabilité, ont ainsi été préférés par la régénération à Val-Paradis. L'établissement et la croissance des semis peuvent être influencés par les types de substrats, auxquels peuvent s'ajouter les effets de l'exposition solaire et la compétition. Le passage d'un feu de forêt crée habituellement des conditions propices à la régénération naturelle par son influence autant physique que chimique sur la végétation et les sols.

L'effet du feu sur les composantes environnementales est cependant le plus souvent très variable et il a été avancé par la présente étude que les feux de printemps pourraient créer d'autant plus de variabilité du fait qu'ils brûlent des substrats plus ou moins humides et chauds selon les endroits. Ainsi, malgré le passage du feu, des conditions sub-optimales pourraient être créées, ce qui pourrait influencer négativement la régénération de certaines espèces, notamment l'épinette noire.

La coupe de récupération des bois incendiés, de par la deuxième perturbation du sol, peut venir améliorer les conditions des substrats en réduisant l'épaisseur résiduelle de matière organique et en exposant plus de sol minéral. Ces effets pourraient être bénéfiques pour l'amélioration des lits de germination surtout lorsque le sol a été peu

affecté par le feu. Cependant, le type de sol minéral sous-jacent doit être pris en compte, surtout si la récupération se fait à l'été. En zone argileuse, une attention particulière devrait être prise afin d'éviter l'orniérage et le compactage du sol minéral. Aussi, la coupe pourra affecter la régénération s'étant installée immédiatement après feu de même que la végétation arbustive et herbacée, soit directement par le passage de la machinerie, soit indirectement par la destruction de graines et de structures de reproduction enfouies. Les substrats produits suite à la coupe risquent également de présenter des conditions de sécheresse à cause de l'exposition directe aux rayons solaires. Un léger délai d'établissement des semis, tel qu'observé à Val-Paradis, pourrait alors s'en suivre, bien que l'importance globale de la régénération n'en ait pas été affectée.

Malgré une bonne régénération dans les coupes de récupération, la reprise de l'épinette noire aurait été affectée négativement par ce traitement sylvicole. Le largage progressif des semences par les cônes de l'espèce et la plus grande susceptibilité des graines à la chaleur et la sécheresse pourraient être en cause dans ce constat. Des mesures pourraient être prises afin de tenter d'améliorer la régénération de l'épinette noire. Il est suggéré que des lisières de semenciers soient conservées intactes, à des intervalles de 4 à 6 fois la hauteur des arbres présents, afin de permettre la dispersion de graines sur une plus grande période après feu. La probabilité de disponibilité de semences lors de l'atteinte des conditions optimales de régénération pour l'épinette noire sera alors accrue.

RÉFÉRENCES

- Abrams, M.D. et Dickmann, D.I. 1982. Early vegetation of clear-cut and burned jack pine sites in northern lower Michigan. *Can. J. Bot.* **60** : 946-954.
- Agee, J.K. et Smith, L. 1984. Subalpine tree reestablishment after fire in the Olympic Mountains, Washington. *Ecology* **65** : 810-819.
- Ahlgren, C.E. 1959. Some effects of fire on forest reproduction in northeastern Minnesota. *J. For.* **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. *Bot. Rev.* **26** : 483-533.
- Anonyme. 1982. Normales climatiques au Canada (1951-1980) – gel. Volume 6. Publication du programme climatologique canadien, Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique.
- Barnes, B.V. 1966. The clonal growth habit of american aspens. *Ecology* **47** : 439-447.
- Bartos, D.L. et Mueggler, W.F. 1981. Early succession in aspen communities following fire in western Wyoming. *J. Range Manage.* **34** : 315-318.
- Béland, M. et Bergeron, Y. 1996. Height growth of jack pine (*Pinus banksiana*) in relation to site types in boreal forests of Abitibi, Québec. *Can. J. For. Res.* **26** : 2170-2179.
- Bergeron, Y. et Charron, D. 1994. Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec) : A dendroecological approach. *Écoscience* **1** : 173-184.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.* **92** : 235-242.

Bergeron, Y., Engelmark, O., Harvey, B., Morin, H. et Sirois, L. 1998a. Key issues in disturbance dynamics in boreal forests : introduction. *J. Veg. Sci.* **9** : 464-468.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. 1998b. Silvicultural practices and forest management strategies that emulate natural disturbances. Work. Pap. 1998-6, Network of Centres of Excellence, 12 p.

Black, R.A. et Bliss, L.C. 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at the tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. *Ecol. Monogr.* **50** : 331-354.

Bonan, G.B. et Shugart, H.H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **20** : 1-28.

Bond, W.J. et Van Wilgen, B.W. 1996. Fire and plants. Chapman & Hall, Londres, Angleterre, 203 p.

Bordeleau, P. 1998. The Val-Paradis fire #322/97 case study. Société de protection des forêts contre de feu, 20 p.

Brais, S. 1998. Suivi de la fertilité des sols après feu dans les secteurs des lacs Cuvillier et Closse. Rapport final, projet 084-830-08, 49 p.

Brais, S. et Camiré, C. 1998. Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Can. J. Soil. Sci.* **78** : 197-206.

Brais, S., Paré, D. et Ouimet, R. 1999. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *For. Ecol. Manage.* **137** : 231-243.

Brown, A.A. et Davis, K.P. 1973. Forest fire – control and use, second edition. McGraw-Hill Series in Forest Resources, McGraw-Hill, New York, 686 p.

Brown, J.K. et DeByle, N.V. 1987. Fire damage, mortality, and suckering in aspen. *Can. J. For. Res.* **17** : 1100-1109.

Carleton, T.J. 1982. The pattern of invasion and establishment of *Picea mariana* (Mill.) BSP into the subcanopy layers of *Pinus banksiana* Lamb. dominated stands. *Can. J. For. Res.* **12** : 973-984.

Carleton, T.J. et Maycock, P.F. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Can. J. Bot.* **56** : 1157-1173.

Carroll, S.B. et Bliss, L.C. 1982. Jack pine – lichen woodland on sandy soils in northern Saskatchewan and northeastern Alberta. *Can. J. Bot.* **60** : 2270-2282.

Cayford, J.H. 1963. Some factors influencing jack pine regeneration after fire in southeastern Manitoba. Canada, Dept. Forestry, For. Res. Br., Publ. 1016, 16 p.

Cayford, J.H. et McRae, D.J. 1983. The ecological role of fire in jack pine forests. *Dans* Wein, R.S. et McLean, D.A. (éds.) *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley & Sons, New York, p. 183-199.

Cayford, J.H., Chrosciewicz, Z. et Sims, H.P. 1967. A review of silvicultural research in jack pine. Canada, Dept. Forestry, For. Br., Dept. Publ. 1173, 255 p.

Charron, I. et Greene, D.F. 2000. Post-fire seedbeds and tree establishment in the mixedwood boreal forest of Saskatchewan. *Sous presse*.

Chrosciewicz, Z. 1974. Evaluation of fire-produced seedbeds for Jack Pine regeneration in central Ontario. *Can. J. For. Res.* **4** : 455-457.

Chrosciewicz, Z. 1976. Burning for black spruce regeneration on a lowland cutover site in southeastern Manitoba. *Can. J. For. Res.* **6** : 179-186.

Chrosciewicz, Z. 1978. Slash and duff reduction by burning on clear-cut jack pine sites in southeastern Manitoba. *Fish. Environ. Can., Can. For. Serv., North. For. Res. Cent., Edmonton, Alberta, Inf. Rep. NOR-X-199*, 11 p.

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

- DesRochers, A. et Gagnon, R. 1997. Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age ? *Can. J. For. Res.* **27** : 1263-1267.
- Duchesne, S. et Sirois, L. 1995. Phase initiale de régénération après feu des populations conifériennes subarctiques. *Can. J. For. Res.* **25** : 307-318.
- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada 1961-90. Service de l'environnement atmosphérique, Publication du programme climatologique canadien.
- Farrar, J.L. et Fraser, J.W. 1953. Germination of jack pine seeds on humus. Canada, Dept. Res. and Devel., For.Br., For. Res. Div., Silv. Leaf. 91.
- Fleming, R.L. et Mossa, D.S. 1994. Direct seeding of black spruce in northwestern Ontario : seedbed relationships. *For. Chron.* **70** : 151-158.
- Fleming, R.L. et Mossa, D.S. 1995. Establishment and growth of seeded upland black spruce : 7-12 year response. *Nat. Resour.Can., Can. For. Serv. – Ontario, Sault Ste-Marie. NODA/NFP Tech. Rep. TR-8*, 13 p. + annexes.
- Flinn, M.A. et Wein, R.W. 1977. Depth of underground organs and theoretical survival during fire. *Can. J. Bot.* **55** : 2550-2554.
- Foster, D.R. 1985. Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce) – *Pleurozium* forest of south-eastern Labrador, Canada. *J. Ecol.* **73** : 517-534.
- Fowells, H.A. (éd.) 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. U.S. Dept. Agric. Agriculture Handbook no. 271.
- Frandsen, W.H. 1987. The influence of moisture and mineral soil on the combustion limits of smoldering forest duff. *Can. J. For. Res.* **17** : 1540-1544.
- Fraser, J.W. 1976. Viability of black spruce seed in or on a boreal forest seedbed. *For. Chron.* **52** : 229-231.
- Frissell, S.S., Jr. 1973. The importance of fire as a natural ecological factor in Itasca State Park, Minnesota. *Quat. Res.* **3** : 397-407.

Frontier, S. 1976. Étude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales: comparaison avec le modèle du bâton brisé. *J. Exp. Marine Biol. and Ecol.* **25**: 67-75.

Gagnon, R. 1989. Maintien des limites abruptes entre des peuplements équiens d'épinette noire (*Picea mariana*) et des formations de feuillus intolérants (*Populus tremuloides* et *Betula papyrifera*) dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Nat. Can.* **116** : 117-124.

Gauthier, S., Leduc, A. et Bergeron, Y. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles : a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environ. Monitoring Asses.* **39** : 417-434.

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 recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.* **29** : 462-473.

Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. et Simard, M.-J. 1998. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Can. J. For. Res.* **29** : 824-839.

Grier, C.C. 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can. J. For. Res.* **5** : 599-607.

Grondin, P. (dir.) 1996. Écologie forestière. *Dans* Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec (éds.). Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec, p. 133-279.

Groot, A. 1996. Direct seeding black spruce on peatland : tenth-year results. *Nat. Resour. Can., Can. For. Serv. – Ontario, Sault Ste-Marie. NODA/NFP Tech. Rep. TR-27*, 12 p.

Groupe de travail sur les écorégions. 1989. Les régions écoclimatiques du Canada – première approximation. Groupe de travail sur les écorégions du Comité canadien de la classification écologique du territoire. Série de la classification écologique du territoire no. 23, Direction du développement durable, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, 119 p. et carte (1 : 7 500 000).

Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities : the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev. Camb. Physiol. Soc.* **52** : 107-145.

Haavisto, V.F. 1975. Peatland black spruce seed production and dispersal in northeastern Ontario. *Dans* Fraser, J.W. *et al.* (éds.) Black spruce symposium. Symposium proceedings O-P-4. Sault Ste-Marie, Ont. Dept. Env., Can. For. Serv. Great Lakes Forest Research Centre, p. 250-264.

Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, New York, USA.

Horton, K.W. et Hopkins, E.J. 1965. Influence of fire on aspen suckering. *Can. Dep. Forest Pub.* 1095, 19 p.

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. *Can. J. For. Res.* **27** : 2017-2025.

Jarvis, J.M. et Cayford, J.H. 1961. Regeneration following various methods of cutting in black spruce stands in Manitoba. *For. Chron.* **37** : 339-349.

Jeglum, J.K. 1987. Alternate strip clearcutting in upland black spruce. II. Factors affecting regeneration in first-cut strips. *For. Chron.* **63** : 439-445.

Jeglum, J.K. 1990. Modified harvesting to promote natural regeneration of black spruce. *Dans* Titus, B.D., Lavigne, M.B., Newton, P.F. et Meades, W.J. (éds.) The silvics and ecology of boreal spruces. Proc. 11th IUFRO Northern Forest Silvi. Manage. Work., Inf. Rep. N-X-271, p.123-129.

Johnson, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics - studies for the North America boreal forest. Cambridge University Press, New York, 129 p.

- Jones, R.J. et DeByle, N.V. 1985. Soils. *Dans* DeByle, N.V. et Winokur, R.P. (éds.). Aspen : ecology and management in the western United States. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-119, p. 65-70.
- Kafka, V., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2000. Influence of biotic and abiotic factors on the spatial structure of burn severity in the boreal forest of western Québec. *Int. J. Wild Fire*. Sous presse.
- Kenkel, N.C. 1986. Structure and dynamics of jack pine stands near Elk Lake, Ontario : a multivariate approach. *Can. J. Bot.* **64** : 486-497.
- Kersall, J.P., Telfer, E.S. et Wright, T.D. 1977. The effects of fire on the ecology of the boreal forest, with particular reference to the Canadian north : a review and selected bibliography. Canadian Wildlife Service, Occasional Paper number 32, Ottawa, 58 p.
- Kiil, A.D. 1970. Effects of spring burning on vegetation in old partially cut spruce-aspen stands in east-central Alberta. *Can. For. Serv., For. Res. Lab., Edmonton, Inf. Rep. A-X-33*, 12 p.
- Lafond, A. 1966. Notes sur l'écologie de quatre conifères du Québec. *Nat. Can. (Qué.)* **93** : 823-842.
- Lavertu, D., Maufette, Y. et Bergeron, Y. 1994. Effects of stand age and litter removal on the regeneration of *Populus tremuloides*. *J. Veg. Sci.* **5** : 561-568.
- Lavoie, L. et Sirois, L. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *J. Veg. Sci.* **9** : 483-492.
- MacArthur, J.D. 1964. A study of regeneration after fire in the Gaspé region. . *Can. Dep. For., Rural Dev. For. Branch Publ. No. 1074*, 20 p.
- Maini, J.S. et Horton, K.W. 1966. Vegetative propagation of *Populus* spp. I. Influence of temperature on the formation and initial growth of aspen suckers. *Can. J. Bot.* **44** : 1183-1189.

Mallik, A.U. 1989. Allelopathy and the competitive advantage of *Kalmia angustifolia* over black spruce. Dans Titus, B.D., Lavigne, M.B., Newton, P.F. et Meades, W.J. (éds.) The silvics and ecology of boreal spruces. Proc. 11th IUFRO northern forest silvi. Manage. Work. Inf. Rep. N-X-271, p. 161-162.

Mallik, A.U. et Gimingham, C.H. 1985. Ecological effects of heather burning : II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. J. Ecol. **73** : 633-644.

Martinez-Sanchez, J. J., Ferrandis, P., de las Heras, J. et Herranz, J.M. 1999. Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). For. Ecol. Manage. **123** : 1-10.

Ministère de l'Énergie et des Ressources (MER). 1984. Carte lithostratigraphique de la sous-province de l'Abitibi. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction générale de l'exploration géologique et minérale, carte DV 83-16, 1 :500 000.

Methven, I.R., Van Wagner, C.E. et Stocks, B.J. 1975. The vegetation of four burned areas in northwestern Ontario. Inf. Rep. PS-X-80. Petawawa Forest Experiment Station, Chalk River, Ontario, 23 p.

Morneau, C. et Payette, S. 1989. Postfire lichen – spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. Can. J. Bot. **67** : 2770-2782.

Ohlson, M. et Zackrisson, O. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. Can. J. For. Res. **22** : 1869-1877.

Ohmann, L.F. et Grigal, D.F. 1981. Contrasting vegetation responses following two forest fires in northeastern Minnesota. Am. Midl. Nat. **106** : 54-64.

Paré, D., Bergeron, Y. et Camiré, C. 1993. Changes in the forest floor of Canadian southern boreal forest after disturbance. J. Veg. Sci. **4** : 811-818.

Pastor, J., Gardner, R.H., Dale, V.H. et Post, W.M. 1987. Successional changes in nitrogen availability as a potential factor contributing to spruce declines in boreal North America. Can. J. For. Res. **17** : 1394-1400.

- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *Dans* Shugart, H.H., Leemans, R. et Bonan, G.B. (éds.). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, New York, p.144-169.
- Perala, D.A. 1984. How endemic injuries affect early growth of aspen suckers. *Can. J. For. Res.* **14** : 755-762.
- Peterson, E.B. et Peterson, N.M. 1992. Ecology, management, and use of aspen and balsam poplar in the prairie provinces, Canada. *For. Can., Northwest Reg., Northern For. Centre, Special report* 1.
- Prévost, M. 1997. Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in black spruce (*Picea mariana*) stand. *For. Ecol. Manage.* **94** : 219-231.
- Rowe, J.S. 1983. Concepts of fire effects on plant individuals and species. *Dans* Wein, R.W. et MacLean, D.A. (éds.) The role of fire in northern circumpolar ecosystems. *Scope* 18, John Wiley and Sons, New York, p. 135-154.
- Rowe, J.S. et Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.* **3** : 444-464.
- SAS Institute Inc. 1989. SAS/STAT User's Guide, version 6, fourth edition, volume 1-2, Cary, NC.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin, éditeur, Louiseville, Canada, 850 p.
- Schimmel, J. et Granström, A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal swedish forest. *Ecology* **77** : 1436-1450.
- Sirois, L. 1995. Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Québec. *Écoscience* **2** : 177-183.
- Sirois, L. et Payette, S. 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.* **19** : 1571-1580.
- Sirois, L. et Payette, S. 1991. Reduced postfire tree regeneration along a boreal forest-forest-tundra transect in northern Québec. *Ecology* **72** : 619-627.

Steneker, G.A. 1974. Factors affecting the suckering of trembling aspen. *For. Chron.* **50** : 32-34.

St-Pierre, H., Gagnon, R. et Bellefleur, P. 1991. Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. *Can. J. Bot.* **69** : 717-721.

St-Pierre, H., Gagnon, R. et Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Can. J. For. Res.* **22** : 474-481.

ter Braak, C.J.F. 1988. Canoco - a Fortran program for canonical community ordination. Tech. Rep. LWA-88-02. Microcomputer Power, New York, USA, 95 p.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985a. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Can. J. For. Res.* **15** : 727-729.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985b. The influence of shelter and the hypothetical effect of fire severity on the postfire establishment of conifers from seed. *Can. J. For. Res.* **15** : 148-155.

Thomas, P.A. et Wein, R.W. 1985c. Water availability and the comparative emergence of four conifer species. *Can. J. Bot.* **63** : 1740-1746.

Van Wagner, C.E. 1972. Duff consumption by fire in eastern pine stands. *Can. J. For. Res.* **2** : 34-39.

Van Wagner, C.E. 1983. Fire behaviour in northern conifer forests. *Dans* Wein, R.W. et MacLean, D.A. (éds.) *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. Scope 18, John Wiley and Sons, New York, p. 65-80.

Viereck, L.A. 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. *Dans* Wein, R.W. et MacLean, D.A. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. Scope 18, John Wiley, New York, New York, USA, p. 201-220.

Vincent, A.B. 1965. Black spruce : a review of its silvics, ecology and silviculture. Canadian Department of Forestry, Publication 1100, Ottawa.

Weber, M.G., Hummel, M. et Van Wagner, C.E. 1987. Selected parameters of fire behavior and *Pinus banksiana* Lamb. regeneration in eastern Ontario. For. Chron. **63** : 340-346.

Wein, R.W. et MacLean, D.A. 1983. An overview of fire in northern ecosystems. Dans Wein, R.W. et MacLean, D.A. (éds.) The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Scope 18, John Wiley, New York, New York, USA, p. 1-18.

Wells, C.G., Campbell, R.E., DeBano, L.F., Lewis, C.E., Frederickson, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C. et Dunn, P.H. 1979. Effects of fire on soil: a state-of-knowledge review. Gen. Tech. Rep. WO-7, U.S. For. Serv. (Wash. Off.), 34 p.

Westman, W.E. 1978. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. BioScience **28** : 705-710.

Wright, H.E., Jr. et Heinselman, M.L. 1973. The ecological role of fire in natural conifer forests of western and northern North America - introduction. Quat. Res. **3** : 319-328.

Zasada, J.C., Norum, R.A., Teutsch, C.E. et Densmore, R. 1987. Survival and growth of planted black spruce, alder, aspen and willow after fire on black spruce / feather moss sites in interior Alaska. For. Chron. **63** : 84-88.

Zasada, J.C., Norum, R.A., Van Veldhuizen, R.M. et Teutsch, C.E. 1983. Artificial regeneration of trees and tall shrubs in experimentally burned upland black spruce / feather moss stands in Alaska. Can. J. For. Res. **13** : 903-913.

Zasada, J.C., Sharik, T.L. et Nygren, M. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. Dans Shugart, H.H., Leemans, R. et Bonan, G.B. (éds.). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, New York, p. 85-125.

Zoladeski, C.A. et Maycock, P.F. 1990. Dynamics of the boreal forest in northwestern Ontario. Am. Midl. Nat. **124** : 289-300.

ANNEXES

Annexe 1 Description détaillée des sites

Tableau A1.1 Caractéristiques des sites brûlés

Station	Site	Composition	Sévérité	Info. carte écoforestière 1983	Âge moyen	Classe texturale du sol	Latitude	Longitude	Secteur
1	2FL1	Feuille	Léger	F C5 ct10	77	argile	490938	792407	Norbord
2	FL2	Feuille	Léger	PePg(F) B2 70	84	loam sablo-argileux	490804	792603	Tembec
3	FL3	Feuille	Léger	PePg(F) B2 50	75	sable loameux	490723	792240	Tembec
4	FL4	Feuille	Léger	F C5 ct10		argile lourde	490917	792404	Tembec
5	FM1	Feuille	Modéré	PeR(F) B2 70	69	loam sablo-argileux	490653	792336	Tembec
6	FM2	Feuille	Modéré	PeE(R) D3 50	86	loam argileux	491010	792301	Norbord
7	FM3	Feuille	Modéré	PeE(F) B2 50	70	argile	490747	792625	Tembec
8	FM4	Feuille	Modéré	PePg(F) B2 50	75	sable	490703	792237	Tembec
9	FS1	Feuille	Sévère	PeE(R) D3 50	86	argile	491005	792257	Norbord
10	2FS2	Feuille	Sévère	PeE(R) D3 50	86	argile	491013	792297	Norbord
11	2FS3	Feuille	Sévère	PeR(F) B3 50	63	sable loameux	490760	702510	Tembec
12	FS4	Feuille	Sévère	PePg(F) B2 50	76	loam sableux	490709	792232	Tembec
13	ML1	Mixte	Léger	Pe B1 50	81	loam sablo-argileux	490924	792223	Norbord
14	2ML2	Mixte	Léger	Pe B1 50	81	loam argileux	490945	792244	Norbord
15	ML3	Mixte	Léger	PePg(R) C2 70	72	argile			Tembec
16	ML5	Mixte	Léger	Pe B1 50	81	argile	490945	792223	Norbord
17	MM1	Mixte	Modéré	PePg(R) C2 70	72	loam sableux	490651	792330	Tembec
18	MM2	Mixte	Modéré	PePg(R) C2 70	72	argile	490652	792314	Tembec
19	MM3	Mixte	Modéré	PeE(R) B3 50	85	argile	490526	792557	Tembec
20	MM4	Mixte	Modéré	PePg(F) B2 50	76	loam sableux	490706	792234	Tembec
21	MS1	Mixte	Sévère	Pg(E) A3 50	86	argile	491013	792310	Norbord
22	MS2	Mixte	Sévère	PeE(R) B3 50	85	argile	490514	792557	Tembec
23	MS3	Mixte	Sévère	Pg(F) B2 70	69	loam sableux	490701	792410	Tembec
24	2MS4	Mixte	Sévère	Pg(Pg) B2 70	75	loam sableux	490714	792235	Tembec
25	RL1	Résineux	Léger	E(E) C4 70	150		491022	792437	Norbord
26	RL2	Résineux	Léger	Pg(Pg) B2 50 (epn)		loam sableux	490932	792924	Norbord
27	RL3	Résineux	Léger	Pg(Pg) A2 50		sable	491036	792945	Norbord
28	2RL4	Résineux	Léger	E(E) B2 120-50	136		491035	792612	Norbord

Tableau A1.2 (suite) Caractéristiques des sites brûlés

Station	Site	Composition	Sévérité	Info. Carte écoforestière 1983	Âge moyen	Classe texturale du sol	Latitude	Longitude	Secteur
29	RM1	Résineux	Modéré	E(E) C3 120		loam argileux	491134	792507	Norbord
30	RM2	Résineux	Modéré	Pg(Pg) A2 50		sable loameux	491011	792949	Norbord
31	RM3	Résineux	Modéré	Pg(Pg) A2 50		sable	491036	792943	Norbord
32	RM4	Résineux	Modéré	Pg(E) B3 50		sable loameux	491121	792901	Norbord
33	RS1	Résineux	Sévère	E(E) C3 120		loam argileux	491131	792521	Norbord
34	2RS2	Résineux	Sévère	E(E) B3 50-120	76	loam sableux	490692	792273	Tembec
35	2RS3	Résineux	Sévère	Pg(Pg) B2 50 (epn)	85	loam sableux			Norbord
36	RS4	Résineux	Sévère	Pg(E) B3 50		loam sableux	491129	792915	Norbord

Tableau A1.2 Caractéristiques des sites brûlés et récupérés

Station	Site	Composition	Info. carte écoforestière 1983	Âge moyen	Classe texturale du sol	Latitude	Longitude	Secteur
1	D1	Mixte	Pg(E) B3 50	75	loam argileux	490952	792364	Norbord
2	D2	Résineux	Pg(E) B3 50	88	sable loameux	491119	792931	Norbord
3	D3	Résineux	Pg(Pg) A2 50	87	loam sableux	491061	793002	Norbord
4	D4	Résineux	Pg(Pg) A2 50		sable	491065	792984	Norbord
5	D5	Mixte	PeE(R) D3 50	62	loam sablo-argileux			Norbord
6	D6	Résineux	E(E) C4 50	87	sable	491139	792488	Norbord
7	D7B	Feuillu	PeE(R) D3 70	77	loam argileux	490993	792376	Norbord
8	D8	Mixte	Pg(E) B3 50	82	sable	491034	792463	Norbord
9	D9	Feuillu	PeE(R) D3 50	86	argile	491004	792321	Norbord
10	D10	Mixte	PeE(R) D3 50	86	loam sablo-argileux	490999	792310	Norbord
11	D11	Mixte	Pg(E) A3 50	86	argile	491008	792327	Norbord
12	D12	Mixte	Pg(E) B3 50	83	loam sableux	490943	792366	Norbord
13	D13	Mixte	PeE(F) B2 50	70	loam sablo-argileux	490906	792658	Tembec
14	D14	Mixte	Pe B2 50	80	loam sableux	490533	792561	Tembec
15	D15	Feuillu	Pe B2 50	80	loam sableux	490539	792553	Tembec
16	D16	Feuillu	Pg(F) B2 70	69	loam sableux	490708	792393	Tembec
17	D17	Résineux	PePg(R) C2 70	72	sable loameux	490693	792370	Tembec
18	D18	Feuillu	Pg(F) B2 70	87	sable loameux	490718	792342	Tembec
19	D19	Mixte	Pg(Pg) B2 70	75	sable loameux	490724	792276	Tembec
20	D20	Résineux	PePg(R) B2 50	75	sable loameux	490718	792236	Tembec
21	D21	Résineux	PePg(R) B2 50	76	sable loameux	490709	792248	Tembec
22	D22	Résineux	Pg(Pg) B2 70	76	sable loameux	490711	792272	Tembec
23	D23	Mixte	PeE(F) B2 50	70	loam sablo-argileux	490807	792673	Tembec
24	D24	Feuillu	Pg(F) B2 70	87	loam sableux	490713	792338	Tembec

Figure A1.1 Carte de localisation des parcelles d'échantillonnage de Val-Paradis

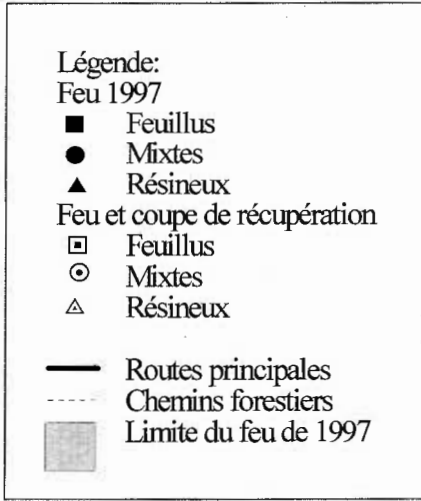
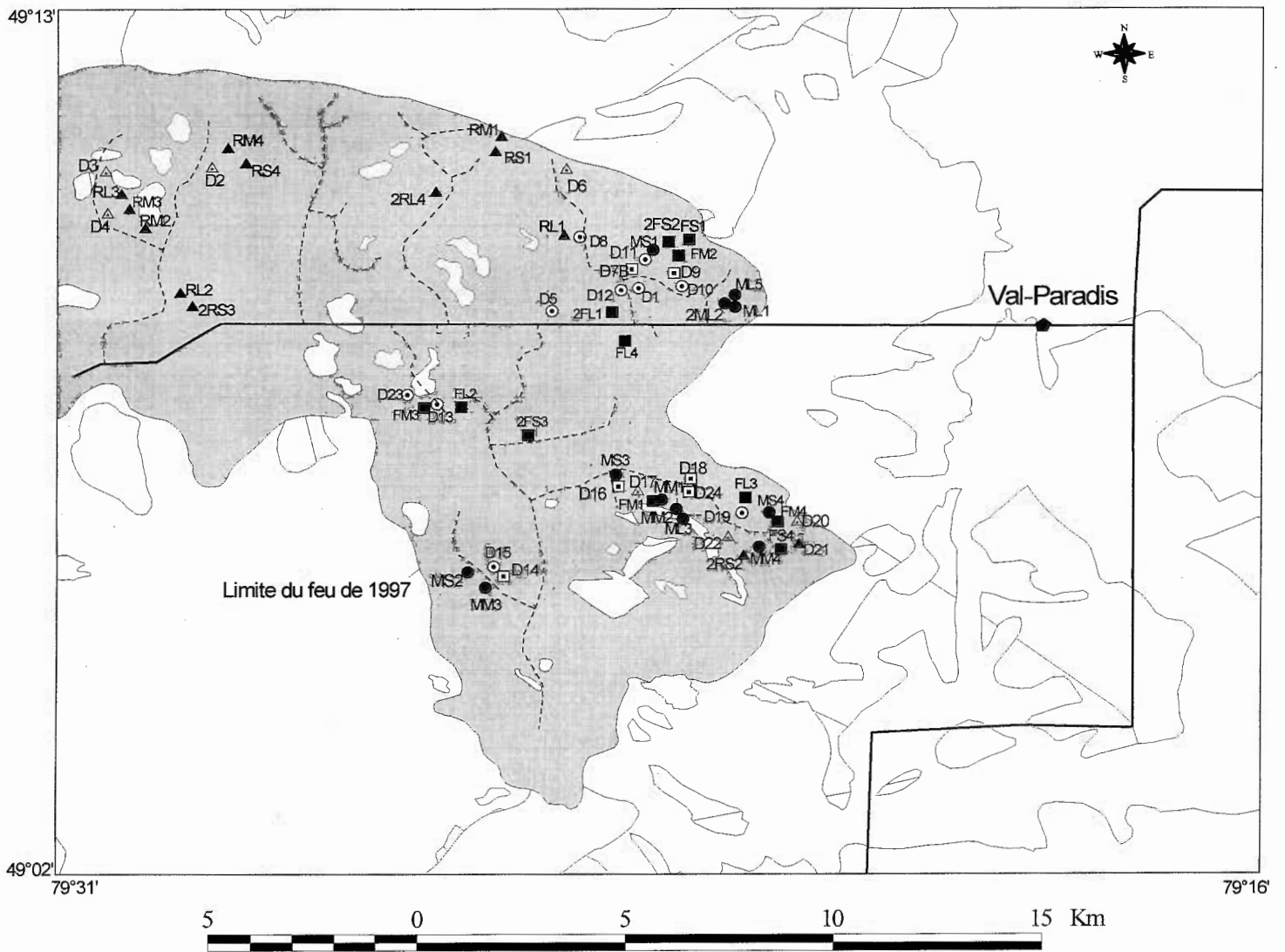
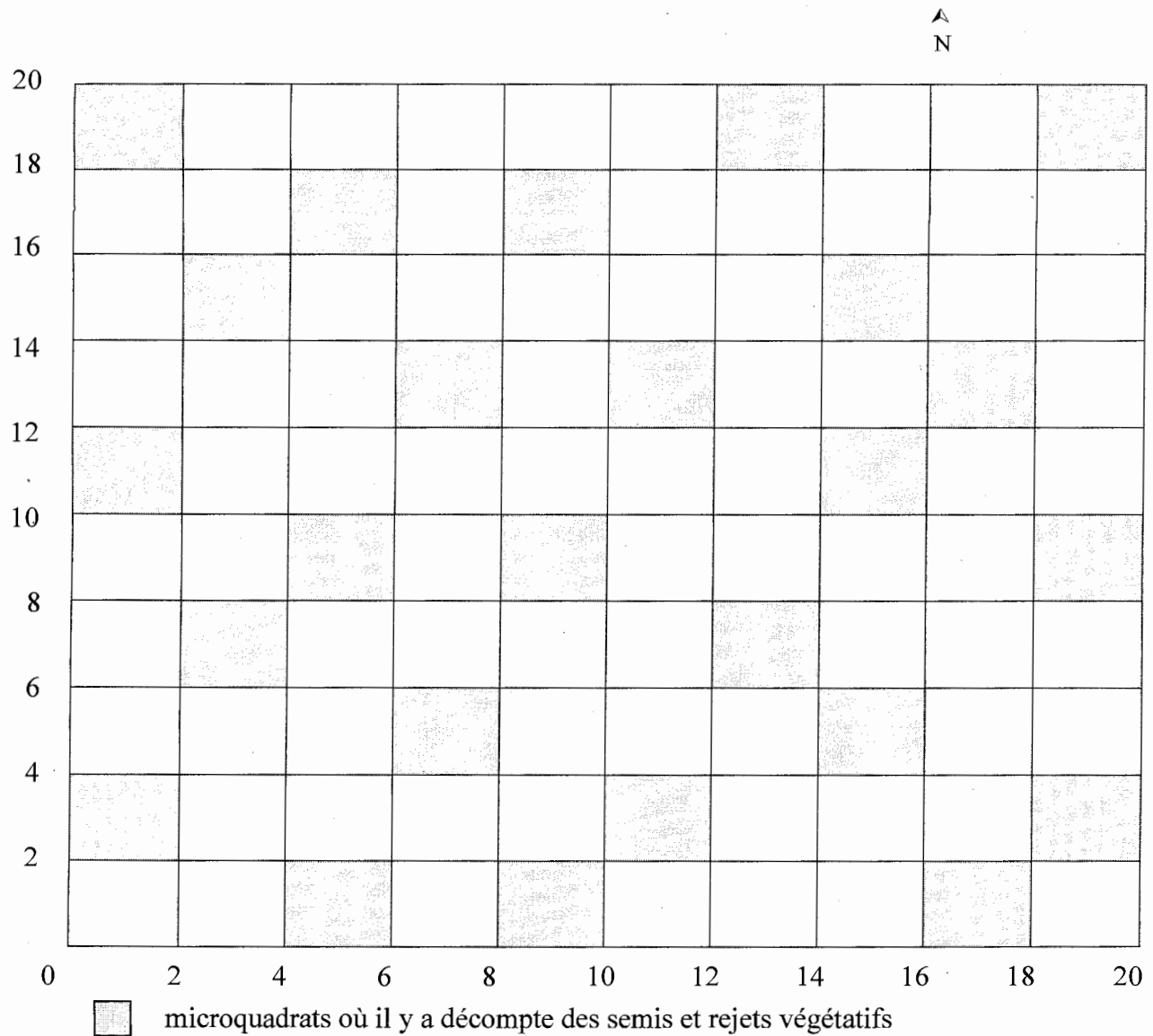


Figure A1.1 Carte de localisation des parcelles d'échantillonnage de Val-Paradis

Annexe 2 Patron de prise des données



Coordonnées pour la prise des données (à partir du coin sud-ouest du quadrat)

0,2	4,0	8,0	12,6	16,0
0,10	4,8	8,8	12,18	16,12
0,18	4,16	8,16	14,4	18,2
2,6	6,4	10,2	14,10	18,8
2,14	6,12	10,12	14,14	18,18