

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

par

**EMMANUELLE BOULFROY
Diplômée de l'École Nationale Supérieure
d'Agronomie de Montpellier (France)**

**PRÉDICTION DE LA RÉGÉNÉRATION FORESTIÈRE NATURELLE
APRÈS FEU DANS LA FORÊT BORÉALE QUÉBÉCOISE**

Septembre 1996



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

RÉSUMÉ

Si dans la forêt boréale, la plupart des espèces arborescentes sont bien adaptées au feu, il demeure toujours des portions de territoire brûlé mal régénérées. Le développement d'un modèle de prédiction de régénération après une telle perturbation représenterait alors un outil efficace pour l'identification de ces zones. Ainsi, cette étude a pour objectif de créer un modèle compatible avec les Systèmes d'Information à Référence Spatiale, qui permettrait de prédire sur une cinquantaine d'années, la nature et la densité de la régénération arborescente naturelle après feu. Dans un premier temps, des clés de prédiction théoriques de régénération ont été construites à partir de la caractérisation du couvert forestier tel qu'il était avant le passage du feu, et des connaissances bibliographiques acquises sur les mécanismes de régénération des différentes essences boréales. L'originalité de ce modèle réside dans le fait que l'information décrivant le territoire avant l'incendie provient uniquement des cartes d'inventaire forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec. Les prédictions théoriques portent sur la nature des essences principale et secondaire régénérées, et sur la densité exprimée en pourcentage de couverture au sol des cimes des arbres. Par la suite, un inventaire de la régénération réelle réalisé 5 ans après feu a permis d'estimer la composition réelle de la régénération, ainsi que sa densité (exprimée en coefficient de distribution). Nous estimons que l'état de la régénération 5 ans après feu est représentatif de l'état de la forêt régénérée sur quelques décennies, puisqu'au terme de cette période la grande majorité de la régénération arborescente est installée, et sa période de forte mortalité est terminée (excepté pour le bouleau blanc, dont les références bibliographiques font défaut). Finalement, les prédictions théoriques ont été confrontées à l'état réel de la régénération. En ce qui concerne la nature de la régénération, les résultats sont très satisfaisants. En effet, dans le cas des strates forestières ne contenant pas de sapin baumier avant feu, la nature de l'essence principale prédite est systématiquement validée par l'inventaire de régénération : la plupart des strates étudiées étaient dans des pessières et pinèdes pures, et il apparaît que l'épinette noire et le pin gris sont respectivement l'essence principale régénérée des pessières et pinèdes pures. De plus, à quelques reprises seulement, une essence secondaire est apparue alors qu'elle n'avait pas été prédite. Il s'agit du pin gris et du bouleau blanc, deux essences dont le potentiel de régénération après feu est important. Les prédictions théoriques des strates contenant du sapin baumier avant feu se sont également avérées en partie pertinentes. En effet, l'état réel de la régénération confirme la disparition du sapin après feu, ainsi que la présence abondante de l'épinette noire et du bouleau blanc. Par contre le modèle théorique n'a pas permis de prédire correctement les proportions d'épinette noire et de bouleau blanc régénérés. Lorsque les prédictions théoriques n'étaient pas en accord avec la réalité, les différences ont été expliquées, et les prédictions corrigées. Les prédictions révisées devront bien entendu être validées ultérieurement. En ce qui concerne les prédictions théoriques portant sur la densité de la régénération, elles n'ont pas pu être validées efficacement lors de cette étude. En effet, la grille de conversion d'unités de mesure, conçue pour permettre la comparaison des densités théoriques et réelles s'est avérée trop imprécise. Une autre méthode de conversion a été proposée. En conclusion, le modèle présenté, qui se veut facile d'utilisation par les intervenants forestiers, s'avère pertinent et efficace pour réaliser des prédictions sur la nature de la régénération. Il reste ensuite à tester le succès des prédictions théoriques de densité à l'aide de la nouvelle méthode de conversion suggérée, et à étendre la portée du modèle en validant les prédictions de nouvelles strates cartographiques.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer toute ma gratitude envers mon directeur de thèse, le Dr. Réjean Gagnon, qui m'a accueilli les bras grands ouverts dans son laboratoire, a toujours su me diriger d'une façon remarquable tout au long de ce travail, et être d'une si grande disponibilité. Je souhaite aussi remercier vivement Laval Larouche du ministère des Ressources naturelles du Québec, ainsi que Germain Savard et Frank Grenon qui m'ont accompagné dans le bois, et m'ont aidé à compter les quelques milliers de semis qui ont croisé notre chemin. Je ne pourrais oublier Jean Martin Lussier, qui a su rendre un peu moins noire, la fameuse bête des statistiques, et m'a si souvent fait profiter de son expérience. Que soient également assurés de ma reconnaissance Pierre Beaulieu, Patrick Dallain, Daniel Francoeur et Robin Girard des Produits Forestiers Alliance Inc. de Mistassini, pour leur aide et leurs nombreux conseils. Enfin, un grand merci à tous ceux qui m'ont fait me sentir si bien au Québec et rendent les journées si belles à vivre !

Ce projet de recherche a été rendu possible grâce au support financier, logistique et technique du Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, et au programme d'aide institutionnelle à la recherche (PAIR) de l'Université du Québec à Chicoutimi.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES CARTES ET FIGURES.....	ix
PROBLÉMATIQUE	1
1.1. Introduction	2
1.2. Revue de la littérature sur les mécanismes de régénération naturelle après feu des principales essences arborescentes présentes sur le site d'étude	6
1.2.1. Épinette noire	6
1.2.2. Pin gris	10
1.2.3. Sapin baumier.....	12
1.2.4. Bouleau blanc	14
1.2.5. Peuplier faux-tremble	17
1.2.3. Dynamique des peuplements après feu	20
1.2.3.1. Persistance de l'épinette noire et du pin gris.....	20
1.2.3.2. Disparition du sapin baumier et expansion des feuillus intolérants	22
LOCALISATION ET DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE	23
MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	26
3.1. Construction des clés théoriques de prédiction de la régénération naturelle après feu.....	27
3.1.1. Données à partir desquelles les clés ont été construites	27
3.1.1.1. Nature des strates forestières avant feu.....	27

3.1.1.2. Connaissance des mécanismes de régénération après feu	28
3.1.2. Nature des prédictions	28
3.2. Réalisation de l'inventaire forestier sur le terrain	28
3.2.1. Choix des sites d'inventaire.....	29
3.2.2. Méthode d'échantillonnage et observations réalisées.....	30
3.3. Évaluation de la régénération réelle après feu	31
3.3.1. Nature des essences régénérées.....	31
3.3.2. Densité de la régénération	32
3.3.2.1. Calcul du coefficient de distribution (ou stocking).....	32
3.3.2.2. Élaboration d'une grille de conversion d'unités entre les densités théoriques et réelles	33
3.4. Création des cartes de synthèse à l'aide du SIRS Arc'Info	35
RÉSULTATS	37
PARTIE 1 : Définition des strates forestières sur lesquelles portent les prédictions	38
4.1.1. Validation de la composition avant feu des strates cartographiques.....	39
4.1.1.1. Âge des strates	39
4.1.1.2. Hauteur des strates.....	41
4.1.1.3. Densité des strates	41
4.1.1.4. Composition en essences des strates	43
4.1.2. Regroupement des strates cartographiques.....	46
4.1.3. Nature des strates corrigées	48
PARTIE 2 : Clés de prédiction théorique par strate cartographique corrigée	50
4.2.1. Pessières pures	50
4.2.2. Pinèdes pures	50

4.2.3. Pessières à pin gris.....	52
4.2.4. Pessières à sapin.....	52
4.2.5. Sapinières à épinette.....	53
4.2.6. Strates mélangées.....	53
PARTIE 3 : Validation des prédictions théoriques par confrontation avec l'état de la régénération réelle.....	54
4.3.1. Nature des essences régénérées.....	54
4.3.2. Densité de la régénération	57
DISCUSSION	60
5.1. Nature des essences régénérées.....	61
5.1.1. Succès des prédictions théoriques.....	61
5.1.1.1.Cas des strates ne contenant pas de sapin baumier avant feu	61
5.1.1.2. Cas des strates contenant du sapin baumier avant feu ...	62
5.1.2. Analyse des prédictions théoriques non conformes à l'état réel de la régénération.....	62
5.1.2.1 Régénération réelle en bouleau blanc supérieure aux prédictions dans les vieilles pessières noires pures.....	62
5.1.2.2. Régénération réelle en pin gris supérieure aux prédictions dans les vieilles pessières noires pures.....	64
5.1.2.3. Régénération réelle en épinette noire supérieure aux prédictions dans les jeunes pessières à pin gris	65
5.1.2.4. Remise en question des prédictions concernant les proportions en bouleau blanc et épinette noire régénérés dans les strates contenant du sapin baumier	66
5.1.2.5. Raison principale expliquant les différences entre les prédictions théoriques et l'état réel de la régénération	67
5.1.3. Ajustements éventuels du modèle actuel.....	68
5.2. Densité de la régénération.....	70
5.2.1. Succès des prédictions théoriques.....	70

5.2.2. Proposition d'une nouvelle méthode pour valider les prédictions théoriques de densité.....	71
5.3. Synthèse des prédictions de régénération.....	72
CONCLUSION.....	75
RÉFÉRENCES	79
ANNEXES.....	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Grille de correspondance entre les deux unités de mesure de densité: pourcentage de couverture au sol des cimes (exprimé par les lettres de A à D), et valeurs correspondantes du coefficient de distribution (en %).....	35
Tableau 2 : Moyenne et erreur-type de l'âge mesuré minimum, et âge de l'échantillon le plus vieux par strate cartographique.....	39
Tableau 3 : Moyenne et erreur-type de la hauteur mesurée (en mètre) par strate cartographique	41
Tableau 4 : Pourcentage des différentes essences présentes avant feu par strate cartographique	44
Tableau 5 : Résultats du test de X^2 concernant les différents regroupements de strates envisagés avec une probabilité d'erreur égale à 5%	46
Tableau 6 : Prédications de la nature des essences principale et secondaire régénérées, et de la densité de la régénération par strate corrigée	50
Tableau 7 : Prédications et état réel de la nature des essences principale et secondaire régénérées par strate corrigée	54
Tableau 8 : Prédications et état réel de la densité de la régénération par strate corrigée (exprimée en coefficient de distribution accompagné d'un intervalle de confiance, et en pourcentage de couverture des cimes des arbres au sol)	57
Tableau 9 : Prédications révisées de la nature des essences régénérées et stocking réel de régénération avec intervalle de confiance, par strate corrigée	73

LISTE DES CARTES ET FIGURES

Figure 1 : Localisation de l'aire d'étude.....	25
Carte 1 : Prédiction révisée de la nature des essences régénérées	en pochette
Carte 2 : Stocking réel de régénération.....	en pochette

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE

1. PROBLÉMATIQUE

1.1. Introduction

Dans la forêt boréale, les feux sont un phénomène naturel et récurrent (Swain 1973, Heinselman 1981a, 1981b, Dix et Swan 1971, St-Pierre *et al.* 1991, Gagnon 1988, 1989, Sirois et Payette 1989). Chaque année au Québec, des milliers d'hectares de forêt sont brûlés, et lors d'années exceptionnelles comme à l'été 1991, plus de 300 000 hectares de forêt situés dans la zone de protection intensive ont été touchés par les feux (Ministère des Forêts du Québec 1993). Pour respecter le principe du rendement soutenu, les compagnies forestières ont l'obligation de maintenir les territoires brûlés à un niveau de production au moins égal à celui qu'il y avait avant le passage du feu. L'identification des zones brûlées dont la régénération arborescente naturelle est insuffisante est une étape nécessaire à la planification de la remise en production des territoires brûlés improductifs. L'élaboration d'un modèle permettant de prédire l'état de la régénération arborescente naturelle après feu apparaît comme un outil précieux à cet effet.

Si le feu est certes un agent de destruction de la forêt, il est également le principal agent de renouvellement des forêts naturelles, et la plupart des essences arborescentes boréales y sont bien adaptées. Ainsi selon Van Wagner et Methven (1978), les espèces présentes avant feu devraient réapparaître après la perturbation, pour autant qu'il y ait présence de graines, d'un lit de germination favorable et de bonnes conditions climatiques. Bien souvent, il y a donc maintien de la composition arborescente originelle après feu, et une telle perturbation tendrait à stabiliser la composition de la forêt à grande échelle (Heinselman 1981a, 1981b, Viereck 1975 *in* Foster 1986, Carleton et Maycock 1978, Gagnon 1989, Spur et Barnes 1980 *in* Riverin 1994, Dix et Swan 1971). Les notions de succession et de climax

ne paraissent alors pas pertinentes lorsqu'il s'agit de la strate arborescente des écosystèmes forestiers boréaux (Dix et Swan 1971, Heinselman 1981a, 1981b), et l'on devrait davantage parler de renouvellements cycliques des peuplements forestiers, dont la composition reste proche du point de départ du phénomène de succession (Odum 1969 *in* Dix et Swan 1971).

La connaissance des mécanismes de régénération naturelle des essences boréales est fondamentale dans un premier temps pour comprendre l'évolution de la composition arborescente des peuplements après feu, et ensuite pour projeter dans le temps l'état de la régénération naturelle après une telle perturbation. Les mécanismes de régénération des essences en peuplement pur, ont fait l'objet de nombreuses études (Cf. partie 1.2.), et sont relativement bien compris. Par contre, le comportement de peuplements mixtes n'a pas souvent été exploré, et les interactions possibles entre les différentes espèces au moment de la recolonisation du territoire brûlé sont à l'heure actuelle encore peu connues.

La réalisation de projections est envisageable uniquement si l'on est capable d'en garantir la fidélité avec la réalité. Dans ce cas, il est intéressant de pouvoir valider les prédictions dans un délai raisonnable. Il est donc important de déterminer la durée de la période nécessaire à l'installation de la grande majorité de la régénération. La plupart des essences boréales s'établissent durant les premières années suivant le feu. Chez le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), l'installation des semis est reconnue pour être très rapide. St-Pierre *et al.* (1992) ont montré que 97,5 % des semis s'établissaient pendant les trois premières années après feu. En ce qui concerne l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), on a longtemps cru qu'elle s'installait lentement après un feu, sur une période couvrant plusieurs décennies (Foster 1986). Sirois et Payette (1989) ont, quant à eux, montré que dans le Québec boréal et subarctique, la période active de régénération après feu dure environ 20 ans, après quoi le taux d'installation diminue rapidement. Des études récentes menées par Gagnon

et Morin (1990) et St-Pierre *et al.* (1992) affirment cependant que l'installation de l'épinette noire est très rapide : 95% de semis d'épinette noire sont apparus dans les trois années suivant le passage du feu. Des erreurs de datation sont à l'origine des observations d'installation tardive (Riverin 1994, DesRochers 1996). La régénération des feuillus intolérants est également rapide et massive. Chez le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le principal mode de régénération est par voie sexuée, et près de 70% des graines ont germé la deuxième année après feu (Archibold 1979). La régénération du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) après feu est surtout par voie végétative, et l'installation des drageons est complétée dans les deux ans suivant le feu (Mercier 1992).

Un modèle de prédiction de régénération représente un outil d'autant plus intéressant s'il permet de réaliser des prédictions pouvant être validées rapidement après le passage du feu. Ainsi, l'installation rapide de la régénération d'un territoire brûlé a des implications théoriques et pratiques considérables. En effet, pour les espèces dont la période de forte mortalité de la régénération est réduite à quelques années, cela signifie que l'on peut obtenir sur quelques décennies un estimé fiable de la composition et de la densité de la forêt régénérée, à partir de l'évaluation de la régénération réelle quelques années après feu.

Ainsi, cette étude a pour objectif de développer un modèle permettant de prédire sur une cinquantaine d'années, la nature et la densité de régénération arborescente naturelle après feu. Sur la base des connaissances sur les mécanismes de régénération après feu des essences forestières boréales, l'hypothèse suivante sera alors vérifiée : il est possible de prédire la nature et la densité de la régénération naturelle après feu, à partir de l'état des peuplements présents avant l'incendie. Étant donné que ce modèle se veut simple d'utilisation, il est important que l'information nécessaire à la réalisation des prédictions soit facilement accessible. La caractérisation de l'état de la forêt avant le passage du feu proviendra donc

uniquement de l'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). L'originalité du modèle présenté réside alors dans le fait qu'une fois validé, il permettra de réaliser des cartes de prédiction sur l'état de la régénération naturelle après feu pour d'autres territoires, et cela uniquement à partir de l'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier avant feu du MRN. Ceci s'applique à tout territoire qui sera touché par un feu de cime sévère, et dont les caractéristiques écologiques sont semblables à celle de la zone d'étude. De plus, seules les strates cartographiques validées dans le cadre de ce modèle pourront faire l'objet de prédictions sur d'autres territoires brûlés.

Plusieurs étapes sont requises au développement de ce modèle. Dans un premier temps, il sera nécessaire de définir les strates forestières pour lesquelles le modèle sera développé. Dans ce but, l'exactitude de l'information cartographique sera vérifiée grâce à des observations réalisées sur le territoire brûlé, et les corrections nécessaires seront apportées. Nous envisagerons ensuite certains regroupements de strates, dans le but d'augmenter le degré de précision des résultats d'inventaire. La seconde étape consistera à construire pour chaque strate les clés théoriques de prédiction. Lors de la troisième étape, nous évaluerons l'état réel de la régénération grâce aux résultats d'un inventaire réalisé sur le site d'étude 5 ans après le passage du feu. Il sera alors possible d'extrapoler l'état de la forêt régénérée sur quelques décennies. La confrontation des prédictions théoriques à l'état réel de la régénération, permettra finalement de valider les prédictions qui sont conformes à la réalité, et de corriger celles qui ne le sont pas. Les prédictions révisées, conformes à l'état réel de la régénération seront représentées sur deux cartes synthèse à l'aide du système d'information à référence spatiale (SIRS) Arc'Info.

1.2. Revue de la littérature sur les mécanismes de régénération naturelle après feu des principales essences arborescentes présentes sur le site d'étude

1.2.1. Épinette noire

L'épinette noire est une essence qui ne résiste pas au passage du feu, et est incapable de se régénérer de manière végétative après une telle perturbation (Zasada 1971). La régénération de cette espèce après feu est donc uniquement par graines. Les principaux facteurs qui contrôlent la disponibilité en semences sont la hauteur (Haavisto 1975) et l'âge des arbres (Skeates et Haavisto 1987). Il a ainsi été observé que les arbres dominants produisaient trois fois plus de cônes que les arbres codominants et intermédiaires (Haavisto 1975). De plus, la production de graines chez l'épinette noire peut être hâtive (elle débute à 10-15 ans). Ainsi, même si la quantité de graines produites est très limitée, ceci représente une adaptation de l'espèce lui permettant de survivre à des feux rapprochés dans le temps. La production des graines s'étend jusqu'à 250 ans et atteint son maximum à 150 ans. Les capacités reproductrices d'un peuplement sont d'autant plus limitées que les arbres sont petits et la densité du peuplement faible (Haavisto 1975). La production annuelle de graines est très variable (Haavisto 1975, 1988, Skeates et Haavisto 1987), et les bonnes années semencières ont lieu tous les 2 à 6 ans (Haavisto 1975).

Une des caractéristiques importantes de cette espèce est que la plupart des cônes restent sur l'arbre pendant plusieurs années. Ainsi, plus de la moitié des graines demeurent sur l'arbre pendant 5 ans. Certaines graines peuvent même séjourner jusqu'à 25 ans (Haavisto 1975). En ce qui concerne la durée de la viabilité des graines sur l'arbre, elle varie suivant les auteurs. Selon Wilton (1963), 50% des graines demeurent viables 1 an après leur maturation, et il n'en reste que 15% après 5 ans. Haavisto (1975) par contre, déclare que la

quantité de graines viables ne chute que de 12% les 5 premières années, diminue rapidement après 5 à 10 ans, et devient nulle au bout de 20 ans. De toute façon, quelle qu'en soit l'estimation de la durée de viabilité des graines, il existe généralement sur l'arbre une réserve de graines matures viables suffisante permettant d'assurer le succès de la régénération.

La principale adaptation au feu de l'épinette noire est la présence de cônes semi-sérotineux situés au sommet des arbres matures (LeBarron 1939). Ces cônes représentent une enveloppe protectrice pour les graines contre le feu, qui survivent alors au passage du feu. Villeneuve (1991) a prouvé qu'après une exposition d'une heure à 120°C, 96% des graines d'épinette noire étaient encore capables de germer. Les graines peuvent également résister pendant quelques secondes à des températures très élevées, de l'ordre de 400°C (Villeneuve 1991). Lavoie (1994) a montré que le pouvoir de germination des graines diminue avec le temps après le passage du feu. Selon Wilton (1963), 60% des graines restent viables immédiatement après leur exposition au feu, 20% le sont encore au printemps suivant. Nickerson (1958) quant à lui, a retrouvé des graines encore viables après 10 ans. Les cônes des jeunes arbres sont par contre généralement détruits par le feu (Ahlgren 1959), ce qui explique l'échec fréquent de la régénération des aires brûlées même si les jeunes arbres portaient déjà des cônes.

La chaleur dégagée par le feu provoque l'ouverture des cônes semi-sérotineux. Thomas et Wein (1985) ont estimé la température de fusion du matériel résineux des cônes à 50°C. Le feu induit donc une dissémination massive de graines, qui s'étaient accumulées au sommet de l'arbre avec les années (Nickerson 1958). La période de dissémination peut s'étendre jusqu'à 8 à 15 ans après feu (Viereck 1983 *in* Duchesne et Sirois 1991). Néanmoins, 50% des graines disponibles sont dispersées dans les 60 jours suivant le feu (Wilton 1963). La rétention partielle d'une partie des graines viables dans les cônes après feu

représente une stratégie adaptatrice de l'espèce, lui permettant de différer l'établissement des semis lorsque les conditions d'installation ne sont pas favorables la première année suivant le feu (Thomas et Wein 1985).

Une fois les graines tombées au sol, elles perdent leur viabilité après 10 à 16 mois (Fraser 1976, Thomas et Wein 1985). De plus, bien que la libération des graines puisse s'étendre jusqu'à 8 à 15 ans après feu, il a été récemment montré que la durée d'installation des semis était pratiquement réduite à une durée de 3 ans après le passage du feu (Gagnon et Morin 1990, St-Pierre *et al.* 1992). Le modèle d'installation des semis suit donc une tendance exponentielle négative : il atteint son maximum l'année suivant le passage du feu, puis décroît progressivement (Thomas et Wein 1985, St-Pierre *et al.* 1992).

Même si la graine d'épinette noire est ailée et parmi les plus petites chez les conifères, la distance de dissémination des graines est très faible. LeBarron (1939) l'estime à 1 à 2 fois la hauteur de l'arbre disséminateur. Quatre-vingt-dix pour cent des semis sont situés dans les deux premiers mètres autour des adultes (Filion 1994). La distribution contagieuse des semis est expliquée par St-Pierre *et al.* (1991) et Filion (1994). L'explication diffère en fonction de la densité des sites d'étude. Sur des sites de densité faible (450 tiges/ha) et intermédiaire (1 025 tiges/ha), la distribution est essentiellement due à un ensemencement sur une courte distance. L'installation de la régénération est donc associée à la présence d'individus adultes à proximité. Dans le cas de peuplements denses (2400 tiges/ha), la distance entre les arbres adultes est si réduite qu'elle permet le chevauchement des aires d'ensemencement de chaque arbre, et annule ainsi la décroissance du nombre de semis en fonction de la distance aux semenciers. La structure contagieuse des semis est dans ce cas davantage expliquée par l'affinité des semis pour certains lits de germination dont la faculté à retenir l'eau est plus grande (la sphaigne et le polytric).

La fréquence d'apparition des semis et leur taux de survie dépendent de l'épaisseur résiduelle de la matière organique après feu. Il apparaît que la régénération est favorisée lorsque la couche de matière organique a été fortement réduite (Van Wagner et Methven 1978, Sirois et Payette 1989, St-Pierre *et al.* 1991). En effet, même si l'épinette noire est reconnue pour être une essence à grande amplitude écologique, elle est davantage associée aux sols minéraux humides, du fait des besoins élevés en eau de ses semis pendant leur installation. Les semis sont en effet particulièrement sensibles pendant les premières années de croissance au déficit hydrique, qui représente leur principale cause de mortalité (Sirois 1993, Thomas et Wein 1985, Black et Bliss 1980). Les caractéristiques du lit de germination immédiatement après feu sont également peu favorables à l'installation de la régénération (Ahlgren 1959). Le milieu est bien souvent trop riche en sels minéraux toxiques issus du brûlage du sol. Le sol brûlé recouvert de cendres noires pourrait également dégager lors des périodes d'ensoleillement une chaleur telle qu'elle inhiberait la germination des graines (Keays 1987 *in* Sirois 1993). Par contre, il semblerait qu'un lessivage partiel des sels toxiques tende à favoriser la germination et à diminuer la mortalité des jeunes semis (Armson 1979 *in* Sirois 1993). La survie des jeunes semis est aussi favorisée lorsque le milieu est partiellement ombragé, car ceci limite l'évaporation et améliore les températures du lit de germination (Arnup *et al.* 1988 *in* Sims *et al.* 1990). Le taux de survie est de 22% à la deuxième année de croissance (LeBarron 1944). Fleming et Mossa (1994) ont montré que dans le cas d'un ensemencement, le taux de mortalité annuel des semis est maximal au cours de la première année, diminue rapidement et se maintient à un niveau inférieur à 10% après la troisième année. Après 4 à 5 ans, le taux de mortalité devient très faible (Gagnon. 1996, comm. pers.).

En résumé, l'épinette noire est une essence particulièrement bien adaptée au feu, du fait de la présence dans la cime des arbres de cônes semi-sérotineux persistants. Le succès de

la régénération après feu est par contre dépendant de la présence d'arbres porteurs de graines viables et non parasitées sur le site brûlé (Gagnon 1988, 1993). Enfin, le feu crée, en réduisant l'épaisseur de la couche de matière organique du sol et en éliminant toute végétation compétitrice, un milieu d'installation favorable pour cette espèce.

1.2.2. Pin gris

Le pin gris, tout comme l'épinette noire, est uniquement capable de se régénérer par reproduction sexuée. La production de graines débute à l'âge de 10 ans et est maximale entre 40 et 50 ans. On observe de bonnes années semencières tous les 3 à 4 ans (Burns et Honkala 1990).

Le pin gris possède des cônes sérotineux persistants, qui peuvent rester fermés pendant plus de 25 ans (Heinselman 1981a, Burns et Honkala 1990, Sims *et al.* 1990). Il est rare que les cônes s'ouvrent à des températures inférieures à 27°C (Sims *et al.* 1990). La plupart requièrent des températures au moins supérieures au point de fusion de la résine (évalué à 50°C selon Thomas et Wein (1985) *in* Duchesne et Sirois (1991)) pour s'ouvrir. La chaleur est donc indispensable à la régénération de cette essence, puisque l'ouverture des cônes, et donc la libération des graines, ne sont possible que sous l'action de celle-ci. Des études de résistance des graines à différentes températures pendant des durées variables, ont été réalisées par Beaufait (1960) et Villeneuve (1991). Il a ainsi été montré qu'un séjour d'une heure à 120°C n'altérerait pas les capacités germinatives des graines. Les graines de pin gris sont protégées dans les cônes sérotineux, et survivent en grande majorité au passage du feu. Chez les jeunes semenciers, plus de 50% des cônes sont non sérotineux, contre moins de 10% lorsque les arbres ont 40 ans (Vézina 1971). La régénération des peuplements juvéniles est donc faible.

Les graines de pin gris restent viables pendant plusieurs années dans les cônes. La viabilité commence à diminuer significativement à partir de 5 à 10 ans après la maturation des graines (Burns et Honkala 1990), mais il arrive que des semences restent viables après 20 ans, et contribuent au succès de la régénération (Ahlgren et Ahlgren 1960, Vézina 1971, Cayford et McRae 1983 *in* Sims *et al.* 1990). L'âge des cônes n'affecte pas leur ouverture, mais la rapidité de la germination des graines (Vézina 1971). Il existe donc toujours une réserve de graines viables dans les arbres matures.

La dissémination des graines a lieu à l'intérieur d'un rayon de 100 mètres environ autour des arbres matures (Ahlgren 1959). La quantité de graines dispersées après un feu est considérable : Zasada (1986) *in* Duchesne et Sirois (1991) l'a estimé en moyenne à 5 millions par hectare en Alaska. La libération des graines a lieu immédiatement après le passage du feu. Mais la viabilité des graines dans le sol est maintenue pendant 1 à 5 ans (Chrosciewicz 1970 *in* St-Pierre *et al.* 1992, Thomas et Wein 1985), ce qui augmente les probabilités de succès de l'installation des semis lorsque les conditions environnementales ne sont pas favorables l'année de la libération des graines. L'installation des semis est étalée sur les 5 premières années suivant le feu, avec une germination massive des graines les deux premières années suivant le feu (Ahlgren 1959, Heinselman 1981a, Thomas et Wein 1985, Burns et Honkala 1990). St-Pierre *et al.* (1992) ont d'ailleurs constaté que 97,5% des semis de pin gris s'installaient durant les trois premières années après feu. Ahlgren (1959) note qu'au Minnesota, le pin gris s'est établi à 57% pendant la première saison de croissance suivant le feu, 35% la deuxième, et 8% la troisième.

Le pin gris préfère les sites très peu riches en matière organique, et Chrosciewicz (1974) a mis en valeur une relation curvilinéaire entre la distribution des semis et l'épaisseur de matière organique. Selon Fraser et Farrar (1953) *in* Ahlgren (1959), une bonne

germination est favorisée par un ombrage partiel, créé par un couvert d'herbacées par exemple. Par la suite, un éclairage direct est nécessaire, car le pin gris est une espèce pionnière dont les besoins en lumière sont impératifs (Burns et Honkala 1990, Dix et Swan 1971). Elle est donc incapable de se reproduire dans les forêts matures, et les conditions de germination rencontrées après feu sont les plus favorables.

La mortalité juvénile du pin gris est importante, et atteint son maximum pendant les deux premières années de croissance des semis (Ahlgren 1959, Burns et Honkala 1990, Sirois 1993). LeBarron (1944) a montré que le taux de survie des semis était de 54% la deuxième année et que le pin gris est une espèce moins sensible que l'épinette noire aux fortes concentrations en sels minéraux toxiques et au déficit hydrique.

En résumé, le succès de la régénération du pin gris exige la présence d'arbres porteurs de graines viables et non parasitées sur le territoire brûlé. De plus, le feu est indispensable au maintien des peuplements de pin gris, puisqu'il contrôle la libération des semences, offre un lit de germination adéquat en perturbant le sol, stimule la germination en levant la dormance partielle des graines (U.S. Forest Service 1948 *in* Ahlgren 1959), et ouvre le milieu. Ceci en fait très certainement une des espèces arborescentes boréales les mieux adaptées à une telle perturbation (Ahlgren 1959, Beaufait 1960).

1.2.3. Sapin baumier

Le sapin baumier est une essence particulièrement inflammable, et est incapable de se régénérer de manière végétative après feu. En ce qui concerne la reproduction sexuée, contrairement à l'épinette noire et au pin gris, les cônes ne sont pas persistants, et se désagrègent à l'automne pour la dispersion des graines. De plus, les graines du sapin baumier ne survivent pas au passage d'un feu, car elles ne sont pas protégées par une structure résistant aux fortes températures (cônes sérotineux ou semi-sérotineux) (Burns et

Honkala 1990). La production annuelle de graines portées par les arbres matures sujets au feu est donc entièrement détruite.

La production de graines débute à l'âge de 20 ans (Burns et Honkala 1990), et l'on observe une bonne année semencière tous les 2 à 3 ans (Nickerson 1958, Perron 1994). La viabilité des graines sur l'arbre est d'un an maximum (Vézina 1971). Chaque année, les cônes se désagrègent à l'automne et libèrent leurs graines qui ont été produites pendant l'année en cours (Nickerson 1958, Burns et Honkala 1990). Les semences passent l'hiver au sol, puis germent au printemps. Les graines qui ne germent pas l'été après leur maturation meurent rapidement (Ibarzabal 1994). Il n'y a donc aucune banque de graines viables, ni dans les arbres, ni dans le sol.

Les graines de sapin baumier sont relativement lourdes, et la distance de dissémination est donc faible, inférieure à 100 m (Nickerson 1958, Vézina 1971). Hudon (1991) a également observé que la régénération était pratiquement nulle à plus de 60 m des arbres matures. La quantité de graines retrouvées sur un site brûlé ne dépend donc que du nombre de semenciers qui portaient des graines viables, situés à proximité immédiate du site ou ayant survécu au feu (Perron 1994). Toutefois, en l'absence de végétation, ce qui est le cas après un feu, il arrive que des semences parcourent de grandes distances, et plus particulièrement en hiver, lorsque leur déplacement est favorisé par la neige durcie (Perron 1994). Ceci permet entre autre d'expliquer l'établissement de semis de sapin baumier sur un territoire brûlé. L'autre raison, qui est la principale, est la présence d'arbres survivants (adulte ou semis) sur le territoire brûlé.

La germination est meilleure dans les sols riches en matière organique, sous couvert forestier, et avec un minimum d'ensoleillement (Fowells 1965). Mais les lits de germination d'un territoire brûlé sont également favorables à l'installation des semis (Nickerson 1958). La

régénération suite à un feu est donc possible, pourvu qu'il y ait une source de graines disponibles. De plus, quand elle a lieu, elle s'établit rapidement (Hudon 1991)

En résumé, le sapin baumier est une des essences arborescentes boréales les moins bien adaptées au feu. Très peu de semis s'installent sur un territoire brûlé, car il faut compter sur un concours exceptionnel de circonstances pour que cette espèce se régénère après feu. Le sapin peut donc disparaître localement immédiatement après feu, mais il n'est pas impossible de le voir réapparaître plus tard, car cette espèce tolérante a la faculté de germer sous couvert forestier, et d'établir une banque de semis qui se développera lorsque le milieu s'ouvrira par la suite (Dix et Swan 1971, Heinselman 1981a).

1.2.4. Bouleau blanc

Du fait de son écorce fine et très inflammable, le bouleau blanc ne survit pas au passage d'un feu sévère (Fowell 1985, Burns et Honkala 1990). Par contre, contrairement aux autres essences décrites précédemment, il est capable de se régénérer après feu à la fois de manière sexuée et végétative.

La régénération végétative par émission de rejets de souche est plus fréquente chez les jeunes arbres, et moins de 50% des arbres âgés de plus de 125 ans sont capables d'émettre des rejets de souche (Burns et Honkala 1990). Dès la première année après le passage d'un feu, des rejets de souche s'installent au pied des arbres morts. Il n'est pas rare de voir apparaître 6 ou 7 rejets par souche (Coates et Haeussler 1986 *in* Sims *et al.* 1990). Néanmoins, leur taux de survie est généralement faible. Selon Burns et Honkala (1990), moins de 27% des rejets survivent après 2 ans. Une des causes importantes de mortalité serait le broutage par les orignaux. Mais si le bouleau blanc est capable de se régénérer de manière végétative après un feu, ce mode de reproduction après feu reste néanmoins mineur selon Ahlgren et Ahlgren (1960) et Foster (1986).

Le principal mode de régénération après une perturbation est par voie sexuée. Le bouleau produit des graines qui n'ont aucun mécanisme de survie contre le feu lorsqu'elles sont sur l'arbre, mais qui par contre gardent leur pouvoir germinatif pendant plusieurs années quand elles sont enfouies dans le sol. Il a été prouvé que les graines restent viables dans le sol pendant une durée d'au moins deux ans (Frank et Safford 1970 *in* Ibarzabal 1994). Il est de plus fort probable que leur pouvoir germinatif soit maintenu plus longtemps, car des graines toujours viables ont été retrouvées à des horizons du sol relativement profonds (Ibarzabal 1994). De plus, Burns et Honkala (1990) n'ont observé qu'une faible perte de la capacité germinative chez des graines entreposées pendant 8 ans, à des températures de 2 à 4°C et à un faible taux d'humidité. Par contre Schopmeyer (1974) mentionne que la viabilité diminue fortement lorsque le taux d'humidité du sol est trop important. De nombreuses graines demeurent donc en dormance dans le sol, et plus particulièrement à la suite d'années semencières abondantes (tous les 2 à 4 ans en Alaska, selon Zasada (1971)), ou lorsque les conditions de germination ne sont pas suffisamment favorables l'année de leur dissémination (Burns et Honkala 1990).

La production de graines s'étend de l'âge de 15 à 150 ans, et est maximale entre 40 et 70 ans. Il existe une forte variation inter-annuelle de la production de semences, mais elle reste toujours très abondante, comparativement à celle des espèces conifères : en moyenne 2,5 millions de graines / ha / an, avec des années exceptionnelles à plus de 86 millions. La viabilité des graines au moment de leur dissémination est par contre très variable. Il arrive même qu'elle ne soit que de 10% (Burns et Honkala 1990).

La période de dissémination n'est pas dépendante du feu. Perron (1994) a ainsi observé que 71% des graines matures produites pendant l'année en cours sont disséminées chaque année, entre l'automne et le début de l'hiver. Les graines de bouleau sont légères et

ailées. Elles sont donc à priori facilement transportables par le vent, l'eau et sur la neige durcie (Ibarzabal 1994). Néanmoins, la plupart des semis sont regroupés autour des îlots d'arbres matures (Nickerson 1958, Archibold 1979). Ceci confirme les données de Fowells (1965) qui mentionne que le rayon de dispersion d'un arbre mature est généralement faible, d'une centaine de mètres environ. Selon Perala et Alm (1990) *in* Sims *et al.* (1990), moins de 10% des semences sont dispersées au-delà d'une distance de 100 m des arbres adultes. La faible proportion de semences dispersées à plus de 100 m des semenciers permet entre autres d'expliquer l'apparition de semis de bouleau dans des peuplements où l'essence n'était présente ni sur le territoire considéré, ni dans les alentours. Ahlgren (1959) et Perron (1994) ont déjà observé cette situation. Et dans le cas de l'étude de Perron (1994), le bouleau blanc occupait 23% du territoire régénéré, alors qu'il n'y en avait pas avant, ni même à proximité. Ainsi, même si la dissémination des semences de bouleau est relativement circonscrite autour des arbres adultes, il arrive que des graines parcourent de longues distances, et assurent ainsi la colonisation de nouveaux territoires. Dans ce cas, la direction des vents dominants est un facteur important (Perron 1994). L'existence d'une banque de graines viables au sol pourrait également expliquer la présence de bouleaux blancs régénérés dans des territoires brûlés où l'espèce ne figurait pas avant feu.

Les conditions de germination après feu sont favorables à l'établissement des semis. En effet, la germination est favorisée par un ombrage partiel, provoqué par la repousse rapide de plantes herbacées après feu (Logan 1965 *in* Sims *et al.* 1990). Par la suite les semis ont un besoin impératif de lumière pour survivre. Cette espèce préfère également les lits de germination minéraux, humides et bien drainés (Archibold 1979, Burns et Honkala 1990). Les pentes brûlées constituent donc un environnement propice à son installation (Foster 1986).

Cinquante pour cent des graines germent la première année après feu, 16% la suivante (Archibold 1979). Selon Ahlgren (1959), la mortalité chez les semis de deux et trois ans est importante, et Archibold (1979) a estimé le taux de survie des jeunes semis de 2 ans à 2%. Ceci s'explique par leur grande sensibilité au déficit hydrique (Nickerson 1958). L'absence d'éclairement intense est également une cause importante de mortalité (Marquis 1966 *in* Sims *et al.* 1990). Ainsi, même si la production annuelle de semences est toujours très abondante, les conditions de survie des graines et des semis sont telles, qu'il faut, selon Zasada (1971) 400 graines disséminées pour obtenir un semis vivant après une année. L'évolution du taux de mortalité au-delà des trois premières années de croissance est malheureusement encore mal connue.

En résumé, le bouleau est une espèce très bien adaptée au feu. Ahlgren (1959) mentionne d'ailleurs que la régénération est meilleure sur des terres brûlées, et Foster (1986) ajoute qu'une telle perturbation est indispensable au maintien de l'essence. Le feu ouvre le site, minéralise la matière organique du sol, lève la dormance des graines du sol. Il favorise donc l'installation des semis et stimule également la croissance des rejets de souche.

1.2.5. Peuplier faux-tremble

Le peuplier faux-tremble ne résiste pas au passage du feu à cause de son écorce mince. Il est par contre capable de se régénérer efficacement après feu, et la reproduction végétative par drageonnement est de loin le mode le plus commun (Shier 1981 *in* Jobidon 1995). Les drageons sont des tiges produites à partir de bourgeons situés sur des racines latérales (Barnes 1966). Les drageons émergent généralement à moins de 10 mètres de l'arbre-mère, même si les racines latérales peuvent atteindre 25 mètres de longueur (Jobidon 1995). La faculté des tiges à produire des drageons n'est pas dépendante de leur âge, pourvu qu'elles ne soient en cours de dépérissement (Steneker 1976 *in* Peterson et Peterson 1992).

L'augmentation de la température du sol et la suppression de la dominance apicale sont deux facteurs importants contrôlant l'émission de drageons (Peterson et Peterson 1992). Une grande quantité de lumière est également nécessaire à la production, puis la croissance des drageons (Haeussler et Coates 1986 *in* Jobidon 1995). Ainsi, le passage d'un feu crée un environnement particulièrement favorable au drageonnement (Rouse 19886 *in* Jobidon 1995). Barnes (1966) mentionne d'ailleurs que le drageonnement est négligeable dans les forêts non perturbées.

Dès la première année suivant le feu, on observe un développement massif de drageons, pouvant aller jusqu'à 15 tiges à proximité des arbres morts (Ahlgren 1959, Schier 1975). L'installation des drageons est complétée dans les deux années suivant le feu (Mercier 1992). La densité décline par la suite, puisqu'il n'y a plus de nouvelle installation et que le nombre de drageons produits est surabondant (Brown et Debyle 1989). La densité est alors équilibrée par la compétition intraspécifique existant au sein du jeune peuplement issu de drageons (Steneker 1976 *in* Jobidon 1995). Selon Peterson et Peterson (1992), les drageons les moins vigoureux meurent au cours des deux premières années, laissant alors un ou deux drageons dominants par clône. Peterson et Peterson (1992) signalent qu'une diminution de 80% du nombre de drageons entre la première et la cinquième années après feu n'est pas rare. La croissance des drageons est très rapide. Steneker (1976) *in* Peterson et Peterson (1992) a montré que les drageons produits à la suite d'un feu peuvent atteindre deux mètres la première année, pour ensuite connaître un rythme de croissance annuel de 30 à 60 cm.

En ce qui concerne la reproduction sexuée, la production de semences chez le peuplier faux-tremble débute entre sa dixième et sa vingtième année. Bien que ce soit une espèce de grande longévité (200 ans), les tiges commencent à décliner entre l'âge de 55 et 90 ans, du fait de leur forte sensibilité à la pourriture (Haeussler et Coates 1986 *in* Jobidon 1995). La

production de semences est maximale entre 50 et 70 ans, et un arbre adulte peut produire jusqu'à 1,6 millions de graines en une année (Jobidon 1995). Les bonnes années semencières ont lieu tous les 4 à 5 ans. La viabilité des graines est très élevée, et dépasse généralement 95% (Schopmeyer 1974 *in* Peterson et Peterson 1992). Elle est néanmoins de courte durée, de 2 à 3 semaines dans les meilleures conditions (Burns et Honkala 1990). Les graines sont dispersées, par le vent principalement, l'année même de leur maturation. La dissémination débute généralement à partir de juin (Zasada 1971), durant une période de 3 à 5 semaines (Jobidon 1995). Les graines sont plumeuses, et peuvent donc être disséminées sur plusieurs kilomètres, grâce à de longs fils de soie (Zasada 1989 *in* Burns et Honkala 1990).

Comme la dispersion a souvent lieu avant le passage du feu, et que la viabilité des graines dans le sol est nulle, il est rare de voir apparaître des semis l'année même du feu. L'installation des semis a lieu principalement la deuxième année et, à un degré moindre, la troisième année après feu (Ahlgren 1959). La germination et la survie des semis sont au mieux sur un sol minéral ou un humus, et dans des conditions de forte humidité. Un apport constant d'eau est nécessaire pour assurer la survie des jeunes semis, et un assèchement du sol pendant quelques heures seulement peut entraîner le flétrissement des semis (Peterson et Peterson 1992). Un bon drainage, des températures modérées, et une compétition pour la lumière faible ou nulle sont également nécessaires (Barnes 1966 *in* Jobidon 1995, McDonough 1979 *in* Jobidon 1995).

Comme les conditions de survie des semis sont très strictes, le taux de succès de survie des semis dans la nature est généralement très faible (Jobidon 1995). Néanmoins, Peterson et Peterson (1992) citent en contre-exemple huit études décrivant sur différents dépôts de surface, des peuplements de peuplier faux-tremble originant de graines. Dans le cas spécifique de territoires ayant brûlé, Ahlgren (1959) a trouvé qu'au cours des six années qui

ont suivi des feux naturels ou prescrits survenus dans le nord-est du Minnesota, le recrutement du tremble par semis a été relativement rare. Il était de plus confiné aux endroits les plus humides, en dépit d'une source de semences proche des aires brûlées. Il semble que peu d'études aient été réalisées sur l'évolution de la densité des semis pendant la période juvénile (Peterson et Peterson 1992). En ce qui concerne la croissance des jeunes semis, ces derniers atteignent selon les stations et si l'environnement est favorable, 5 à 8 cm de hauteur la première année, de 0,7 à 1,5 m la troisième année et 4,5 m la dixième année (Jobidon 1995).

En résumé, le peuplier faux-tremble est une espèce adaptée à un environnement où le feu est récurrent. En effet, après feu cette espèce est capable de se régénérer de manière très efficace par voie végétative. De plus, même si les conditions d'installation et la survie des semis sont très exigeantes, il ne faut néanmoins pas négliger le rôle de la reproduction sexuée. En effet, le peuplier a la faculté à partir d'un semis survivant, de développer un clone toujours plus grand par drageonnement après chaque perturbation (Schier 1975). Donc, même si la quantité de semis installés après feu reste très faible, leur rôle dans la colonisation à venir de nouvelles aires est loin d'être négligeable, et ceci d'autant plus que les semences de peupliers peuvent être disséminées sur de grandes distances.

1.2.3. Dynamique des peuplements après feu

1.2.3.1. Persistance de l'épinette noire et du pin gris

Heinselman (1981b) déclare que le pin gris et l'épinette noire sont deux espèces qui devraient se maintenir après feu, voire peut-être prendre de l'expansion par rapport au peuplement originel, pour autant que les conditions climatiques et le lit de germination soient favorables (épaisseur de la couche de matière organique suffisamment fine). Selon Watson

(1937) *in* Ahlgren et Ahlgren (1960), la régénération en pin gris est satisfaisante dès que la densité du peuplement de pin gris dépasse 185 arbres matures / ha, ce qui prouve donc que la régénération de cette essence est très efficace. Dix et Swan (1971) ont, quant à eux, observé le maintien après feu de l'épinette noire dans 43% des cas étudiés, et du pin gris dans 77% des cas. Carleton et Mayock (1978) se sont attachés à la même problématique, en représentant sous forme de "vecteurs de succession" dans un modèle d'ordination, les "voies de développement" de la plupart des espèces boréales. Dans le cas de l'épinette noire et du pin gris, les vecteurs sont courts et circulaires. Ceci traduit le fait que la composition des peuplements d'épinette noire et de pin gris reste stable dans le temps, et que les associations entre différentes espèces changent peu. Le vecteur de succession du pin gris est de plus isolé des autres espèces, ce qui dénote sa tendance monospécifique.

Les études de St-Pierre *et al.* (1991, 1992) apportent des informations supplémentaires sur les conditions de régénération de peuplements mixtes d'épinette noire et pin gris. Elles ont montré que ces deux espèces se réinstallent rapidement et de manière contemporaine après feu, au moins en ce qui concerne les 5 premières années suivant le passage du feu. De plus, l'association spatiale entre la régénération et les semenciers du peuplement d'origine démontre souvent la perpétuation des individus après feu dans les mêmes microsites. Les proportions entre les deux essences régénérées peuvent néanmoins varier, et il apparaît une augmentation de la représentativité du pin gris après feu au détriment de l'épinette noire. Lavoie (1994) a également mis en évidence l'expansion du pin gris dans le Haut-Boréal du Québec Nordique, qui se traduit dans les pinèdes à épinette noire par une augmentation de la dominance du pin et l'exclusion partielle ou complète de l'épinette sur certains sites. Ceci s'expliquerait par la plus grande tolérance du pin gris aux lits de germination dont la couche de matière organique est plus épaisse. Winston (1973) *in* Duchesne et Sirois (1991) mentionne quant à lui, que les graines de pin gris sont plus

tolérantes au stress induit par des conditions climatiques extrêmes (chaleur et sécheresse) que l'épinette noire, et qu'elles supportent également des concentrations plus élevées en sels minéraux toxiques susceptibles de se trouver en surface après feu.

1.2.3.2. Disparition du sapin baumier et expansion des feuillus intolérants

Le sapin baumier est une des espèces arborescentes les moins bien adaptées au feu. Heinselman (1981a) mentionne qu'elle est périodiquement affectée par les feux, et que sa population tend à diminuer au profit du peuplier faux-tremble et du bouleau blanc. Ceci corrobore l'étude de Carleton et Mayock (1978), qui montre l'affinité de cette essence pour les feuillus intolérants, lorsque les peuplements sont vieux. Dix et Swan (1971) ont d'ailleurs également mis en évidence la plus grande propension du bouleau blanc à côtoyer en premier lieu le sapin baumier, puis l'épinette noire et enfin très rarement le pin gris. La capacité du bouleau à envahir et coloniser de nouveaux territoires est expliquée par les mécanismes de régénération très efficace de cette espèce. Ainsi Foster (1986) déclare que ce ne sont généralement pas les peuplements dominés par le bouleau blanc qui sont à l'origine des peuplements de bouleau après feu, mais plutôt des peuplements résineux comportant des bouquets épars de feuillus intolérants, et dont la régénération se fait avec succès par dissémination massive de graines.

CHAPITRE 2

LOCALISATION ET DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

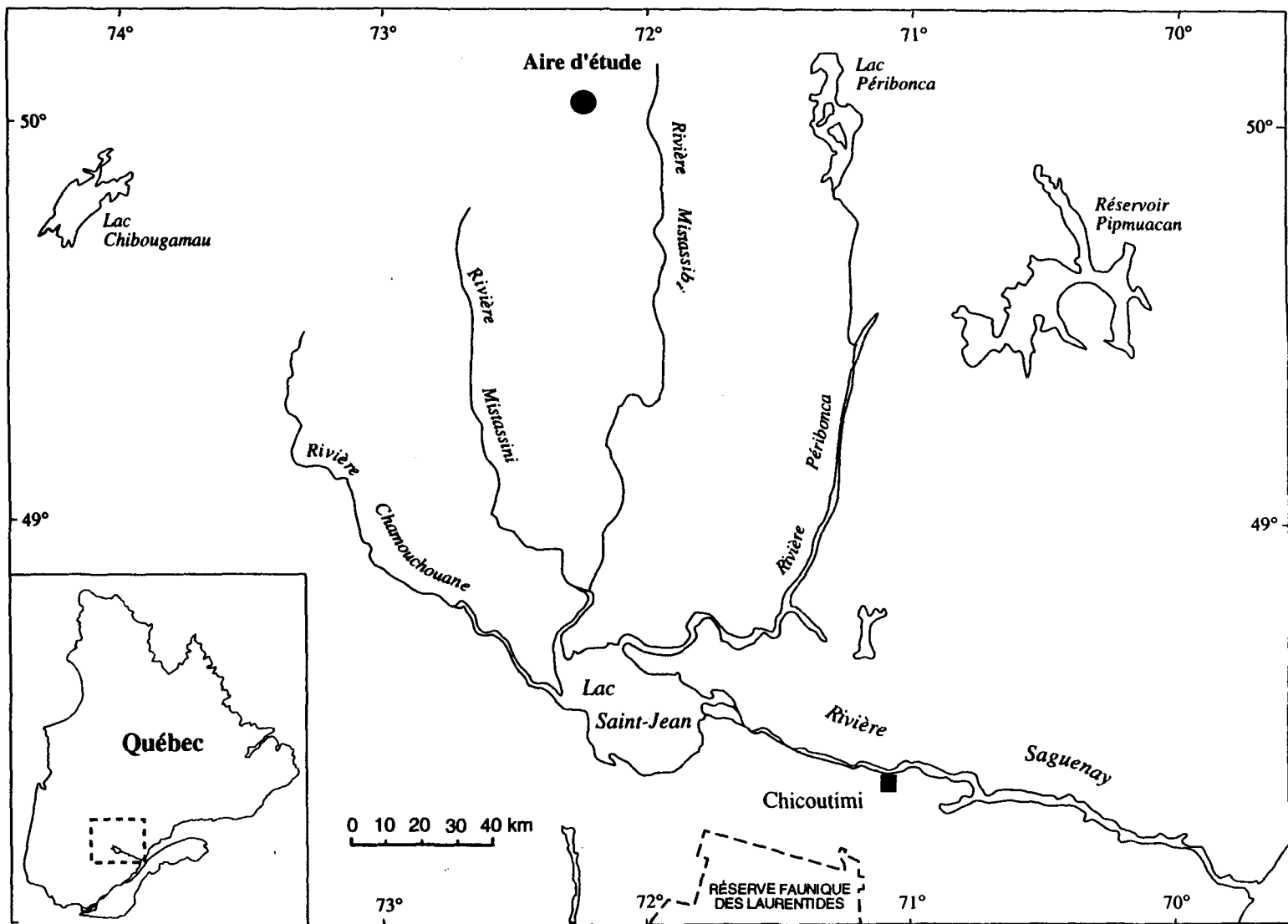
2. LOCALISATION ET DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

L'aire d'étude est localisée sur le territoire de coupe attribué à la Compagnie des Produits Forestiers Alliance Inc. de Mistassini, et plus particulièrement sur la partie qui a subi un feu de cime intense les 20 et 21 juin 1991. Le feu a ravagé 16 650 ha, situés à proximité de la rive ouest de la rivière Mistassibi. L'extrémité sud du feu est localisée à 7 km au nord-ouest du lac au Foin (50°08' de latitude nord et 72°19' de longitude ouest) (Figure 1).

La région étudiée fait partie du domaine de la pessière noire à sapin et mousse (Thibault 1985). Elle est caractérisée par la présence importante des espèces arborescentes commerciales suivantes : l'épinette noire, le sapin baumier, le bouleau blanc, et à un moindre niveau le pin gris et le peuplier faux-tremble.

L'altitude moyenne est de 550 m environ. En ce qui concerne les dépôts de surface, il s'agit en majorité de dépôts glaciaires (excepté au bord des rives de la Mistassibi où ils sont fluvio-glaciaires), et plus particulièrement de tills indifférenciés. La station météorologique la plus proche est à Chute-des-Passes (49°54'N, 71°15'W). La température moyenne quotidienne est de -0,2 °C, avec un maximum en juillet de 15,5 °C et un minimum en janvier de -18,4 °C. Les précipitations annuelles sont de 978 mm, dont 27 % tombent sous forme de neige. Elles sont réparties sur 180 jours (Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada).

Figure 1 : Localisation de l'aire d'étude



CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1. Construction des clés théoriques de prédiction de la régénération naturelle après feu

3.1.1. Données à partir desquelles les clés ont été construites

Les clés de prédiction ont été construites à partir de la nature des strates forestières avant le passage du feu, et des connaissances bibliographiques acquises sur l'écologie des différentes essences arborescentes boréales présentes sur le site d'étude. Ces clés ont été élaborées pour l'ensemble des strates forestières du site d'étude, c'est-à-dire la portion du territoire brûlé qui n'a pas été récoltée par la Compagnie Alliance. Mais seules les strates dont les prédictions ont pu être validées lors de l'inventaire réalisé sur le terrain figurent dans le mémoire.

3.1.1.1. Nature des strates forestières avant feu

Selon l'hypothèse qui régit le modèle présenté, la composition de la forêt avant le passage du feu est un élément essentiel contrôlant la nature de la régénération après feu. Nous avons choisi de caractériser l'état de la forêt avant feu à partir de la seule information disponible sur les cartes d'inventaire forestier du MRN. Les quatre feuillets cartographiques de la zone d'étude (carte 32 I 01) ont été élaborés à partir de photographies aériennes prises en 1986, et des données de l'inventaire forestier réalisé par le MRN en 1988.

Les données disponibles sur les cartes sont : le type de couvert (résineux, feuillu ou mixte), la composition en essences principale, et secondaire lorsqu'elle existe, la hauteur moyenne des arbres dominants et codominants, l'âge moyen et la densité moyenne de la strate. Les échelles et unités de mesure de ces différents paramètres sont définies dans le

manuel des normes d'inventaire forestier (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1984). Des extraits de cet ouvrage sont présentés en annexe 1.

3.1.1.2. Connaissance des mécanismes de régénération après feu

La construction des clés de prédiction a nécessité la réalisation d'une revue de littérature sur le comportement après feu de chaque espèce arborescente présente sur le site d'étude. Il importait également de connaître les interactions possibles entre les différentes espèces au moment de la recolonisation d'une aire brûlée, afin de prédire le comportement de peuplements mélangés. Toutes les références bibliographiques utilisées pour la construction des clés de prédiction figurent dans la revue de la littérature.

3.1.2. Nature des prédictions

Les prédictions portent tout d'abord sur la *nature des essences arborescentes commerciales régénérées*. Elles indiquent l'essence principale occupant au moins 50% des tiges régénérées, et lorsqu'elle existe, l'essence secondaire occupant entre 25 et 49 % des tiges régénérées. Lorsque aucune essence secondaire n'est mentionnée, cela signifie que l'essence principale occupe au moins 75 % des tiges régénérées. La *densité de régénération* a également fait l'objet de prédictions. Elle est exprimée dans la même échelle de mesure que les données cartographiques de densité, c'est-à-dire en pourcentage de couverture formé par la projection au sol des cimes des arbres.

3.2. Réalisation de l'inventaire forestier sur le terrain

Un inventaire a été effectué sur le site d'étude du 11 septembre au 04 octobre 1995, soit cinq années après le passage du feu.

3.2.1. Choix des sites d'inventaire

Étant donné le nombre important de strates différentes présentes sur le site d'étude (110 strates), chacune d'entre elles n'a pu être inventoriée. Les sites d'inventaire ont été déterminés en fonction des 2 critères suivants : la représentativité de la strate par rapport à l'ensemble du territoire brûlé et l'accessibilité aux peuplements.

La représentativité des strates par rapport à l'ensemble du site d'étude est un facteur important. En effet, le degré de précision des résultats d'inventaire est fonction du nombre de sites d'échantillonnage. Étant donné que nous souhaitons voir les prédictions couvrir la plus grande superficie possible du site d'étude, il importait que 1) les strates les plus étendues soient inventoriées préférentiellement, et 2) le nombre de parcelles échantillonnées soit suffisant.

L'accessibilité aux sites d'inventaire était rendue possible grâce aux chemins forestiers construits pour la récupération du bois après feu. Seuls les peuplements en périphérie de la zone récoltée ont donc pu être inventoriés, ce qui exclut obligatoirement certaines strates du plan d'échantillonnage. L'inventaire ayant eu lieu à l'automne, l'accessibilité était un facteur non négligeable à prendre en considération. En effet, les chemins d'accès sont des chemins construits pour être empruntés l'hiver, et donc parfois difficilement praticables à l'automne. À plusieurs reprises, il a alors été impossible de se rendre aux sites d'inventaire prévus, et le plan initial d'échantillonnage a donc subi quelques modifications.

Vingt trois strates forestières ont été inventoriées sur un territoire qui en comportait 110. Néanmoins, ces vingt trois strates couvrent une superficie de 10 695 ha sur un total de 14 100 ha, soit 75 % de la superficie totale.

Si une même strate était représentée par plusieurs peuplements sur le site brûlé, nous avons essayé de répartir les sites d'inventaire sur plusieurs d'entre-eux, dans la limite de leur accessibilité. Les sites d'échantillonnage étaient répartis de préférence au centre du peuplement, pour augmenter les chances d'inventorier un territoire dont la composition-terrain est semblable aux données cartographiques.

3.2.2. Méthode d'échantillonnage et observations réalisées

L'inventaire a été réalisé selon les normes du MRN, c'est-à-dire par virées constituées de grappes. La distance entre le début de 2 grappes est de 100 mètres. Chaque grappe comprend 10 parcelles d'inventaire de 1,13 m de rayon (soit une superficie de 1/2 500 ha) et dont les centres sont espacés de 5 m. Au total, 228 grappes, soient 2 280 parcelles ont été échantillonnées. L'inventaire avait comme objectif de caractériser l'état réel de la régénération et du peuplement originel (nous entendons par peuplement originel, le peuplement présent avant le passage du feu), afin de corriger la composition des strates cartographiques qui le nécessitaient.

Certaines observations ont été notées de manière systématique dans chacune des parcelles :

- le nombre de tiges résineuses régénérées en épinette noire, pin gris et sapin baumier
- le nombre de tiges feuillues régénérées en bouleau blanc et peuplier faux-tremble
- la présence d'autres espèces ligneuses non commerciales et herbacées (cerisier de Pennsylvanie, aulne, érable à épis, saule, framboisier, épilobe)
- le nombre de tiges marchandes (dont le DHP est supérieur à 9 cm) mortes pendant le feu pour chaque espèce.

D'autres mesures n'ont été faites qu'à la cinquième parcelle d'une grappe sur deux. La hauteur d'un arbre dominant mort pendant le feu a été évaluée avec un clinomètre. Une carotte a été également prélevée à l'aide d'une sonde Pressler dans un arbre mature, à 30 cm du sol environ. Le comptage des cernes à la loupe binoculaire en laboratoire a permis d'estimer l'âge minimal de ces arbres.

3.3. Évaluation de la régénération réelle après feu

L'état réel de la régénération est caractérisé par la nature des essences principale et secondaire régénérées, ainsi que la densité de la régénération.

3.3.1. Nature des essences régénérées

La proportion des différentes essences régénérées a été calculée à partir du pourcentage de parcelles inventoriées, contenant au moins une tige régénérée de l'essence considérée. Nous avons ensuite identifié l'*essence principale* régénérée, et l'*essence secondaire* lorsqu'elle existe. Tout comme pour les prédictions, une essence est dite principale si elle occupe au moins 50 % des tiges régénérées. Une essence est secondaire si elle occupe entre 25 et 49 %. Lorsque aucune essence secondaire n'est identifiée, cela signifie que l'essence principale occupe au moins 75 % des tiges régénérées. Sur quelques strates, il arrive qu'aucune essence ne dépasse 50 %, et il n'est alors pas possible d'identifier une essence principale. Par contre, ces strates sont caractérisées par la présence de deux essences dont les proportions sont relativement semblables, et approchent 50 %. Nous avons alors qualifiées ces deux espèces d'*essences co-dominantes*.

3.3.2. Densité de la régénération

3.3.2.1. Calcul du coefficient de distribution (ou stocking)

La densité de la régénération est évaluée à l'aide du coefficient de distribution (ou stocking), calculé pour l'ensemble des espèces régénérées d'une même strate. Ce coefficient représente le pourcentage de parcelles de 1/2 500 ha contenant au moins une tige régénérée, toutes espèces confondues (épinette noire, pin gris, sapin baumier, bouleau blanc et peuplier faux-tremble). Un stocking de 100% signifie que si l'on divisait un hectare en 2 500 unités de 4 m², chacune des unités contiendrait au moins une tige régénérée.

$CD = \text{nb de parcelles échantillonnées dans la strate, qui contient au moins une tige régénérée} / \text{nb total de parcelles échantillonnées dans la strate}$

L'intervalle de confiance (*IC*) de *CD* se calcule ainsi (Scheffer 1984) :

$$IC = 1,96s_p + 1 / 2n$$

avec *n*, la taille de l'échantillon et *s_p*, l'erreur type de *CD* ($s_p = \sqrt{CD(1 - CD) / (n - 1)}$)

Nous supposons que la période de forte mortalité juvénile des semis est terminée 5 ans après feu. Par contre, lorsque plusieurs semis sont présents dans un quadrat de 4 m², il est fort probable qu'à plus long terme, une partie d'entre eux meurent à cause de la compétition inter-individuelle qui s'installera progressivement. Aussi, il nous semble que le calcul de stocking, basé sur la présence ou l'absence de tiges régénérées par parcelle, est un meilleur indicateur de la densité sur quelques décennies que le nombre total de tiges régénérées par parcelle.

3.3.2.2. Élaboration d'une grille de conversion d'unités entre les densités théoriques et réelles

Les prédictions théoriques de densité et l'estimation réelle de la densité ne sont pas exprimées dans la même unité de mesure. Il importe donc d'établir une correspondance entre les deux unités afin de pouvoir confronter les densités réelles et théoriques. Nous avons créé pour cela une grille de correspondance entre les coefficients de distribution et les pourcentages de couverture formés par la projection au sol des cimes des arbres. Nous avons conçu cette grille à partir des seules données disponibles dans les deux unités de mesure de densité, c'est-à-dire celles relatives aux peuplements originels. En effet, nous disposons par strate originelle des données cartographiques qui indiquent la valeur de la classe de densité exprimée en pourcentage de couverture, et des données d'inventaire du MRN à partir desquelles nous pouvons calculer un coefficient de distribution.

Comme nous souhaitons évaluer la densité de la régénération une cinquantaine d'années après son installation, nous avons établi la grille de correspondance pour les strates cartographiques âgées de 50 ans, et dont la composition en essences s'apparentait le plus possible à celle des strates régénérées. Nous avons commencé par calculer pour chaque strate concernée le nombre total de tiges marchandes par hectare à partir des données du MRN (Cf. Annexe 2). Ensuite, nous avons converti ce résultat en stocking ou coefficient de distribution, à l'aide de la méthode proposée par Blais du MRN (1996, comm. pers.) :

La fonction de densité du nombre d'arbres marchands par parcelles de 4 m² est :

$$P(X = x) = \frac{(\lambda S)^x e^{-\lambda S}}{x!}$$

P : probabilité d'obtenir un nombre x d'arbres marchands par parcelle de 4 m²,

λ : nombre de tiges marchandes / m²,

S : superficie de la parcelle d'échantillonnage pour le stocking (4 m²).

La probabilité d'obtenir aucune tige marchande dans une parcelle de 4 m² est donc :

$$P(X=0) = e^{-\lambda S}$$

On en déduit alors la probabilité d'obtenir au moins une tige marchande par parcelle :

$$P(X = \text{au moins une tige}) = 1 - P(X=0) = 1 - e^{-\lambda S}$$

Si les données d'inventaire du MRN rapportent 1500 tiges marchandes par hectare, c'est à dire 0,15 tiges / m², le stocking est donc de :

$$1 - e^{-0,15 \cdot 4} = 0,45$$

L'utilisation des données d'inventaire du MRN pour convertir le stocking de régénération en classe de pourcentage au sol présente néanmoins une limite qui posera problème lors de la validation des prédictions théoriques. En effet, les données d'inventaire caractérisent la composition du territoire avant feu, et certaines strates régénérées ne figurent pas sur la carte des peuplements originels. Aucune donnée d'inventaire du MRN n'est alors disponible, et il n'a donc pas été possible de calculer pour ces dernières les valeurs du coefficient de distribution. C'est le cas notamment des strates régénérées en bouleau blanc et épinette noire, très peu représentées sur la carte des peuplements d'origine. Seules deux strates de composition mixte et d'un âge proche de 50 ans figurent dans l'inventaire : BBSR B4 30 et BBSF B3 70. Leur composition n'est pas identique à celle des strates régénérées, et leur âge n'est pas exactement de 50 ans. La grille de correspondance pour les peuplements mixtes régénérés est donc très approximative. Elle est également très succincte, puisqu'elle n'existe que pour la valeur centrale de la classe de densité B.

Le tableau 1 présente la grille de correspondance entre les deux unités de mesure de densité, pour les strates dont la composition en espèces se rapproche le plus de celle des strates régénérées. Les lettres de A à D correspondent aux classes de densité des données cartographiques, exprimées en pourcentage de couverture. À chaque lettre sont associées,

lorsque les données sont disponibles, les limites inférieure et supérieure du stocking correspondant. Lorsqu'une seule valeur figure dans la case, elle représente la valeur médiane de la classe.

3.4. Création des cartes de synthèse à l'aide du SIRS Arc'Info

Après avoir confronté les prédictions théoriques à l'état réel de la régénération, les prédictions validées seront représentées sur deux cartes de synthèse, générées à l'aide du Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS) Arc'Info. L'une des cartes concernera les prédictions sur la nature des essences régénérées, l'autre les prédictions de densité de régénération.

Tableau 1 : Grille de correspondance entre les deux unités de mesure de densité : pourcentage de couverture au sol des cimes (exprimé par les lettres de A à D), et valeurs correspondantes du coefficient de distribution (en %)

Composition et âge des strates régénérées	Classes de densité (coefficient de distribution)			
	D	C	B	A
EE 50 ans	27,1 - 37,9	37,9 - 47,1	47,1 - ?	
PGPG 50 ans	? - 16,6	16,6 - 20,9	20,9 - 24,9	24,9 - ?
EPG 50 ans		28,8		
BBSR 30 ans			38,7	
BBSF 70 ans			38,9	

? : une des limites de classe est inconnue.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

4. RÉSULTATS

PARTIE 1 : Définition des strates forestières sur lesquelles portent les prédictions

Avant de réaliser toute prédiction théorique, il est nécessaire de définir les strates forestières sur lesquelles les prédictions vont porter. Comme cette partie représente un préambule indispensable à la présentation des résultats des parties 2 et 3, nous ne pouvions définir ces strates sans interpréter certaines données. Nous nous sommes donc permis d'y inclure les passages de discussion.

Dans un premier temps, il est important de vérifier l'exactitude de la composition avant feu des 23 strates cartographiques étudiées. En effet, l'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier du MRN n'est pas toujours parfaitement exacte, à cause entre autres des approximations dues à la méthode de photo-interprétation utilisée pour la réalisation de ces cartes. De plus, nous avons déjà mis en évidence l'importance de la composition du territoire brûlé avant le passage du feu dans la construction des clés de prédiction. Ainsi, si la composition des strates cartographiques n'est pas conforme à la réalité, il se peut que les prédictions ne soient pas en accord avec l'état réel de la régénération, sans pour autant que cela implique une erreur dans la construction des clés. La divergence entre l'état réel et l'état prédit de la régénération pourrait être davantage causée par la différence de composition entre la strate observée sur le terrain dont dépend l'état réel de la régénération, et la strate cartographique à partir de laquelle les clés de prédiction ont été construites.

Une seconde étape était également requise avant l'élaboration des prédictions : le regroupement des strates cartographiques qui le permettaient. En effet, le principal problème

auquel nous nous sommes heurtés lors de l'évaluation de la régénération réelle est le manque de données d'inventaire pour certaines strates échantillonnées. Comme il a été expliqué dans le chapitre 3, paragraphe 3.2.1., il n'a pas toujours été possible de suivre le plan d'échantillonnage initial. La plupart des strates n'ont été échantillonnées que dans un seul peuplement, et le nombre de parcelles d'inventaire pour certaines d'entre elles est parfois limité. Dans ce cas, l'intervalle de confiance associé aux calculs de stocking et de proportions en essences régénérées est alors trop grand pour rendre les résultats interprétables. Nous avons donc essayé de regrouper le maximum de strates afin de limiter celles où l'échantillonnage était insuffisant.

4.1.1. Validation de la composition avant feu des strates cartographiques

L'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier indique l'âge, la hauteur, la densité et la composition en essences arborescentes commerciales de chaque peuplement.

4.1.1.1. Âge des strates

L'âge des peuplements originels est une donnée importante, car elle caractérise le degré de maturité sexuelle des arbres, et donc leur potentiel de régénération sexuée. Le décompte du nombre de cernes sur les carottes provenant de l'inventaire n'a permis d'estimer qu'un âge minimum de l'arbre échantillonné. En effet, les échantillons n'ont pas été prélevés au niveau de la souche, mais à 30 cm du sol. De plus, la majorité d'entre eux ne passaient pas par le coeur de l'arbre. Ainsi la moyenne de l'âge, accompagnée de l'erreur-type de tous les échantillons prélevés sur une même strate n'est qu'un indicateur de la tendance globale de la strate. De plus, comme la majorité des peuplements d'épinette noire et de pin gris sont

Tableau 2 : Moyenne et erreur-type de l'âge mesuré minimum, et âge de l'échantillon le plus vieux par strate cartographique

Strate cartographique	Moyenne de l'âge	Erreur- type	Âge de l'arbre le plus vieux
EE A3 120	123	20	144
EE B3 70	55	1	56
EE B3 90	132	7	147
EE B3 120	120	9	158
EE B3 vin	151	9	162
EE C2 120	124	16	156
EE C2 120 chp	156	8	178
EE C3 120	169	12	228
EE C4 50	52	3	59
EE D3 70	122	6	136
EE D3 90	121	7	129
EE D3 120	124	10	134
EE D4 50	67	6	72
EPG D4 50	54	2	56
PGPG C4 50	43	15	59
ES B3 vin	152	15	213
ES C3 120	136	12	188
ES C3 vin	154	13	180
ES C3 vin chp	113	11	128
SE B3 120	145	20	232
SE C3 vin	154	42	197
SE C3 vin chp *	131	19	180
BBER B3 120	89	9	101

* : la strate SE C3 vin chp ne figure pas sur la carte d'inventaire forestier du site d'étude. Le châblis est une observation faite lors de l'inventaire sur le terrain. Néanmoins, l'état réel de la régénération des strates SE C3 vin chp et SE C3 vin est très différent, ce qui nous oblige à les distinguer (Cf. partie 4.1.2 qui suit). Nous avons donc décidé d'ajouter la strate SE C3 vin chp à l'étude.

reconnus pour être équiennes, nous estimons que l'âge mesuré sur l'échantillon le plus vieux se rapproche le plus de l'âge réel des strates. Le tableau 2 présente par strate cartographique, l'âge minimum moyen et l'erreur-type associée, ainsi que l'âge de l'arbre le plus vieux. Ces résultats permettent de suggérer les corrections suivantes pour le site d'étude :

EE B3 90 devient EE B3 120
EE D3 70 devient EE D3 120
EE D3 90 devient EE D3 120

4.1.1.2. Hauteur des strates

Le tableau 3 présente l'intervalle de hauteur provenant des données cartographiques, ainsi que la hauteur mesurée moyenne et l'erreur-type associée pour chaque strate cartographique. La comparaison des hauteurs cartographiques et mesurées montre que dans la plupart des strates échantillonnées (17 sur 23, soit 77 %), la hauteur moyenne mesurée est conforme à la classe de hauteur indiquée sur la carte. Les différences d'estimation de la hauteur sont donc minoritaires, et sont de plus limitées à une classe. Nous avons donc décidé de ne pas tenir compte des quelques différences observées sur le terrain, et de ne pas modifier les données cartographiques relatives à la hauteur.

4.1.1.3. Densité des strates

Il semble que les données de densité figurant sur les cartes d'inventaire forestier soient parmi les plus fiables. En effet, autant il peut être difficile de déterminer avec précision par photo-interprétation l'âge ou la hauteur d'un peuplement autant l'estimation de la densité par la mesure du pourcentage de couverture formée par la projection au sol des cimes des arbres devrait être par cette méthode en accord avec la densité réelle. Nous avons donc

Tableau 3 : Moyenne et erreur-type de la hauteur mesurée (en mètre) par strate cartographique

Strate cartographique	Hauteur cartographique (m)	Moyenne de la hauteur (m)	Erreur-type
EE A3 120	12 - 17	19	2
EE B3 70	12 - 17	11	2
EE B3 90	12 - 17	14	1
EE B3 120	12 - 17	16	1
EE B3 vin	12 - 17	14	1
EE C2 120	17 - 22	16	0
EE C2 120 chp	17 - 22	17	1
EE C3 120	12 - 17	13	1
EE C4 50	7 - 12	10	1
EE D3 70	12 - 17	14	0
EE D3 90	12 - 17	12	1
EE D3 120	12 - 17	12	1
EE D4 50	7 - 12	11	1
EPG D4 50	7 - 12	8	1
PGPG C4 50	7 - 12	10	2
ES B3 vin	12 - 17	18	1
ES C3 120	12 - 17	14	1
ES C3 vin	12 - 17	14	1
ES C3 vin chp	12 - 17	17	2
SE B3 120	12 - 17	16	1
SE C3 vin	12 - 17	-	-
SE C3 vin chp	12 - 17	19	1
BBER B3 120	12 - 17	22	3

considéré que les mesures cartographiques étaient conformes à la densité réelle des peuplements.

4.1.1.4. Composition en essences des strates

L'évaluation de la proportion des différentes essences présentes avant le passage du feu est un élément fondamental gouvernant la nature de la régénération après feu. Nos données d'inventaire sur le terrain ne semblent pas utilisables pour valider la proportion des essences avant feu des strates cartographiques. En effet, elles ont été comparées aux données d'inventaire recueillies par le MRN en 1988. Ces dernières indiquent pour un hectare, le nombre de tiges par classe de diamètre et essence. La comparaison montre que nos données d'inventaire sous-estiment systématiquement le nombre de tiges par hectare évalué par le MRN. Plusieurs explications sont possibles. Il est tout d'abord fort probable que la superficie couverte par notre inventaire soit insuffisante pour avoir un estimé fiable de la composition d'un peuplement adulte (les parcelles d'inventaire des forêts matures sont cent fois plus grandes que les parcelles d'inventaire de régénération). De plus, l'échantillonnage a été réalisé 5 ans après la mort des arbres, et il se peut donc qu'une partie des arbres morts par le feu ait subi un châblis, et se retrouvent couchés au sol. Les arbres touchés par la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (principalement le sapin baumier) devaient être plus sensibles au châblis. N'ayant comptabilisé que les arbres sur pied, nous n'avons donc pas considéré certaines tiges alors qu'elles faisaient partie du peuplement originel.

Les données du MRN permettent de calculer le nombre de tiges marchandes par hectare pour chaque essence, puis d'en déduire la proportion de chaque espèce présente sur la strate. L'utilisation de ces données présente néanmoins une imprécision. En effet, elles ne sont pas disponibles pour chaque strate du site d'étude, mais par strates regroupées. Ces

dernières comprennent plusieurs strates cartographiques dont la nature est relativement semblable. Le calcul des proportions des différentes essences n'a donc pas pu être fait systématiquement pour chaque strate cartographique.

Le calcul de proportions des différentes essences présenté dans le tableau 4 permet tout d'abord de confirmer certaines données cartographiques :

- pratiquement toutes les strates de pessières et pinèdes pures (EE et PGPG) sont bien dominées respectivement par l'épinette noire et le pin gris, qui occupent au moins 75% de l'ensemble des tiges. Seule la strate EE B3 90 a une proportion en épinette plus faible, et une quantité non négligeable de sapin baumier.

- la strate de pessière à pin gris (EPG) comprend une forte proportion d'épinette noire et une minorité de pin gris. Le pourcentage de pin gris peut paraître faible pour le faire figurer comme essence secondaire sur les données cartographiques. Mais il faut tenir compte du fait que la composition en essences des strates cartographiques est estimée à partir de la surface terrière des arbres (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1984). Et la surface terrière d'un pin gris mature est bien supérieure à celle d'une épinette comparable. On peut donc raisonnablement présumer que le pourcentage de la surface terrière du pin gris sera supérieur au pourcentage des tiges. Le pin gris peut alors figurer en tant qu'essence secondaire sur la carte, même si le pourcentage des tiges de pin n'est que de 12%.

- la strate BBER B3 90 est à dominance résineuse, avec une majorité d'épinette noire, mais comprend néanmoins une proportion importante de bouleau blanc.

Par contre, en ce qui concerne les strates contenant une forte proportion en sapin baumier (strates ES et SE), la relation entre le pourcentage de tiges marchandes par essence et les données cartographiques est très variable. Dans le cas des strates ES C3 120 et ES C3 vin, les calculs de pourcentage de tiges sont en accord avec l'information cartographique, qui place l'épinette noire comme essence principale. Par contre, dans la strate

Tableau 4 : Pourcentage des différentes essences présentes avant feu par strate cartographique

Strate cartographique	Strate regroupée	Essences *				
		SAB	EPN	PIG	BOP	PET
EE A3 120	EE B3 120	11,09	86,82	0,32	1,76	0,00
EE B3 70	EE C3 70	4,41	86,90	0,00	7,88	0,82
EE B3 90	EE B3 90	27,73	53,79	0,97	17,51	0,00
EE B3 120	EE B3 120	11,09	86,82	0,32	1,76	0,00
EE B3 vin	EE B3 120	11,09	86,82	0,32	1,76	0,00
EE C2 120	EE C2 120	21,15	77,96	0,22	0,67	0,00
EE C2 120 chp	EE C2 120	21,15	77,96	0,22	0,67	0,00
EE C3 120	EE C3 120	12,96	84,89	1,09	1,06	0,00
EE C4 50	EE C4 50	6,62	89,28	3,61	0,49	0,00
EE D3 70	EE D4 70	1,64	89,85	8,51	0,00	0,00
EE D3 90	EE D3 120	12,33	85,81	1,85	0,00	0,00
EE D3 120	EE D3 120	12,33	85,81	1,85	0,00	0,00
EE D4 50	EE D4 50	5,69	93,36	0,95	0,00	0,00
EPG D4 50	EPG C4 50	0,00	87,14	11,68	0,59	0,59
PGPG C4 50	PGPG C4 50	0,00	23,99	76,01	0,00	0,00
ES B3 vin	ES C2 vin	58,04	23,08	0,00	10,91	0,00
ES C3 120	ES C3 120	14,69	84,28	0,00	1,03	0,00
ES C3 vin	ES C3 vin	39,29	57,38	0,00	3,33	0,00
ES C3 vin chp	ES C3 vin	39,29	57,38	0,00	3,33	0,00
SE B3 120	SE C3 vin	43,21	45,67	0,00	11,12	0,00
SE C3 vin	SE C3 vin	43,21	45,67	0,00	11,12	0,00
SE C3 vin chp **		-	-	-	-	-
BBER B3 90	BBRR B3 120	20,14	58,24	0,00	21,61	0,00

* : EPN signifie épinette noire, SAB sapin baumier, PIG pin gris, BOP bouleau blanc et PET peuplier faux-tremble.

** : cette strate ne figure pas sur la carte d'inventaire forestier, et aucune donnée d'inventaire n'est donc disponible.

ES B3 vin, l'épinette figure comme essence principale sur la carte, et est en réalité considérée comme essence secondaire par les données d'inventaire. Enfin chez les sapinières à épinette (strates SE) qui devraient être à majorité de sapin, les deux essences sont représentées en proportion relativement semblable. Cette différence entre les données cartographiques et d'inventaire pourrait s'expliquer par la difficulté de distinguer l'épinette noire et le sapin baumier par photo-interprétation. Il est important de remarquer par ailleurs que les strates ES et SE ont généralement une proportion non négligeable de bouleau blanc.

Ainsi, à l'exception des strates ES et SE, la composition en essences des données cartographiques est en accord avec les données d'inventaire. En ce qui concerne les strates ES et SE, nous avons décidé de ne pas modifier les données cartographiques, mais nous tiendrons compte des différences majeures entre les données cartographiques et d'inventaire lors de la confrontation des prédictions théoriques à l'état réel de la régénération. En effet, il se peut que certaines prédictions ne soient pas en accord avec l'état de la régénération réelle, uniquement parce qu'elles ont été construites à partir des données cartographiques qui, dans certains cas, ne reflètent pas la composition véritable du peuplement avant feu.

4.1.2. Regroupement des strates cartographiques

Nous avons dans un premier temps envisagé plusieurs regroupements possibles, que nous avons ensuite essayé de valider par un test statistique. Deux critères ont été pris en compte lors de la proposition des différents regroupements :

- la similarité des différentes strates cartographiques, après avoir réalisé les corrections d'âge suggérées dans le paragraphe 4.1.1.1.
- la similarité de la nature des prédictions théoriques, en tenant compte des corrections d'âge suggérées dans le paragraphe 4.1.1.1.

Plusieurs groupements de strates répondaient à ces critères, et il s'agit de :

Regroupement a : EE B3 90, EE B3 120, EE B3 vin

Regroupement b : EE C2 120, EE C2 120 chp

Regroupement c : EE D3 70, EE D3 90, EE D3 120

Regroupement d : ES C3 120, ES C3 vin

Regroupement e : ES C3 vin, ES C3 vin chp

Regroupement f : SE C3 vin, SE C3 vin chp

Un test de X^2 réalisé à l'aide du logiciel statistique Systat (Wilkinson *et al.* 1992) a permis ensuite de déterminer si l'état réel de la régénération des strates d'un même regroupement était semblable (probabilité d'erreur fixée à 5%). Ce test revient à comparer chez les différentes strates d'un même regroupement, le nombre de parcelles régénérées pour chaque essence présente. L'hypothèse H_0 est la suivante : les différentes strates testées proviennent d'une même population statistique, et il est donc possible de les regrouper. Les résultats du test statistique figurent dans le tableau 5.

Tableau 5 : Résultats du test de X^2 concernant les différents groupements de strates envisagés avec une probabilité d'erreur égale à 5%

Regroupements envisagés	Probabilité d'erreur de rejet d' H_0	Décision statistique (seuil d'erreur fixé à 5%)
"a"	0,001	Regroupement impossible
"a" sans EE B3 vin	0,919	Regroupement possible
"b"	0,776	Regroupement possible
"c"	0,000	Regroupement impossible
"c" sans considérer le pin gris	0,083	Regroupement possible
"d"	0,606	Regroupement possible
"e"	0,013	Regroupement impossible
"f"	0,000	Regroupement impossible

Pour la plupart des regroupements, la conclusion est évidente :

- les 3 strates du regroupement a ne peuvent pas être regroupées, mais le test statistique valide par contre le regroupement des strates EE B3 90 et EE B3 120,
- les regroupements b et d sont validés statistiquement,
- les regroupements e et f ne sont pas envisageables.

En ce qui concerne le regroupement c, le test de Chi2 indique qu'il existe, lorsque l'on considère toutes les essences régénérées, une différence significative entre les trois strates. Par contre, lorsque l'on teste le même regroupement en ne tenant pas compte de la régénération en pin gris, aucune différence significative à 5% n'apparaît. Ceci s'explique par le fait que la strate EE D3 120 a une régénération non négligeable en pin gris comparativement aux deux autres strates (34 parcelles régénérées en pin gris sur 120 pour EE D3 120, contre 5/120 pour EE D3 70, et 1/40 pour EE D3 90). La différence significative provient donc du comportement différent des 3 strates pour la régénération en pin gris. Par contre, le comportement des autres essences régénérées est semblable. Nous avons donc décidé de regrouper les trois strates, en gardant néanmoins en mémoire la plus importante régénération en pin gris de EE D3 120.

4.1.3. Nature des strates corrigées

Ainsi, après avoir modifié la composition de certaines strates cartographiques, puis réalisé les regroupements possibles, nous obtenons 19 strates "corrigées" pour lesquelles les clés de prédiction seront construites et l'état réel de la régénération évalué. Il s'agit de :

- les vieilles strates de pessières noires :

EE A3 120

EE B3 120

EE B3 vin

EE C2 120

EE C3 120

EE D3 120

- les jeunes strates composées d'épinette noire et de pin gris :

EE B3 70

EE C4 50

EE D4 50

EPG D4 50

PGPG C4 50

- les vieilles strates composées d'épinette noire et de sapin baumier :

ES B3 vin

ES C3 120

ES C3 vin

ES C3 vin chp

SE B3 120

SE B3 vin

SE C3 vin chp

- la strate mélangée d'épinette noire et de bouleau :

BBER B3 90

PARTIE 2 : Clés de prédiction théorique par strate cartographique corrigée

Les 19 strates cartographiques corrigées sur lesquelles portent les prédictions ont été regroupées en six classes en fonction de leur composition en espèces. Les clés de prédiction ont été élaborées à partir des références bibliographiques figurant dans la revue de littérature.

4.2.1. Pessières pures

Les peuplements d'épinette noire sont réputés pour être relativement stables, et capables de se maintenir après feu. Néanmoins, le succès de sa régénération est totalement dépendant de la banque de graines viables contenues dans la cime des arbres brûlés, et donc du degré de maturité de ces arbres. Nous supposons que l'âge minimum qui permet d'assurer une régénération convenable est 70 ans. Ainsi, dès que l'âge des peuplements originels dépasse 90 ans, nous estimons que les pessières pures se régénèreront en peuplements à forte majorité d'épinette noire (au moins 75 % des tiges régénérées), et en densité équivalente à celle du peuplement brûlé. Dans le cas des peuplements plus jeunes (50 et 70 ans), la régénération en épinette noire après feu est plus aléatoire, et bien souvent limitée. Nous maintenons donc la prédominance de l'espèce, mais diminuons la densité par rapport à la densité originelle. L'ensemble des prédictions des strates de pessière pure sont présentées dans le tableau 6.

4.2.2. Pinèdes pures

Le pin gris est reconnu pour être une des essences boréales les mieux adaptées au feu. Le succès de la régénération des peuplements matures après une telle perturbation est sans conteste. À 50 ans, la production de graines est très bonne, et la plupart des cônes sont sérotineux. De plus, il a été montré que cette essence avait tendance à prendre de l'expansion

Tableau 6 : Prédictions de la nature des essences principale et secondaire régénérées, et de la densité de la régénération par strate corrigée

Strate corrigée	Prédictions		
	Essence principale	Essence secondaire	Densité
EE A3 120	EPN		A
EE B3 120	EPN		B
EE B3 vin	EPN		B
EE C2 120	EPN		C
EE C3 120	EPN		C
EE D3 120	EPN		D
EE B3 70	EPN		C
EE C4 50	EPN		dénudé
EE D4 50	EPN		dénudé
PGPG C4 50	PIG		B
EPG D4 50	PIG		D
ES B3 vin	EPN	BOP	B
ES C3 120	EPN	BOP	C
ES C3 vin	EPN	BOP	C
ES C3 vin chp	EPN	BOP	C
SE B3 120	BOP	EPN	C
SE C3 vin	BOP	EPN	D
SE C3 vin chp	BOP	EPN	D
BBER B3 90	BOP	EPN	B

après feu. Nous supposons donc non seulement que l'espèce se maintiendra après feu, mais également que la densité de la régénération augmentera par rapport à la densité du peuplement originel. Les prédictions de la strate de pinède pure sont présentées dans le tableau 6.

4.2.3. Pessières à pin gris

La strate concernée est âgée de 50 ans. On sait que dans le cas de jeunes peuplements, la régénération de l'épinette noire est faible et relativement incertaine, alors que le pin gris est parfaitement capable de se régénérer. Ainsi nous estimons que le peuplement régénéré sera à forte prédominance de pin gris, au point de limiter la proportion en épinette à moins de 25 %. De plus, puisque le pin gris semble capable de prendre de l'expansion après feu, il devrait pouvoir coloniser les portions de territoire où l'épinette était présente avant feu, mais où la régénération en épinette est un échec. Ceci nous incite à maintenir la densité du peuplement. Les prédictions de la strate de pessière à pin gris sont présentées dans le tableau 6.

4.2.4. Pessières à sapin

Le sapin baumier est une des essences les moins bien adaptées au feu, et qui tend donc à disparaître après feu. Par contre, il est fréquent de retrouver dans les peuplements âgés contenant du sapin baumier des îlots de feuillus intolérants. Le peuplier faux-tremble est pratiquement absent du territoire brûlé, et nous supposons donc que sa régénération sera négligeable par rapport à celle du bouleau blanc, fréquemment rencontré sur le site. Connaissant le succès de la régénération du bouleau blanc après feu, la régénération en bouleau ne devrait pas être négligeable. En effet, cette espèce dispose d'une banque de graines viables dans le sol. Elle a également la faculté de disséminer une grande quantité de graines autour des semenciers, et également une partie sur de longues distances. Ceci nous amène à prédire que les pessières à sapin seront converties en peuplements mélangés

(terminologie conforme aux normes d'inventaire forestier (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1984)). Comme les strates étudiées sont à dominance d'épinette noire, et que les tiges ont plus de 90 ans, la régénération en épinette noire devrait se faire avec succès, et l'épinette devrait rester majoritaire. Nous supposons donc que les pessières à sapin brûlées se régénéreront en peuplements mixtes de bouleau blanc et d'épinette noire, avec une prédominance résineuse. De plus, la densité devrait être maintenue, puisque la régénération en bouleau blanc est généralement abondante, et pourra ainsi compenser l'échec de la régénération en sapin. Les prédictions des strates de pessière à sapin sont présentées dans le tableau 6.

4.2.5. Sapinières à épinette

Les prédictions de régénération des sapinières à épinette suivent les mêmes règles que les pessières à sapin, puisque seules les proportions relatives en sapin baumier et épinette noire varient entre les deux classes. Comme le sapin était l'essence principale avant feu, et qu'il n'est pas capable de se régénérer, nous supposons que la régénération en feuillus ne compensera pas les pertes de densité occasionnées par l'échec de la régénération en sapin. La densité du peuplement régénéré devrait donc diminuer. Par contre, nous estimons que la régénération en feuillus devrait l'emporter sur celle de l'épinette qui n'était que l'essence secondaire du peuplement originel. Le peuplement mixte régénéré devrait donc être à prédominance feuillue. Les prédictions des strates de sapinière à épinette sont présentées dans le tableau 6.

4.2.6. Strates mélangées

Le territoire d'étude est à grande majorité résineuse, et seule, une strate mélangée a été inventoriée. Il s'agit de BBER B3 90. Comme nous l'avons mentionné auparavant, la

régénération en épinette noire devrait être satisfaisante. De plus, la régénération en bouleau blanc devrait être abondante, puisque l'espèce figure parmi les 2 essences principales présentes avant feu. Nous supposons même que le succès de la régénération du bouleau sera tel, que la prédominance du peuplement mélangé passera de résineuse à feuillue. Les prédictions de la strate mélangée sont présentées dans le tableau 6.

PARTIE 3 : Validation des prédictions théoriques par confrontation avec l'état de la régénération réelle

4.3.1. Nature des essences régénérées

Après avoir calculé les proportions réelles des différentes essences régénérées par strate corrigée (Cf. Annexe 3), il a été possible d'identifier la nature réelle des essences principale et secondaire régénérées. Le tableau 7 présente la confrontation entre les natures prédite et réelle des essences régénérées.

La confrontation des données théoriques aux données réelles montre que les prédictions de la composition en essences régénérées sont conformes avec l'état réel de la régénération dans 12 strates sur 19 (ce qui représente 67% des cas). Lorsque l'on considère la nature de l'essence qui occupe au moins 50% des tiges régénérées, les prédictions sont validées à plus de 80%. Si l'on analyse le comportement propre de chaque strate, il en ressort les informations suivantes.

La régénération des vieilles pessières noires pures (c'est à dire les strates EE 120 et EE vin) était prédite en épinette noire pure. Ces prédictions sont conformes avec l'état réel de la régénération dans 3 cas sur 6. De plus, la présence de l'épinette noire en tant qu'essence principale régénérée est systématiquement validée. À deux reprises néanmoins, alors qu'aucune essence secondaire n'était prédite, la régénération réelle en bouleau blanc s'avère

Tableau 7 : Prédictions et état réel de la nature des essences principale et secondaire régénérées par strate corrigée

Strate corrigée	Prédictions	État réel	Prédictions validées	
			toute essence régénérée	essence principale uniquement
EE A3 120	EPN	EPN	√	√
EE B3 120	EPN	EPN	√	√
EE B3 vin	EPN	EPN \equiv BOP		√
EE C2 120	EPN	EPN > BOP		√
EE C3 120	EPN	EPN	√	√
EE D3 120	EPN	EPN > PIG		√
EE B3 70	EPN	EPN	√	√
EE C4 50	EPN	EPN	√	√
EE D4 50	EPN	EPN	√	√
EPG D4 50	PIG	PIG > EPN ?		√
PGPG C4 50	PIG	PIG	√	√
ES B3 vin	EPN > BOP	EPN > BOP	√	√
ES C3 120	EPN > BOP	EPN > BOP	√	√
ES C3 vin	EPN > BOP	EPN > BOP	√	√
ES C3 vin chp	EPN > BOP	BOP ? > EPN		
SE B3 120	BOP > EPN	EPN \equiv BOP		
SE C3 vin	BOP > EPN	BOP > EPN	√	√
SE C3 vin chp	BOP > EPN	EPN > BOP		
BBER B3 90	BOP > EPN	BOP > EPN	√	√

? : la valeur centrale de la proportion classe l'essence considérée comme essence principale ou secondaire, mais l'intervalle de confiance place l'essence à la limite permise par la règle (respectivement 25 et 50 % pour les essences secondaire et principale).

\equiv : présence de deux essences "co-dominantes", dont les proportions sont relativement semblables, proche de 50 %.

√ : confirmation des prédictions

telle que cette essence devient soit essence secondaire, soit essence co-dominante avec l'épinette noire. Dans un cas de figure, la régénération réelle en pin gris dépasse également 25%.

En ce qui concerne les jeunes peuplements (âgés de 50 ans en moyenne), les prédictions théoriques sont validées dans toutes les strates, à l'exception d'une seule. Les pessières pures (EE 50) et pinèdes pures (PGPG 50) indiquaient le maintien des peuplements purs respectivement d'épinette noire et de pin gris après feu. L'état de la régénération réelle est en accord avec les prédictions des 4 strates pures. Dans le cas de EPG D4 50, les prédictions indiquaient une régénération massive en pin gris, supérieure à 75 %. L'état réel de la régénération confirme que l'épinette noire n'est plus l'essence principale et que le pin gris est dorénavant dominant. Par contre, si les prédictions prévoyaient la régénération en épinette noire limitée à moins de 25%, l'état réel de la régénération montre que cette dernière est de $24 \pm 9\%$, ce qui la place à la limite de la catégorie des essences secondaires.

Les prédictions des strates contenant du sapin baumier (strates ES et SE) étaient les plus incertaines. Elles indiquaient en effet l'apparition du bouleau blanc en tant qu'essence principale ou secondaire (donc à une proportion toujours au moins supérieure à 25 %), alors qu'aucune donnée cartographique ne faisait mention de la présence du feuillu avant feu. Lorsque l'on s'attache à la nature des deux essences régénérées prédominantes, les prédictions théoriques sont systématiquement validées par l'état de la régénération réelle : le sapin baumier a bien disparu après la perturbation, et les deux essences qui apparaissent à plus de 25% sont le bouleau blanc et l'épinette noire. Par contre à trois reprises, la nature prédite des essences principale et secondaire (épinette noire ou bouleau blanc) n'est pas confirmée.

Une seule strate mélangée (BBER B3 90) figurait sur le site d'inventaire. Les prédictions annonçaient une régénération en épinette et bouleau, avec prédominance résineuse. Ces dernières sont validées par l'état réel de la régénération.

4.3.2. Densité de la régénération

La densité réelle de la régénération a tout d'abord été calculée en coefficient de distribution (stocking), puis a été convertie au moyen de la grille de correspondance présentée dans le paragraphe 3.3.2.2 en pourcentage de couverture au sol des cimes des arbres. Le tableau 8 présente les prédictions et l'estimation réelle de la densité de la régénération.

La conversion entre les deux échelles de densité était nécessaire pour comparer les densités théorique et réelle, mais elle a entraîné une diminution importante du degré de précision de l'expression de la densité réelle. En effet, dans la plupart des strates, la densité réelle exprimée en pourcentage de couverture s'étend sur deux ou même trois classes. Dans le cas des strates régénérées en bouleau blanc et épinette noire (strates ES, SE et BBER), il n'a pas été possible de convertir le stocking de régénération en classe de pourcentage de couverture. La comparaison entre les densités réelle et théorique est donc impossible.

Dans l'ensemble des autres strates étudiées, nous pouvons par comparer les deux densités. À certaines reprises, la densité réelle est inférieure à la densité prédite. Cette différence peut alors être stricte (strates EE B3 120 et EE C3 120), mais il arrive également que les densités réelle et prédite se chevauchent (strates EE A3 120 et EE D3 120). La situation inverse se produit également. Chez les strates EE B3 70, EPG D4 50 et PGPG C4 50, la densité réelle est strictement supérieure à la densité théorique, et chez les strates EE B3 vin, EE C4 50 et EE C2 120, une zone de chevauchement existe. Dans un cas de figure

Tableau 8 : Prédications et état réel de la densité de la régénération par strate corrigée (exprimée en coefficient de distribution accompagné d'un intervalle de confiance, et en pourcentage de couverture des cimes des arbres au sol)

Strate corrigée	Densité prédite	Densité réelle		
	% de couverture	Stocking	I.C. du Stocking	% de couverture
EE A3 120	A	73,3	16,8	B ⁺ - A
EE B3 120	B	46,7	6,0	D ⁺ - C ⁻
EE B3 vin	B	77,1	10,1	B ⁺ - A
EE C2 120	C	61,5	8,4	C ⁺ - B
EE C3 120	C	32,6	6,1	dén. - D ⁻
EE D3 120	D	29,6	5,4	dén. - D ⁻
EE B3 70	C	73,3	16,8	B - A
EE C4 50	dénudé	33,8	10,6	dén. - D - C
EE D4 50	dénudé	12,0	5,2	dén.
EPG D4 50	D	26,7	9,3	C - B - A
PGPG C4 50	B	60,0	15,9	A
ES B3 vin	B	50,0	6,9	?
ES C3 120	C	50,4	6,0	?
ES C3 vin	C	50,0	8,7	?
ES C3 vin chp	C	63,3	13,2	?
SE B3 120	C	60,0	8,3	?
SE C3 vin chp	D	48,6	8,5	?
SE C3 vin	D	90,0	7,8	?
BBER B3 90	B	47,1	12,0	?

⁺ (respectivement ⁻) : valeur de la densité s'étendant uniquement sur la moitié supérieure ou inférieure d'une classe.

dén. : classe de densité inférieure à D, c'est-à-dire "dénudé".

? : impossibilité d'établir la conversion.

seulement (strate EE D4 50), il y a égalité entre l'état réel et la prédiction de densité.

CHAPITRE 5

DISCUSSION

5. DISCUSSION

5.1. Nature des essences régénérées

5.1.1. Succès des prédictions théoriques

5.1.1.1. Cas des strates ne contenant pas de sapin baumier avant feu

Les prédictions théoriques concernant la nature de l'essence principale régénérée sont systématiquement validées par l'état réel de la régénération, ce qui représente un résultat très satisfaisant. En effet, cela signifie que l'on est capable de prédire correctement dans toutes les strates concernées, la nature de l'essence qui occupe au moins 50% des tiges régénérées. L'hypothèse selon laquelle il est possible de prédire la nature de la régénération à partir de l'état du couvert forestier avant feu est donc vérifiée. Les principaux critères contrôlant l'état de la régénération, qui ont été choisis lors de la construction des clés de prédiction théorique s'avèrent être les bons. Nous pouvons citer en particulier la composition en essences arborescentes des peuplements, et leur âge moyen.

À quelques reprises par contre, l'estimation de la régénération réelle met en évidence l'apparition d'une essence secondaire (le bouleau blanc ou le pin gris) alors qu'elle n'avait pas été prédite par le modèle théorique. Mais les strates concernées ne représentent que 34%, et sont donc minoritaires. De plus, les erreurs de prédiction ne touchent que la nature d'une essence occupant moins de la moitié des tiges régénérées. Ainsi, la confrontation des prédictions théoriques à l'état réel de la régénération montre l'efficacité et donc la pertinence du modèle à réaliser ce type de prédictions.

5.1.1.2. Cas des strates contenant du sapin baumier avant feu

En ce qui concerne le comportement des strates contenant du sapin baumier avant feu, l'état réel de la régénération confirme bien les prédictions théoriques portant sur la nature des essences régénérées : 5 ans après feu, le sapin baumier disparaît complètement, et les deux essences prédominantes qui apparaissent sont le bouleau et l'épinette. Par contre, le modèle présenté ne semble être qu'en partie validé par l'état de la régénération réelle. En effet, les clés de prédiction définissant les proportions de ces deux dernières essences, et donc la nature spécifique des essences principale et secondaire ne le sont pas, et doivent être révisées.

5.1.2. Analyse des prédictions théoriques non conformes à l'état réel de la régénération

5.1.2.1. Régénération réelle en bouleau blanc supérieure aux prédictions dans les vieilles pessières noires pures

La régénération réelle en bouleau blanc s'est avérée plus importante que prévue à deux reprises : elle est telle que le nombre de tiges régénérées dépasse 25 % dans la strate EE C2 120 (le bouleau devient espèce secondaire), et approche 50 % dans la strate EE B3 vin (le bouleau est espèce co-dominante avec l'épinette noire). La profusion de tiges régénérées de bouleau blanc dans les pessières noires pures perturbées a déjà été notée dans la littérature. En effet, Ahlgren (1959) et Perron (1994) ont observé une régénération massive en bouleau blanc après un feu, alors que pratiquement aucun arbre mature n'était présent avant la perturbation sur le site d'étude.

L'efficacité des mécanismes de régénération du bouleau blanc permet de proposer deux origines possibles aux semis de bouleau retrouvés dans les strates de pessière pure. Les semis peuvent tout d'abord provenir de graines disséminées après feu par des semenciers

situés en dehors de la zone brûlée. En effet, la bouleau a la faculté de produire une quantité importante de semences, dont une partie peut être disséminée sur de grandes distances (Ibarzabal 1994). Les semis peuvent également être issus du stock de graines viables contenu dans le sol, et approvisionné par la production annuelle importante des quelques bouquets de bouleaux matures que l'on retrouve fréquemment dans les pessières pures matures. Ces derniers pouvaient être vivants au moment du passage du feu, ou bien morts depuis quelques années.

Mais si le bouleau blanc est capable de se régénérer avec succès après feu lorsque la quantité de semenciers est limitée sur le site, les semis sont principalement concentrés près des arbres matures. En effet, plus de 90% des graines sont dispersées à moins de 100 m des semenciers (Perala et Alm 1990 *in* Sims *et al.* 1990). Or les données d'inventaire du MRN indiquent que sur les deux strates dont la régénération en bouleau blanc est abondante, la présence de bouleaux matures n'était pas plus importante que sur les autres strates de pessières pures. Nous proposons alors deux hypothèses pour expliquer une telle régénération en bouleau. Tout d'abord, les virées d'inventaire des strates EE C2 120 et EE B3 vin étaient peut être situées davantage à proximité d'une zone où la concentration en bouleaux matures était plus élevée que la tendance moyenne de la strate. Il ne faut en effet pas oublier que les données d'inventaire du MRN sont très générales : le nombre de tiges par hectare calculé pour chaque strate correspond à la moyenne de plusieurs peuplements inventoriés sur l'ensemble de l'unité de sondage dont la superficie est estimée à plus de 800 000 ha. Une autre explication possible pourrait être la présence sur les strates considérées de bouleaux matures qui seraient morts quelques années avant le passage du feu. Ces bouleaux auraient approvisionné le sol en semences, encore viables et qui seraient donc capables de germer immédiatement après le feu. Ces hypothèses s'appliquent plus particulièrement à la strate EE B3 vin dont le nombre de parcelles inventoriées est limité à 70, et donc l'ensemble des

parcelles est relativement regroupé. La quantité de bouleaux régénérés n'est alors peut-être pas forcément représentative du comportement de l'ensemble de la strate.

Il est important de mentionner que nous disposons de peu de données dans la littérature traitant de l'évolution du taux de survie de la régénération en bouleau. Nous savons que durant les trois premières années de croissance, la mortalité des semis est très importante (Ahlgren 1959 et Archibold 1980). Mais nous ignorons ce qu'il en est pour les années, voire les décennies suivantes. Par contre, Fleming et Mossa (1994) ont montré que le taux de mortalité des jeunes semis d'épinette noire diminue rapidement après la première année de croissance, et se maintient à des niveaux inférieurs à 10% au-delà de la troisième année. Selon Gagnon (1996, comm. pers.), il devient très faible 4 à 5 ans après l'installation des semis. Ainsi, il est possible qu'une partie non négligeable de la régénération inventoriée en bouleau ne survive pas dans les années à venir, contrairement à l'épinette noire. La forte proportion en bouleau observée 5 ans après feu ne serait donc peut-être pas maintenue à plus long terme, et surestimerait alors l'importance du bouleau dans la composition du peuplement sur quelques décennies.

5.1.2.2. Régénération réelle en pin gris supérieure aux prédictions dans les vieilles pessières noires pures

Les mécanismes de régénération du pin gris sont bien connus. L'apparition de semis ne peut s'expliquer que par la présence d'arbres matures à proximité de la régénération. De plus, cette essence aurait tendance à prendre de l'expansion après feu au détriment de l'épinette noire (St-Pierre *et al.* 1991, 1992). Lavoie (1994) a également mis en évidence le succès de la régénération du pin gris au détriment de l'épinette noire, ce qui entraîne alors une augmentation de la dominance du pin gris après feu. Si l'on s'attache à la composition des peuplements matures avant feu, les données d'inventaire du MRN concernant la strate EE D3

120 ne sont pas véritablement utilisables pour expliquer l'ampleur de la régénération en pin gris sur cette strate. Elles indiquent en effet la présence de 1,85 % de pin gris, ce qui ne permet pas d'expliquer les 40 ± 6 % de pin gris régénéré. Il est important de rappeler que l'inventaire du MRN est réalisé à grande échelle, et indique la tendance moyenne de chaque strate sur l'aire commune en entier. Il n'est donc pas forcément représentatif du comportement spécifique du peuplement inventorié. Par contre, l'inventaire que nous avons réalisé peut nous aider à estimer la composition originelle du peuplement inventorié. Nous avons déjà mentionné que notre inventaire était vraisemblablement insuffisant pour évaluer avec précision la composition du peuplement originel. Par contre, il met en valeur une tendance importante : la proportion en pin gris matures est bien plus élevée sur la strate EE D3 120 que sur les autres strates de vieilles pessières pures : elle est de 17 %, contre quelques pour cent pour les autres. Comme cette espèce se régénère avec grand succès dès qu'il y a présence de semenciers, la régénération importante en pin gris sur EE D3 120 peut être expliquée par une plus grande concentration en pins gris matures dans ce peuplement. Les données cartographiques ne faisaient pas mention de cette présence, et il était difficile donc de prévoir l'ampleur de la régénération en pin gris sur cette strate.

5.1.2.3. Régénération réelle en épinette noire supérieure aux prédictions dans les jeunes pessières à pin gris

Les prédictions relatives à la strate EPG D4 50 indiquent une proportion de tiges régénérées en épinette noire inférieure à 25 %. Les résultats de régénération réelle ne sont pas fondamentalement différents de ces prédictions. En effet, l'épinette noire apparaît à 24 ± 9 %, ce qui la situe à la limite permise pour la considérer comme essence secondaire. Les prédictions suivent donc la même tendance que l'état réel de la régénération.

Il semblerait néanmoins que nous ayons légèrement sous-estimé les capacités de régénération de l'épinette noire âgée de 50 ans. Il est difficile d'évaluer avec précision le stock de graines viables d'un jeune peuplement. En effet, l'épinette noire est réputée pour être une espèce adaptée à des cycles de feu courts, et les arbres commencent à produire des cônes dès l'âge de 15 ans (Armson 1975 *in* Burns et Honkala 1990). Cependant les jeunes semenciers produisent des cônes en quantité limitée, et ceci d'autant plus lorsque les arbres sont petits et le peuplement peu dense (Haavisto 1975). De plus, les cônes des jeunes arbres sont sensibles au feu et sont souvent détruits après la perturbation (Ahlgren 1959). Mais un feu ne brûle jamais un territoire au complet, et il existe donc toujours des îlots d'arbres survivants ou partiellement brûlés. Il est alors possible que dans le cas du peuplement inventorié, le stock de graines viables ait été moins affecté que ce que l'on imaginait. Ceci expliquerait le relatif succès de la régénération en épinette noire.

5.1.2.4. Remise en question des prédictions concernant les proportions en bouleau blanc et épinette noire régénérés dans les strates contenant du sapin baumier

Les prédictions concernant les proportions en épinette noire et bouleau blanc régénérés ne sont pas conformes avec l'état réel de la régénération dans trois strates sur sept. Ces dernières étaient basées sur la prédominance relative en épinette et sapin avant feu. Il a été montré dans le paragraphe 4.1.1.4 que les proportions en épinette et sapin matures sont variables. En effet sur certaines strates, la proportion en épinette noire avant feu est faible (inférieure à 25%), sur d'autres elle est supérieure à 75%. Il arrive également que l'épinette représente environ 50% des tiges régénérées. Pourtant, les proportions réelles en bouleau et épinette régénérés sont toujours comprises entre 40 et 60 % sans qu'aucune prédominance de l'une ou l'autre des essences régénérées n'apparaisse. D'ailleurs, lorsque l'une des deux

essences est qualifiée d'essence principale, sa proportion est toujours située à la limite des 50%. Il semble donc que les proportions en épinette et sapin sur la strate originelle n'aient pas grande influence sur les proportions en essences régénérées, et que l'épinette et le bouleau apparaissent en proportions relativement équivalentes.

Il est important de rappeler que l'estimation des proportions en épinette et bouleau régénérés a eu lieu 5 ans après feu. Comme il a été expliqué auparavant, il est possible qu'une partie non négligeable de la régénération en bouleau ne survive pas à plus long terme. La proportion en bouleau évaluée 5 ans après feu pourrait donc surestimer la proportion observée dans quelques décennies.

5.1.2.5. Raison principale expliquant les différences entre les prédictions théoriques et l'état réel de la régénération

La raison principale permettant d'expliquer que certaines prédictions théoriques ne sont pas conformes avec l'état réel de la régénération, pourrait être le manque de précision de l'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier, qui ont servi de base à la construction des clés de prédiction théorique. En effet, les données cartographiques mentionnent uniquement la présence des essences dont la surface terrière dépasse 25 % de la partie majoritaire du peuplement (résineuse ou feuillue) (terminologie selon les normes d'inventaire forestier (Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1984)). Or le pin gris et le bouleau blanc sont deux espèces dont la régénération est très efficace après feu. La régénération de ces deux espèces peut donc être abondante, même si la présence des semenciers est limitée sur le territoire brûlé. Il est alors possible que la régénération en bouleau ou pin gris régénéré dépasse 25 % des tiges régénérées alors que la quantité d'arbres matures présents sur la strate avant feu étaient trop faible pour faire apparaître ces essences sur la carte. De par la conception même du modèle présenté (c'est-à-dire la construction des

clés de prédiction à partir de l'information cartographique caractérisant les strates avant feu), il n'était pas possible de prédire l'apparition de nouvelles essences sur des strates dont les données cartographiques ne mentionnaient pas leur présence avant feu.

5.1.3. Ajustements éventuels du modèle actuel

Dans un seul cas, celui des strates contenant du sapin baumier, le fondement même des clés de prédiction est à revoir. En effet contrairement aux prédictions théoriques, il semble que les proportions de la régénération en bouleau et épinette soient 5 ans après feu relativement constantes et toujours comprises entre 40 et 60 %, quelque soient les proportions en sapin et épinette matures avant feu.

Dans le cas des autres strates brûlées, le modèle actuel s'est avéré totalement efficace pour prédire la nature des essences principales régénérées. Par contre, certaines imprécisions persistent au sujet de l'apparition d'essences secondaires. Comme les prédictions théoriques sont basées sur l'état des peuplements avant feu, le modèle actuel est incapable de prédire avec précision la régénération d'une espèce telle que le bouleau blanc, dont les conditions de régénération ne sont pas entièrement dépendantes de la présence d'arbres matures sur le site avant feu. Il faut donc s'attendre à voir apparaître après feu le bouleau sur des strates où les prédictions ne faisaient pas mention d'une telle régénération. L'estimation de l'état réel de la régénération montre que les strates concernées sont les vieilles pessières pures. Ce point est difficile à améliorer, car l'installation des semis est en grande partie contrôlée par les conditions de dissémination des graines, et ces dernières resteront toujours un facteur peu contrôlable.

Il a été ensuite montré que le principal facteur responsable des erreurs de prédiction concernant l'apparition d'une essence secondaire est le manque de précision des données

cartographiques. Afin de prédire correctement l'apparition des espèces secondaires après feu, nous avons mis en évidence l'importance de connaître la composition détaillée des strates brûlées, et notamment la présence de certaines essences, même lorsque leur proportion est inférieure à 25 %. Le moyen d'augmenter la précision de la composition des strates cartographiques serait donc de disposer de données d'inventaire caractérisant les peuplements avant feu. Les seules données d'inventaire systématiquement et facilement disponibles pour tout territoire brûlé sont celles du MRN, utilisées pour la confections des cartes d'inventaire forestier. Mais il a été montré que ces dernières sont trop générales pour convenir. Un inventaire spécifique du territoire brûlé serait donc la seule solution. Une telle démarche est très fastidieuse et coûteuse. Et nous estimons donc qu'elle n'est pas nécessaire, car 1) le modèle actuel permet de prédire systématiquement la nature de l'essence principale régénérée, ce qui représente déjà un résultat très satisfaisant, et justifie la pertinence de ce modèle, et 2) même si un inventaire spécifique a lieu, il n'empêcherait de toute façon pas la part d'incertitude des prédictions concernant l'apparition du bouleau comme essence secondaire.

Enfin, il est important de garder en mémoire que la validation des prédictions théoriques est réalisée à partir de l'estimation réelle de la régénération 5 ans après le passage du feu. Peu d'informations sont disponibles dans la littérature sur l'évolution du taux de mortalité des jeunes tiges de bouleau régénérées. Il est donc possible que la quantité de bouleau régénéré évaluée lors de notre inventaire surestime la proportion de tiges présentes dans quelques décennies. Toute prédiction portant sur la présence du bouleau blanc est donc toujours porteuse d'un certain degré d'incertitude, même si elle est validée 5 ans après feu.

5.2. Densité de la régénération

5.2.1. Succès des prédictions théoriques

Du fait du faible degré de précision de la densité réelle exprimée en pourcentage de couverture, la confrontation des densités théoriques aux estimations réelles est difficile à faire. L'évaluation de la densité réelle des strates EE C4 50 et EPG D4 50 est d'ailleurs si approximative que nous ne validerons pas les prédictions théoriques. Il en est de même pour les strates ES, SE et BBER B3 90, car comme cela a été énoncé dans le paragraphe 3.3.2.2, la grille de correspondance pour les peuplements régénérés en bouleau et épinette est très imprécise et succincte.

Par contre, dans le cas des autres strates étudiées, il est possible de faire ressortir quelques tendances. Nous nous contenterons néanmoins d'émettre des hypothèses, qui devront être vérifiées ultérieurement. Les prédictions de densité de la régénération des vieilles pessières noires pures surestiment la réalité, excepté dans les strates EE B3 vin et EE C2 120, où la régénération en bouleau blanc dépasse 25 % des tiges régénérées. Dans le cas de ces dernières, l'importance de la densité réelle par rapport aux prédictions théoriques pourrait être expliquée par la quantité non négligeable de bouleaux blancs régénérés, qui n'avait pas été considérée dans les prédictions. Cela impliquerait que le potentiel réel de régénération de l'épinette noire mature est inférieur au potentiel prédit, qui prévoyait le maintien de la densité des peuplements après feu. Dans le cas de la strate pure d'épinette noire âgée de 70 ans, il semble que les prédictions aient été sévères. Nous avons en effet supposé que la capacité de régénération d'un peuplement de cet âge était relativement faible et entraînerait une diminution de densité après feu. Au contraire, l'analyse des résultats montre que l'épinette noire âgée de 70 ans, lorsqu'elle est en peuplement dense, est capable de se régénérer avec succès. En ce

qui concerne le pin gris, le modèle annonçait l'expansion de cette espèce après feu. L'état réel de la régénération de la strate PGPG C4 50 confirme cette tendance. Il semblerait même que le potentiel de régénération du pin gris dépasse nos prédictions, puisque la densité réelle est supérieure à la densité théorique.

Néanmoins, il demeure que la méthode permettant de convertir en pourcentage de couverture les densités réelles calculées en coefficients de distribution, n'est pas suffisamment précise et efficace pour valider efficacement les prédictions théoriques de densité. Le modèle actuel n'est donc pas satisfaisant, et une autre méthode qui semble *a priori* plus précise est proposée.

5.2.2. Proposition d'une nouvelle méthode pour valider les prédictions théoriques de densité

La confrontation des densités théoriques aux densités réelles n'est rendue possible que si les deux densités sont exprimées dans la même unité de mesure. Dans le modèle actuel, nous avons choisi 1) d'exprimer les densités théoriques dans la même unité de mesure que les données cartographiques, c'est-à-dire en pourcentage de couverture, et 2) de convertir les densités réelles en pourcentage de couverture après les avoir calculées en coefficient de distribution. Au lieu de cela, nous proposons maintenant d'exprimer les densités théoriques et réelles en coefficients de distribution. L'estimation des prédictions théoriques en stocking est rendue possible si l'on connaît le stocking des tiges matures présentes avant le passage du feu. Pour cela, il suffit de se référer aux données d'inventaire du MRN, qui indiquent par strate originelle, le nombre de tiges par hectare pour chaque espèce et classe de diamètre. Après avoir calculé le nombre total de tiges marchandes par hectare, on en déduit la valeur du stocking correspondant en utilisant la formule de Blais (1996, comm. pers.) :

$$CD = 1 - e^{-4x}, \quad x \text{ étant le nombre de tiges marchandes par m}^2.$$

L'imprécision de la méthode utilisée dans le modèle actuel, est due en partie à l'absence de données d'inventaire du MRN pour certaines strates régénérées, qui n'étaient pas représentées sur le territoire avant feu. C'est le cas notamment des strates régénérées en peuplements mixtes de bouleau et épinette. La nouvelle méthode proposée a par contre l'avantage d'utiliser les données d'inventaire du MRN pour caractériser la densité des strates cartographiques originelles. Ainsi chaque strate disposera de la correspondance entre le pourcentage de couverture indiqué sur la carte, et le stocking calculé à partir des données d'inventaire du MRN. Bien entendu, cette méthode repose sur l'hypothèse selon laquelle on ne trouve pas plus d'une tige mature par parcelle de 4 m². Il est reconnu que les tiges des forêts naturelles sont rarement réparties de manière régulière. Mais la compétition entre tiges est telle que cela justifie notre hypothèse. Ainsi, même si cette nouvelle méthode n'est pas parfaite, elle semble reposer sur moins d'approximations que le modèle actuel. Elle devrait de plus permettre une confrontation systématique pour toutes les strates cartographiques des densités théoriques et réelles, ce qui n'était pas possible avec le modèle actuel. L'efficacité de cette nouvelle méthode doit bien entendu être vérifiée ultérieurement.

5.3. Synthèse des prédictions de régénération

En ce qui concerne les prédictions théoriques portant sur la nature des essences principale et secondaire régénérées, il a été possible de les confronter à l'état réel de la régénération. Les prédictions théoriques qui étaient en accord avec l'état réel de la régénération ont ainsi pu être validées, et celles qui étaient non conformes ont été corrigées. Le tableau 9 présente les prédictions révisées, conformes avec l'état réel de la régénération.

Les prédictions théoriques relatives à la densité de la régénération n'ont par contre pas pu être confrontées de manière efficace aux estimations réelles de densité, et une étude ultérieure sera nécessaire pour valider correctement les prédictions théoriques. Les résultats

de l'inventaire de régénération représentent néanmoins un bon estimé de l'état réel de la régénération, et donc de ce vers quoi devraient tendre les prédictions théoriques. Nous présentons donc également dans le tableau 9 les valeurs du stocking réel de régénération pour chaque strate corrigée.

Enfin, l'ensemble des résultats finaux de cette étude figurant dans le tableau 9, ont été représentés sur deux cartes de synthèse, à l'aide du SIRS Arc'Info. Sur chacune des cartes apparaissent la limite du feu et la portion du territoire qui a été récoltée par la compagnie Alliance, et n'a donc pas été soumise aux prédictions. La **carte 1** concerne les prédictions sur la nature des essences régénérées. Sur la **carte 2**, figurent plusieurs classes de stocking réel de régénération. Quatre classes ont été créées :

stocking > 60%	régénération très satisfaisante
40% < stocking < 60%	régénération satisfaisante
30% < stocking < 40%	régénération insuffisante
stocking < 30%	régénération très insuffisante

Tableau 9 : Prédictions révisées de la nature des essences régénérées et stocking réel de régénération avec intervalle de confiance, par strate corrigée

Strate corrigée	Prédictions révisées de la nature des essences régénérées	Stocking réel de régénération avec I.C.
EE A3 120	EPN *	73,3 ± 16,8
EE B3 120	EPN *	46,7 ± 6,0
EE B3 vin	EPN *	77,1 ± 10,1
EE C2 120	EPN *	61,5 ± 8,4
EE C3 120	EPN *	32,6 ± 6,1
EE D3 120	EPN *	29,6 ± 5,4
EE B3 70	EPN	73,3 ± 16,8
EE C4 50	EPN	33,8 ± 10,6
EE D4 50	EPN	12,0 ± 5,2
EPG D4 50	PIG	26,7 ± 9,3
PGPG C4 50	PIG	60,0 ± 15,9
ES B3 vin	EPN ≡ BOP	50,0 ± 6,9
ES C3 120	EPN ≡ BOP	50,4 ± 6,0
ES C3 vin	EPN ≡ BOP	50,0 ± 8,7
ES C3 vin chp	EPN ≡ BOP	63,3 ± 13,2
SE B3 120	EPN ≡ BOP	60,0 ± 8,3
SE C3 vin chp	EPN ≡ BOP	48,6 ± 8,5
SE C3 vin	EPN ≡ BOP	90,0 ± 7,8
BBER B3 90	BOP > EPN	47,1 ± 12,0

* : strate où il y a la possibilité de voir apparaître le bouleau blanc comme essence secondaire, mais ce phénomène n'est pas prévisible. Si cela est le cas, l'épinette noire occupe entre 50 et 75% des tiges régénérées, et le bouleau entre 25 et 49%. En cas contraire, l'épinette occupe au moins 75% des tiges régénérées.

CHAPITRE 6

CONCLUSION

6. CONCLUSION

L'objet du modèle développé dans cette étude est la prédiction sur une cinquantaine d'années, de la nature et la densité de la régénération arborescente naturelle après feu. L'hypothèse de départ sur laquelle repose cette étude est la suivante : il est possible de prédire la nature de la régénération naturelle après feu, à partir de l'état des peuplements présents avant l'incendie. La confrontation des prédictions théoriques à l'état réel de la régénération montre la vraisemblance de cette hypothèse.

En effet, dans la majorité des strates (cas des strates ne contenant pas de sapin baumier avant feu), les prédictions théoriques sur la nature de l'essence principale régénérée ont été systématiquement validées. Et à quelques reprises seulement, il est apparu des erreurs de prédiction sur la nature de l'essence secondaire régénérée. En ce qui concerne les strates contenant du sapin avant feu par contre, l'état réel de la régénération confirme comme cela avait été prédit, que 1) le sapin baumier disparaît après feu, et 2) les deux essences régénérées les plus représentées sont l'épinette noire et le bouleau blanc. Par contre, les prédictions portant sur les proportions de ces deux espèces régénérées sont à revoir. Ainsi, la moitié des prédictions théoriques ont pu être validées, et lorsque ces dernières n'étaient pas en accord avec la réalité, les différences ont pu être expliquées, et les prédictions corrigées. Ce modèle permet donc de réaliser avec succès ce type de prédiction.

Par contre, il n'a pas été possible de vérifier la justesse des prédictions théoriques de densité, car elles n'ont pu être validées efficacement par l'estimation de la densité réelle. Le problème vient de la méthode choisie pour convertir dans la même unité de mesure, les densités théoriques et réelles. Une autre méthode de conversion a été proposée. Il reste donc

à tester la portée de cette nouvelle méthode, puis à valider plus précisément les prédictions théoriques de densité.

La caractérisation des peuplements avant feu a été faite à partir de l'information disponible sur les cartes d'inventaire forestier du MRN. Des différences avec l'état réel des peuplements ont été mises en évidence lors de l'inventaire réalisé sur le site brûlé, et ces dernières ont été la cause majeure des erreurs de prédiction concernant la nature des essences secondaires régénérées. Nous avons donc envisagé d'augmenter le niveau de précision de l'information cartographique en utilisant conjointement des données d'inventaire caractérisant le site d'étude avant feu. Comme les résultats d'inventaire du MRN sont réalisés à très grande échelle, ils ne permettent pas d'expliquer le comportement propre de chaque strate à l'étude. Il semble donc que la seule solution envisageable soit de réaliser un inventaire spécifique sur le territoire brûlé. Il est dans ce cas important de rappeler la finalité du modèle : être un outil de prédiction simple et facile d'utilisation par les intervenants forestiers. Nous estimons donc que la réalisation d'un tel inventaire serait très fastidieuse et coûteuse pour une augmentation de la précision des prédictions finalement limitée, et parfois même incertaine dans le cas de la régénération en bouleau blanc. Le modèle actuel, construit à partir de la seule information disponible sur les cartes d'inventaire forestier, répond donc aux objectifs initiaux, tout en apportant un degré de précision suffisant aux prédictions de régénération.

De plus, lorsque les données numérisées des cartes d'inventaire forestier sont disponibles, l'intégration des SIRS à ce modèle représente un atout supplémentaire. En effet, ceci permet de générer instantanément des cartes représentant la projection sur quelques décennies de la nature et la densité de la régénération. L'obtention de ces cartes rend le modèle présenté encore plus intéressant pour les intervenants forestiers qui ont besoin de visualiser l'ensemble de leur territoire pour la planification de leurs interventions.

Mais cette étude doit être considérée comme une étude préliminaire. En effet, le modèle présenté a été construit et testé sur 19 strates forestières seulement. D'autres travaux devront donc suivre, afin de s'assurer de l'exactitude des corrections apportées à certaines prédictions théoriques, et surtout d'étendre la portée du modèle en validant les prédictions de nouvelles strates cartographiques.

Lorsque les prédictions théoriques de densité de régénération seront validées, ce modèle permettra alors de localiser l'année même du feu, les zones brûlées dont la régénération en essences arborescentes commerciales est insuffisante. Ceci représente pour les intervenants forestiers, une aide considérable à la planification de la remise en production des territoires déclarés improductifs après feu. En effet, il semblerait que la période propice à l'ensemencement des graines d'épinette noire après un feu soit très courte, et située l'année suivant le feu. Ainsi, sur tout nouveau territoire brûlé dont les caractéristiques écologiques, pédologiques et climatiques sont semblables à celles de la région étudiée, il sera possible grâce à ce modèle de prédiction, d'identifier rapidement les zones improductives, et donc d'intervenir à temps pour assurer leur régénération.

CHAPITRE 7

RÉFÉRENCES

7. RÉFÉRENCES

- Ahlgren, C. E. 1959. Some effects of fire on forest reproduction in northeastern Minnesota. *J. For.* 57:194-202.
- Ahlgren, F. et C. E. Ahlgren. 1960. Ecological effects of forest fires. *Bot. Rev.* 26:483-533.
- Archibold, O. W. 1979. Seed input into a post-fire forest site in northern Saskatchewan. *Can. J. For. Res.* 10:129-134.
- Barnes, B. V. 1966. The clonal growth habit of american aspens. *Ecology* 47 (3):439-447.
- Beaufait, W. R. 1960. Influence of Shade Level and Site Treatment, Including Fire on Germination and Early Survival of *Pinus banksiana*. Dep. Conserv., For. Div. Tech. Publ. No. 1, Michigan. 79 pp.
- Black, R. A. et L. C. Bliss. 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at the tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. *Ecol. Monogr.* 50:331-354.
- Brown, J. K. et N. V. Debyle. 1989. Effects of prescribed fire on biomass and plant succession in western aspen. USDA For. Serv., Int. Res. Center, Res. Paper INT-412, Odgen, UT. 16 pp.
- Burns, R. M. et B. H. Honkala. 1990. Silvics of North America. U. S. Dep. Agric., For. Serv., Handb. No. 654, Washington, D. C. 1552 pp.
- Busing, R. T. et E. E. C. Clebsch. 1987. Application of a spruce-fir forest canopy gap model. *For. Ecol. Manag.* 20:151-169.
- Carleton, T. J. et P. F. Maycock. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Can. J. Bot.* 56:1157-1173.

- Chrosciewicz, Z. 1974. Evaluation of fire-produced seedbeds for jack pine regeneration in central Ontario. *Can. J. For. Res.* 4:455-457.
- DesRochers, A. 1996. Détermination de l'âge de l'épinette noire en sous-étage de peuplier faux-trembles dans la forêt boréale, Québec. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 81 pp.
- Dix, R. L. et J. M. A. Swan. 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan. *Can. J. Bot.* 49:657-676.
- Duchesne, S. et L. Sirois. 1991. Analyse démographique et écologique de la phase initiale de régénération après feu dans les pessières noires et les pinèdes grises à cladonie. Direction de la recherche, Ministère des Forêts du Québec, 41 pp.
- Filion, J. 1994. Distribution spatiale de la régénération d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) 8 ans après un feu de forêt. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 72 pp.
- Fleming, R. L. et D. S. Mossa. 1994. Direct seeding of black spruce in northwestern Ontario : seedbed relationships. *For. Chron.* 70:151-158.
- Foster, D. R. 1986. Vegetation development following fire in *Picea mariana* black spruce Pleurozium Forests of southeastern Labrador, Canada. *J. Ecol.* 73:517-534.
- Fowells, H. A. (compiler) 1965. Silvics of Forest Trees of the United States. U. S. Dep. Agric., For. Serv., Agric. Handb. No. 271, Washington, D.C. 762 pp.
- Fraser, J. W. 1976. Viability of black spruce seed in or on a boreal forest seedbed. *For. Chron.* 52:229-231.
- Gagnon, R. 1988. La dynamique naturelle des peuplements équiennes d'épinette noire. In Compte rendu du Colloque: "Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire: applications pratiques en aménagement. UQAC, Québec, Chicoutimi. 11 pp.

- Gagnon, R. 1989. Maintien après feu de limites abruptes entre des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana*) et des formations de feuillus intolérants (*Populus tremuloides* et *Betula papyrifera*) dans la région du Saguenay-Lac St-Jean (Québec). *Naturaliste Can.* 116:117-124.
- Gagnon, R. 1993. La dynamique naturelle des peuplements équiennes d'épinette noire. Rapport présenté au Service de la Recherche, Ministère de l'Energie et de Ressources du Québec, 18 pp.
- Gagnon, R. et H. Morin. 1990. Establishment period of black spruce (*Picea mariana*) after fire. In Proceedings of the International Symposium, Lund, Sweden. Tree rings and environment.
- Haavisto, V. F. 1975. Peatland black spruce seed production and dispersal in northeastern Ontario. In Black Spruce Symposium. Can. For. Ser. Symp. Proc. 0-P-4, Sault Ste Marie, Ont.
- Haavisto, V. F., R. L. Fleming, et D. A. Skeates. 1988. Potential and actual yields of seed from black spruce cones. *For. Chron.* 64:32-34.
- Heinselman, M. L. 1981a. Fire and succession in the conifer forests of Northern North America. In Forest succession, concepts and application. . D. C. West, H. H. Shugart, and D. B. Botkin, editors. Springer-Verlag, New York.
- Heinselman, M. L. 1981b. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In Fire regime and ecosystem properties. H. A. Mooney, T. M. Bonnicksen, N. L. Christensen, and W. A. Reiners, editors. US For. Serv., Gen. Techn. Rep. WO-26, 7-57.
- Hudon, G. 1991. Régénération du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) (Mill.)) après feu, en fonction de la distance des survivants. Rapport d'initiation à la recherche, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec.

- Ibarzabal, J. 1994. Réservoir de graines des sols de sapinières boréales au nord du lac Saint-Jean. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 72 pp.
- Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. Revue de littérature. Gouv. du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n° 117, 180 pp.
- Lavoie, L. 1994. Évaluation régionale de la stabilité des forêts dans le Haut-Québec Nordique. Mémoire M.Sc., Faculté des Études Supérieures de l'Université Laval, Québec.
- LeBarron, R. K. 1939. The role of forest fires in the reproduction of black spruce. In The Minnesota Academy of Science Proceedings. 10-14.
- LeBarron, R. K. 1944. Influence of controllable environmental conditions on regeneration of jack pine and black spruce. *J. Agric. Res.* 68:97-119.
- Mercier, R. 1992. Développement et application d'une méthode dendrométrique permettant de caractériser l'origine (graine ou drageon) du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* MICHX.). Mémoire M. SC., Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Ministère des Forêts du Québec, 1993. Ressource et industrie forestière. Portrait statistique. Édition 1993, Direction des orientations et stratégies, Québec, Québec, 100p.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 1984. Normes d'inventaire forestier. Direction générale des publications gouvernementales, 177 pp.
- Nickerson, D. E. 1958. Studies of regeneration on burnt forest land in Newfoundland. Newfoundland Research Committee. 7pp.

- Perron, N. 1994. Dynamique des populations de sapins baumiers et suivi de leur régénération après feu dans un secteur du parc des Grands-Jardins affecté par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 75 pp.
- Peterson, E. B. et N. M. Peterson. 1992. Ecology, management, and use of aspen and balsam poplar in the prairie provinces, Canada. For. Can., Northwest Reg., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Spec. Rep. 1.
- Riverin, S. 1994. Dynamique d'installation de la régénération dans une pessière ouverte à cladonie localisée dans la zone de la pessière noire fermée, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec). Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 66 pp.
- Schier, G. A. 1975. Deterioration of aspen clones in the middle Rocky Mountains. USDA For. Ser., Int. Res. Center, Res. Paper INT-170, Ogden, UT. 14 pp.
- Schopmeyer, C. S. 1974. Seeds of woody plants in the United States. U.S. Depart of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook, 597 pp.
- Sims, R. A., H. M. Kershaw, et G. M. Wickware. 1990. The Autecology of Major Tree Species in the North Central Region of Ontario. Ont. Min. Nat. Res., NW Ont. For. Tech. Dev. Unit, Pub. 5310, Thunder Bay, Ontario.
- Sirois, L. 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *J. Veg. Sci.* 4:795-802.
- Sirois, L. et S. Payette. 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.* 19:1571-1580.
- Skeates, D. A. and V. F. Haavisto. 1987. Black spruce cone and seed production: yields from Ontario collections. Ont. Min. Nat. Res. For. Res. Rep. 119, 16 pp.

- St-Pierre, H., R. Gagnon, et P. Bellefleur. 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., R. Gagnon, and P. Bellefleur. 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.
- Swain, A. M. 1973. A history of fire and vegetation in northeastern Minnesota as recorded in lake sediments. *Quat. Res.* 3:383-396.
- Thibault, M. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Deuxième approximation. Carte 1: 250 000. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Québec.
- Thomas, P. A. et R. W. Wein. 1985. Delayed emergence of four conifers species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Can. J. For. Res.* 15:727-729.
- Van Wagner, C. E. et I. R. Methven. 1978. First observations of regeneration and stand development following fire in northern Quebec. Canadian Forestry Service, Petawawa Forest Experiment Station, Chalk River, Ontario.
- Villeneuve, J. 1991. Influence des hautes températures sur la germination de graines de six espèces de conifères au Québec. Mémoire M.Sc., Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec. 63 pp.
- Vézina, P. E. 1971. Sylviculture appliquée : note de cours : 1. Les forêts de conifères. Université Laval, Faculté de foresterie et géodésie, Presses de l'Université, Laval, Québec . 103 pp.
- Wilton, W. C. 1963. Black spruce seedfall immediately following fire. *For. Chron.* 39:477-478.

Zasada, J. C. 1971. Natural Regeneration of Interior Alaska. Forest-Seed, Seedbed, and Vegetative Reproduction Considerations. In Proceedings, Fire in the Northern Environment Symposium, Fairbank, Alaska. C. W. Slaughter, R. J. Barney, and G. M. Hansen, editors. USDA For. Serv., Pacific Northwest Experiment Station, Portland, OR. 231-246.

CHAPITRE 8

ANNEXES

Annexe 1 : Extraits du manuel des normes d'inventaire forestier (Ministère de l'Énergie et des Ressources 1984)

2.2.2.3- Densité

La densité est le pourcentage de couverture formé par la projection au sol des cimes, des tiges qui identifient le peuplement et, conséquemment, qui dépassent 7 m de hauteur, dans le cas d'un peuplement de classe de hauteur 5, on donne la densité des tiges qui dépassent 4 m de hauteur. La "Grille densité - hauteur" utilisée est représentée à l'illustration 6 de la présente section.

Dans la présente classification, on retrouve quatre classes de densité:

1. Peuplement de densité A: 81% et plus de couverture.
2. Peuplement de densité B: entre 61 et 80% de couverture.
3. Peuplement de densité C: entre 41 et 60% de couverture.
4. Peuplement de densité D: entre 25 et 40% de couverture.

2.2.2.4- Hauteur

La hauteur moyenne des tiges dominantes et co-dominantes sert de critère de classification. Pour les peuplements étagés, la hauteur indiquée est celle de l'étage le plus important, en vue de l'utilisation future.

La hauteur est répartie en six classes:

1. Classe 1: la hauteur des dominants et des co-dominants vivants dépasse 22 mètres en moyenne.
2. Classe 2: les dominants et co-dominants vivants ont une hauteur moyenne se situant entre 17 mètres et 22 mètres.
3. Classe 3: la hauteur moyenne des dominants et des co-dominants vivants varie entre 12 mètres et 17 mètres.
4. Classe 4: la hauteur moyenne des dominants et des co-dominants vivants varie entre 7 mètres et 12 mètres.
5. Classe 5: la hauteur moyenne des dominants et des co-dominants vivants varie entre 4 mètres et 7 mètres.
6. Classe 6: la hauteur moyenne des dominants et des co-dominants vivants est inférieure à 4 mètres.

ILLUSTRATION - 6

GRILLE DENSITÉ - HAUTEUR

HAUTEUR DENSITÉ	22 m		17 m	12 m	7 m	4 m	
	1	2	3	4	5	6	
A 80%	A 1	A 2	A 3	A 4	A 5	6	
B 60%	B 1	B 2	B 3	B 4	B 5		
C 40%	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5		
D 25%	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5		

2.2.2.5- Classes d'âge

En vue de caractériser la maturité des peuplements forestiers, on utilise les classes d'âge de vingt (20) ans. Les classes reconnues sont les suivantes:

a. Forêt équiennne:

C'est une forêt dont la majorité des tiges ont des différences d'âge faible. On admet des différences d'âge d'une amplitude maximale de (20) ans.

<u>INTERVALLE DE CLASSES</u>	<u>SYMBOLES</u> <u>CARTOGRAPHIQUES</u>	<u>CODES</u> <u>MECANOGRAPHIQUES</u>
0 et 20 ans	10	0100
21 et 40 ans	30	0300
41 et 60 ans	50	0500
61 et 80 ans	70	0700
81 et 100 ans	90	0900
101 ans et plus	120	1200

b. Forêt étagée:

Les peuplements étagés sont identifiés par deux classes d'âge non consécutives. Seules les classes suivantes sont reconnues:

<u>SYMBOLES</u> <u>CARTOGRAPHIQUES</u>	<u>CODES</u> <u>MECANOGRAPHIQUES</u>	<u>SYMBOLES</u> <u>CARTOGRAPHIQUES</u>	<u>CODES</u> <u>MECANOGRAPHIQUES</u>
70 - 30	0703	30 - 70	0307
90 - 30	0903	30 - 90	0309
120 - 30	1203	30 - 120	0312
90 - 50	0905	50 - 90	0509
120 - 50	1205	50 - 120	0512
120 - 70	1207	70 - 120	0712

C'est l'âge de l'étage le plus important qui est indiqué en premier.

c. Forêt inéquienne:

C'est une forêt dont les tiges ont des âges qui sont répartis dans plusieurs classes d'âge.

Forêt jeune inéquienne

Un peuplement dont l'âge de la majorité des tiges peut varier de 0 à 60 ans. Le jeune inéquienne remplace un peuplement qui a deux classes d'âges consécutives de 30 - 50 ans. Dans le cas d'un peuplement à dominance de feuillus tolérants, l'âge des tiges doit varier de 0 à 90 ans. Symbole cartographique Jin, mécanographique 0400.

Forêt vieille inéquienne

Un peuplement dont l'âge de la majorité des tiges varie et est supérieur à 60 ans. Le vieux inéquienne remplace un peuplement qui a deux (70 - 90) ou plus de deux (70 - 90 - 120) classes d'âge consécutives. Dans le cas d'un peuplement à dominance de feuillus tolérants, l'âge de la majorité des tiges doit être de 90 ans et plus. Symbole cartographique Vin, mécanographique 0800.

2.2.2.6- Perturbation du peuplement

La perturbation est utilisée comme critère de stratification pour obtenir des résultats séparés pour les peuplements vierges et pour les peuplements perturbés. C'est donc une cause de l'état actuel du peuplement.

Un peuplement est perturbé lorsque 25% à 75% de sa surface terrière a été enlevé ou détruit par l'une des cinq causes suivantes:

	<u>SYMBOLES</u>	<u>CODES</u>
	<u>CARTOGRAPHIQUES</u>	<u>MECANOGRAPHIQUES</u>
le chablis partiel	chp	HP

Annexe 2 : Utilisation des données d'inventaire du MRN pour l'élaboration de la grille de conversion d'unités de densité

Tableau 10 : Nombre total de tiges marchandes par hectare pour chaque classe de densité (exprimée en pourcentage de couverture au sol), en fonction de la composition de la strate régénérée.

Strate régénérée	D	C	B	A
EE 50 ans	990	1390	-	-
PGPG 50 ans	-	520	650	-
EPG 50 ans	-	850	-	-
BBSR 30 ans	-	-	1225	-
BBSF 70 ans	-	-	1230	-

À partir des estimations moyennes du nombre total de tiges marchandes par hectare, il a été possible d'en déduire les valeurs des bornes inférieure et supérieure des classes de densité.

Tableau 11 : Bornes inférieure et supérieure des classes de densité exprimée en nombre total de tiges marchandes par hectare, en fonction de la composition de la strate régénérée.

Strate régénérée	D	C	B	A
EE 50 ans	790 - 1190	1190 - 1590	1590 - ?	-
PGPG 50 ans	? - 455	455 - 585	585 - 715	715 - ?
EPG 50 ans	-	850	-	-
BBSR 30 ans	-	-	1225	-
BBSF 70 ans	-	-	1230	-

Annexe 3 : Proportions (en %) des différentes essences régénérées et intervalle de confiance associé par strate corrigée

Strate corrigée	EPN		PIG		SAB		BOP		PET	
	prop.	I.C.	prop.	I.C.	prop.	I.C.	prop.	I.C.	prop.	I.C.
EE A3 120	82	16					18	16		
EE B3 120	94	3	2	2	1	1	2	2	1	1
EE B3 vin	53	12	1	3			46	12		
EE C2 120	63	9	2	3	1	2	33	8	1	2
EE C3 120	79	5					20	5	1	2
EE D3 120	56	6	40	6	3	2	1	1		
EE B3 70	96	9					4	9		
EE C4 50	100	0								
EE D4 50	79	7	5	4					16	6
EPG D4 50	24	9	69	10	7	6				
PGPG C4 50	12	11	88	11						
ES B3 vin	59	7	1	2			39	7		
ES C3 120	56	6	1	1	1	1	42	6		
ES C3 vin	56	6	1	2	1	2	42	9		
ES C3 vin chp	42	13	2	4			56	13		
SE B3 120	52	9	1	2	1	2	46	9		
SE C3 vin	59	13					41	13		
SE C3 vin chp	39	8	3	3			56	9	2	3
BBER B3 90	37	12					63	12		

Les cases vides correspondent à des proportions égales à 0.

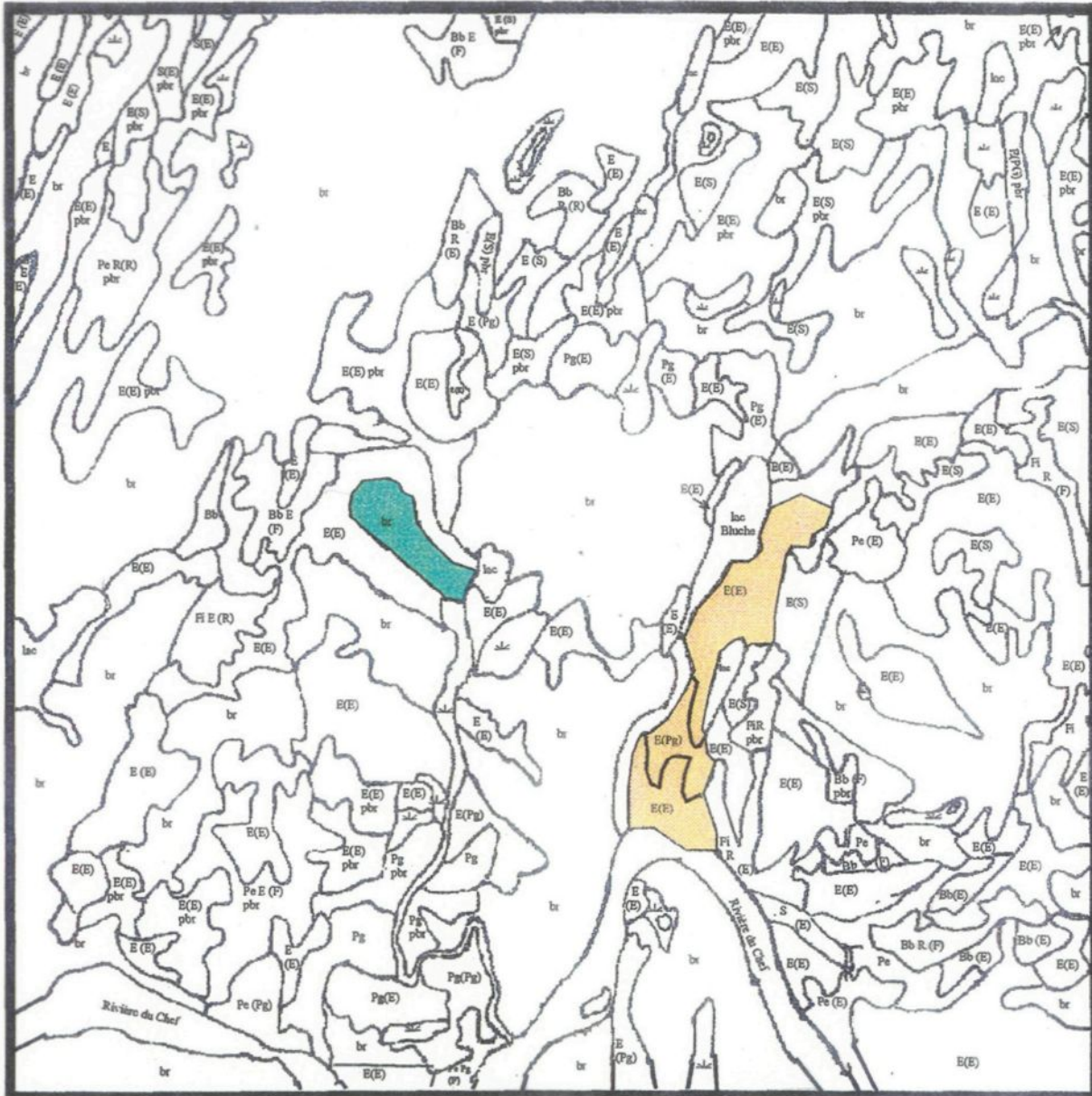
Annexe 1a: Carte forestière avant feu



Source: Carte forestière produite par le MTF en 1969

E: Épinette noire Fi: Feuillu intolérant Tr: Peuplier faux-tremble Pg: Pin gris
 FiR: Feuillu intolérant à tendance résineuse in: Inondable Br: Brûlis

Annexe 1b: Carte forestière après feu











Source: Carte forestière produite par le MER en 1984, révisée 1987

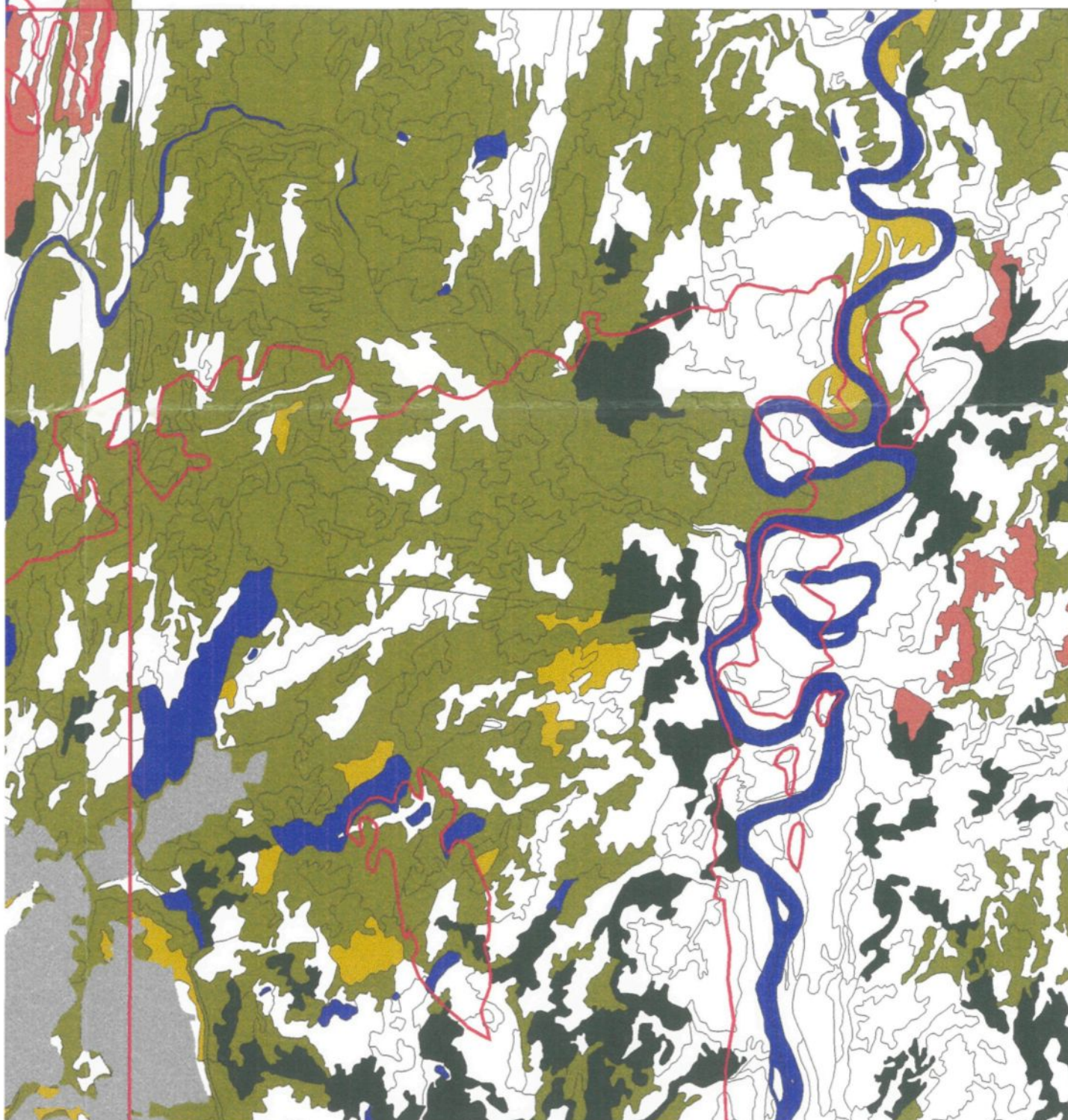
E: Épinette noire S: Sapin baumier Pg: Pin gris Bb: Bouleau blanc
 Fi: Feuillu intolérant Pe: Peuplier faux-tremble R: Résineux
 pbr: Partiellement brûlé br: Brûlis

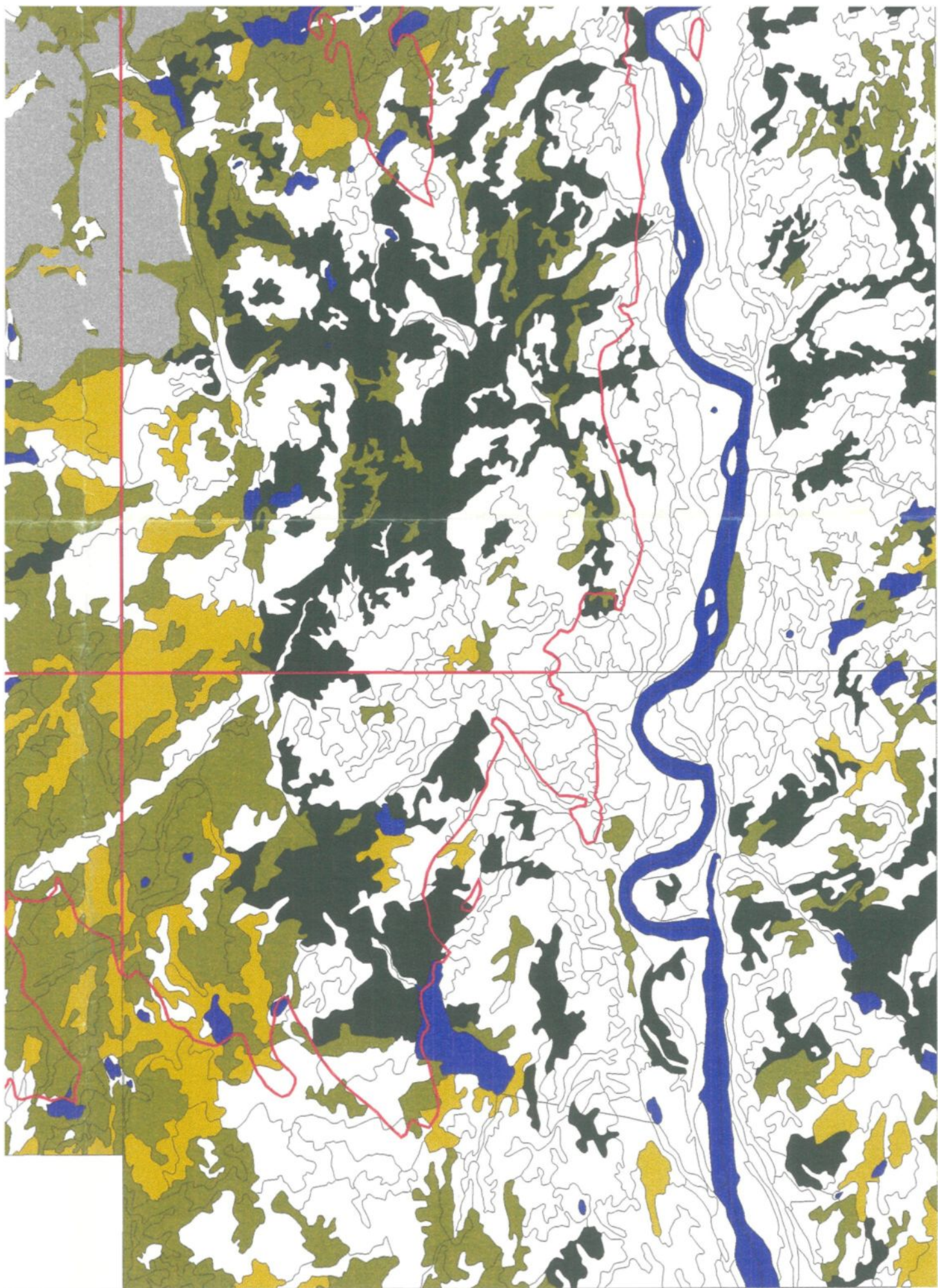
FEU 1991

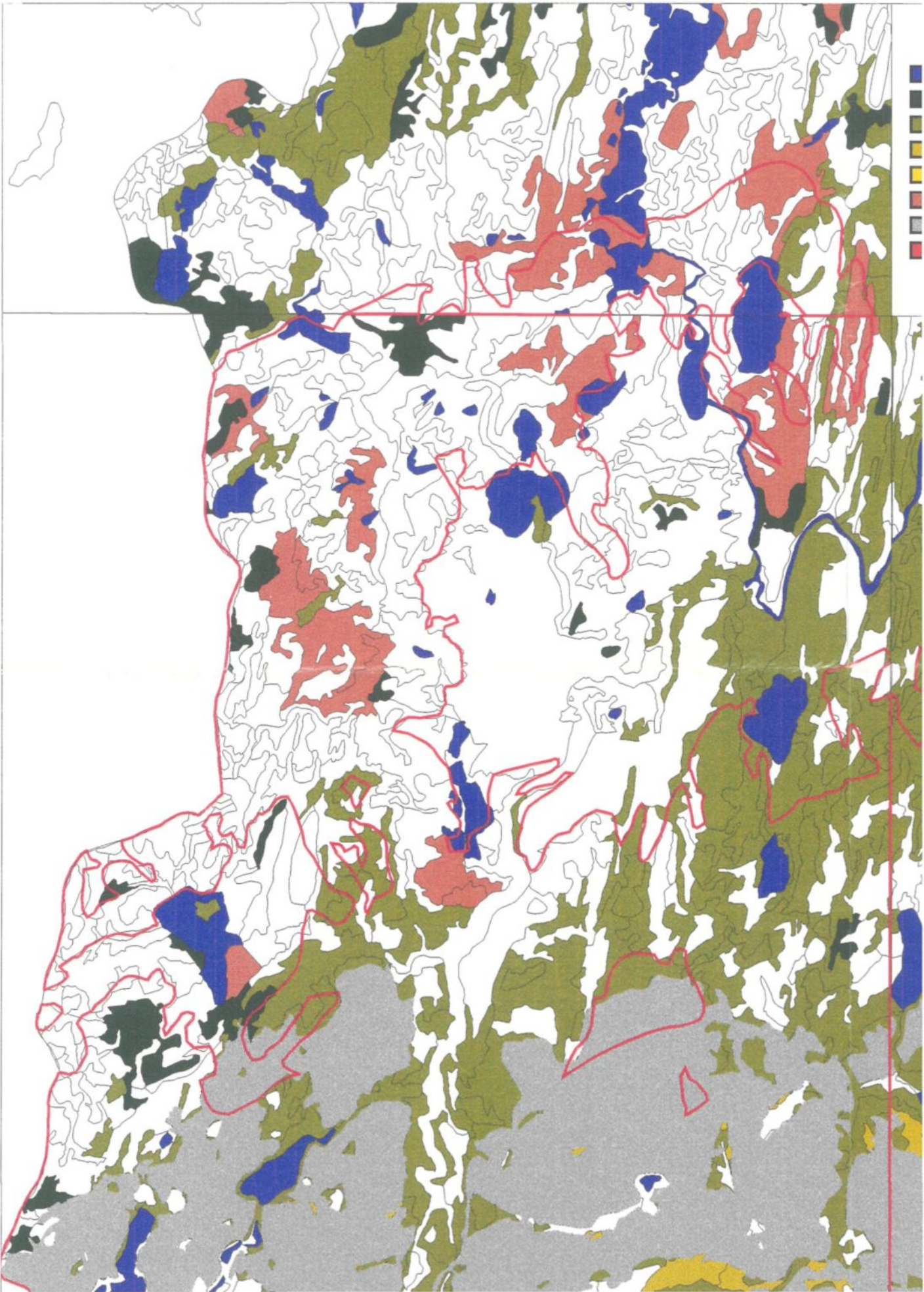
PREDICTIONS REVISEES DE LA NATURE DES ESSENCES REGENEREES

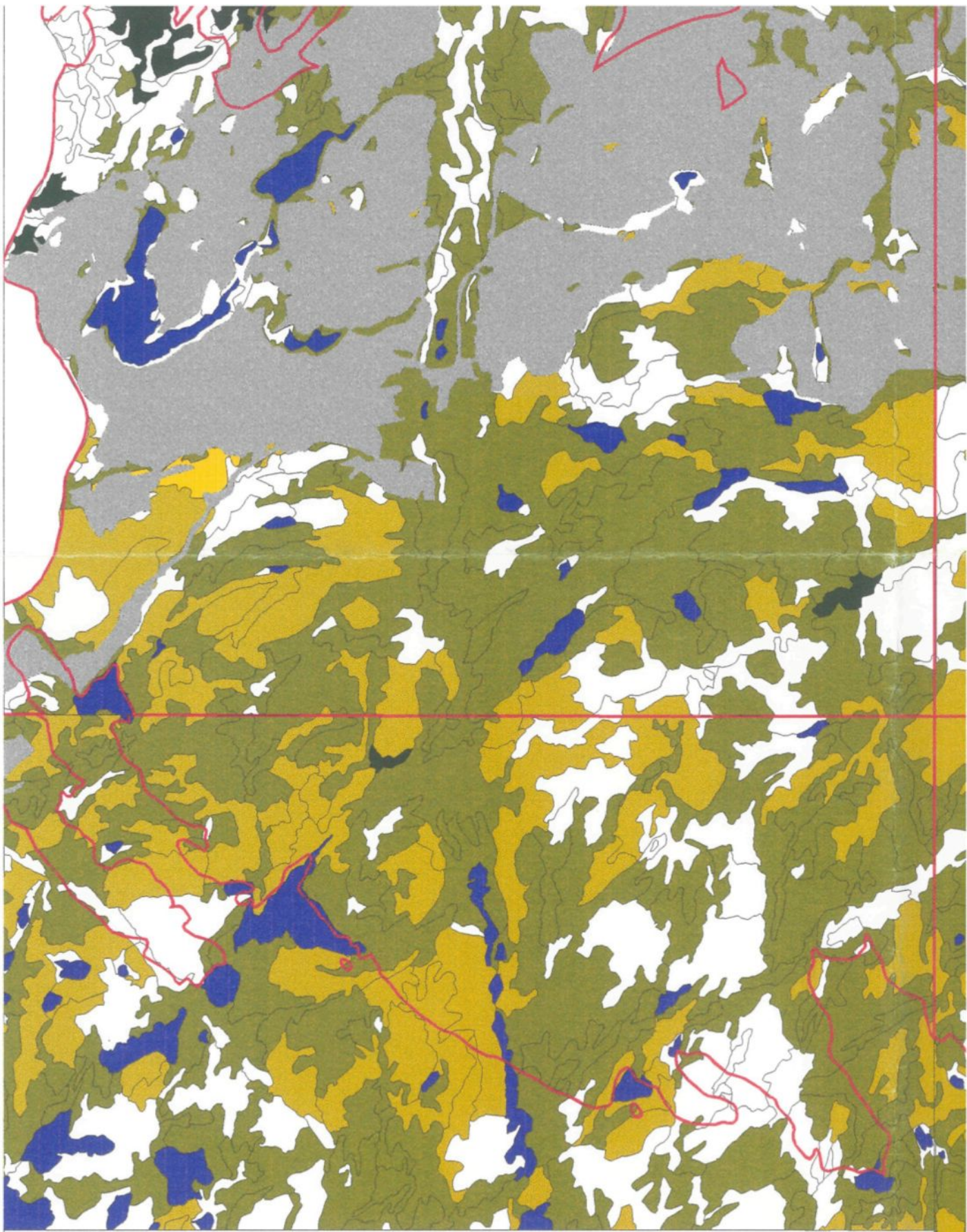
-  EAU
-  EPN SUPERIEURE A 75%
-  EPN SUPERIEURE A 50% AVEC POSSIBILITE DE BOP SUPERIEUR A 25%
-  EPN ET BOP EQUIVALENT A 50%
-  BOP SUPERIEUR A 50% ET EPN SUPERIEURE A 25%
-  PIG SUPERIEUR A 75%
-  COUPE
-  CONTOUR BRULE

ECHELLE 1 : 50000
















FEU 1991
STOCKING REEL DE REGENERATION

-  EAU
-  REGENERATION SUPERIEURE A 60%
-  REGENERATION COMPRISE ENTRE 40% ET 60%
-  REGENERATION COMPRISE ENTRE 30% ET 40%
-  REGENERATION INFERIEURE A 30%
-  CONTOUR BRULE
-  COUPE

ECHELLE 1 : 50000



