

TABLE DES MATIÈRES

	Page
AVANT-PROPOS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	vi
RÉSUMÉ	vii
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE II RÉGÉNÉRATION DU PEUPLIER FAUX-TREMBLE (<i>POPULUS TREMULOIDES</i>) APRÈS COUPE PARTIELLE EN PESSIÈRE À ÉPINETTE NOIRE PARSEMÉE DE PEUPLIER... 8	
2.1 Introduction.....	9
2.2 Matériels et méthodes.....	11
2.2.1 Aire d'étude.....	11
2.3 Dispositif expérimental	12
2.4 Traitements.....	16
2.5 Collecte de données.....	16
2.5.1 Caractérisation des peuplements et de la composante de tremble	16
2.5.2 Caractérisation du substrat et suivi de la régénération	19
2.5.3 Variables explicatives.....	19
2.5.4 Modèles statistiques	21
2.6 Résultats	21
2.7 Discussion	26
2.7.1 Régénération du tremble à court et moyen terme après coupe	26
2.7.2 Ampleur de l'invasion des parterres de coupe.....	29
2.7.3 Applications en aménagement et considérations écologiques	30
2.8 Conclusion.....	31
CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE.....	33
APPENDICE A FIGURES SUPPLÉMENTAIRES	35
BIBLIOGRAPHIE	42

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1	
Carte de localisation des blocs expérimentaux dans le nord-ouest du Québec. (Amos : 48°57' N 78°12' O ; Matagami : 49°75' N 77°65' O ; Villebois : 49°10' N 79°19' O).....	13
2.2	
Schéma d'une parcelle expérimentale. Toute tige mature de tremble a été localisée et le DHP mesuré à l'intérieure de la parcelle de 120m x 120m tandis que la régénération a été suivie dans les 64 microplacettes de 4 m ² distancées de 10 m à l'intérieur de la parcelle.....	15
2.3	
Carte matricielle représentant la variable PROXIM (même parcelle expérimentale qu'à la figure 2). Les pixels gris représentent les zones minimales d'influence de drageonnement des tiges mères (PROXIM). Plus la couleur est foncée, plus la valeur de PROXIM est élevée. Les microplacettes dans les zones blanches ont une valeur de PROXIM de 0 et représentent une absence d'influence de drageonnement des tiges mères.....	20

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Informations générales à propos des blocs expérimentaux	14
2.2 Surface terrière des espèces présentes avant coupe et pourcentage de prélèvement des 14 parcelles	17
2.3 Caractérisation des parcelles 1 an après coupe.....	18
2.4 Densité moyenne de la régénération arborescente présente dans l'ensemble du dispositif expérimental (tiges/ha) et taux de survie/mortalité du tremble	23
2.5 Résultats des modèles mixtes linéaires généralisés.....	24
2.6 Présence de régénération de tremble selon les 4 catégories de PROXIM*	25
2.7 Présence de régénération de tremble relative à l'emplacement des sentiers de débardage	26

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

CP	Coupe partielle
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
PROXIM	Variable catégorique à 4 niveaux représentant le nombre d'aires d'influence de drageonnement de tiges mères touchant à une microplacette donnée.

RÉSUMÉ

Le tremble est une espèce pionnière qui joue un rôle important dans la reprise forestière après perturbation puisqu'il se reproduit très efficacement. En effet, le tremble produit beaucoup de graines et peut se reproduire localement par le drageonnement de racines. Plusieurs études réalisées en forêt boréale mixte ont démontré que, comparé à la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), les coupes partielles peuvent limiter le retour massif des trembles. Le but de cette étude est de vérifier si la coupe partielle peut limiter le retour du tremble en peuplement résineux parsemé de trembles. Dans notre traitement de coupe partielle, tous les trembles ont été prélevés ainsi que 33 à 75% de la surface terrière totale. La CPRS était le traitement de référence. Dans les parcelles expérimentales, la régénération ligneuse a été quantifiée par espèce. De plus, les tiges mères de tremble étaient cartographiées et les sentiers ont été localisés à l'intérieur des parcelles expérimentales. Bien qu'à court terme (2 ans après coupe) le traitement n'avait pas d'effet sur la régénération de tremble, à moyen terme (6 ans après coupe), la coupe partielle défavorisait la régénération de tremble relativement à la CPRS. La distribution spatiale de la régénération de tremble dans les parterres de CPRS était beaucoup plus uniforme qu'en coupe partielle où elle était plus clairement agglomérée près des souches de tiges mères de tremble. Ceci laisse supposer que la régénération du tremble par graine est importante dans les CPRS, plus que dans les coupes partielles où les conditions environnementales sont moins favorables à l'établissement et la survie de semis. À moyen terme, la régénération de tremble avait tendance à coloniser les sentiers de débardage, particulièrement en CPRS. Les densités de régénération de tremble étaient très faibles dans nos sites comparées aux sites de forêt mixte (autres études). Nous supposons que bien que le risque d'envahissement par le tremble soit faible en forêt résineuse l'érosion graduelle de la vocation résineuse de ces peuplements mérite d'être évaluée en relation avec le traitement sylvicole.

Mots clés : peuplier faux-tremble, CPRS, coupe partielle, analyse spatiale, forêt boréale résineuse

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le peuplier faux-tremble, ou simplement tremble (*Populus tremuloides* Michx.), possède l'aire de distribution la plus étendue de toutes les espèces arborescentes de l'Amérique du Nord (En général, au Québec, le terme peuplier fait une référence collective aux trembles et peuplier baumier (*P. balsamifera*)). Le tremble tient une place particulièrement importante dans la dynamique de la forêt boréale où, grâce à sa capacité à se régénérer de façon végétative, il compose souvent une partie importante de la végétation colonisatrice suite à une perturbation sévère, telle qu'un incendie ou une coupe forestière.

Dans les années 1960 et 1970, la mécanisation de la récolte forestière a entraîné une augmentation des superficies forestières coupées annuellement. Depuis quatre décennies, le taux global de perturbation de la forêt boréale est donc plus élevé qu'historiquement. Ceci s'est traduit par un rajeunissement général de la forêt et une augmentation des superficies occupées par des espèces pionnières, comme le peuplier, le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), ainsi que certaines espèces arbustives. Si la transformation du couvert forestier de résineux ou mixte/résineux vers un couvert feuillu ou mixte/feuillu s'avère permanente, on assistera à l'érosion de la vocation résineuse des peuplements aménagés. Or, s'il s'agit simplement d'un effet de la hausse du taux de perturbation et que les peuplements pionniers feuillus ou mixtes/feuillus sont de nature transitoire, alors le phénomène d'érosion ne serait que passager et refléterait une phase initiale dans la dynamique naturelle de la succession forestière. En absence d'autres perturbations sévères, cette phase serait alors suivie d'un remplacement graduel des feuillus intolérants par des essences résineuses de fin de succession (Harvey et Bergeron 1989; Lavertu *et al.*, 1994; Bergeron *et al.* 2002). Cependant, que l'érosion du caractère résineux soit permanente ou transitoire, les impacts sur la possibilité forestière demeurent préoccupants, pour les aménagistes.

En plus de son importance dans la succession forestière, la présence du tremble peut favoriser le cycle des nutriments (Légaré *et al.*, 2004). En effet, le réseau racinaire des espèces feuillues s'étend généralement plus profondément que celui des espèces résineuses de fin de succession. Le tremble peut donc puiser des nutriments à une profondeur que d'autres espèces n'atteignent pas. La sénescence

périodique des feuilles de trembles et l'éventuelle chute de l'arbre permet ainsi de nourrir le sol avec les nutriments puisés dans les profondeurs.

Les perturbations naturelles et anthropiques peuvent avoir différents effets sur les paysages forestiers (Lecomte *et al.*, 2006). Puisque les feux ont souvent des configurations irrégulières et brûlent à des intensités variables, un paysage façonné par des incendies est plus hétérogène en terme de bordure et de structure; c'est-à-dire qu'il y a plus d'îlots non perturbés et de zones intermédiaires entre les aires non-perturbées et très perturbées. Les incendies génèrent une plus grande quantité de chicots que des coupes totales tandis que l'humus forestier est généralement plus mince après un incendie sévère qu'après une coupe. Les communautés végétales et fauniques qui s'établissent après feu et coupe diffèrent alors souvent ou présentent différentes proportions d'espèces (Lecomte *et al.*, 2006). Les vieux peuplements sont plus rares sous un régime de perturbations anthropiques et la régénération feuillue, notamment celle du tremble, est plus importante après une coupe qu'après un feu (Bella, 1986; Timoney *et al.*, 1997; Grondin et Cimon 2003). En forêt boréale, un régime de perturbation anthropique favoriserait conséquemment une augmentation de la composante tremble.

La perte du caractère résineux des peuplements aménagés a été observée dans les dernières décennies (1970 à 1990) au Québec et plus spécifiquement en Abitibi et dans le Nord du Québec par Laquerre *et al.* (2009) et a été relaté dans le rapport 1995-1999 sur l'état des forêts québécoises (MRN 2002). Durant ces décennies, la superficie des peuplements résineux a en effet diminué à la faveur des peuplements feuillus dont la superficie est passée de 14 à 17%, et à la faveur des peuplements mixtes dont la superficie est passée de 26 à 31%. Cette diminution des résineux tolérants témoigne du rajeunissement de la forêt et reflète un changement d'équilibre dans la structure d'âge et la composition de la forêt par rapport à son état naturel historique. Ces changements vont donc à l'encontre des objectifs du maintien de la composition et de la structure des écosystèmes régis par les perturbations naturelles, une des pierres angulaires du maintien de la biodiversité selon le concept d'aménagement écosystémique (Bergeron *et al.*, 2002).

En principe, l'application d'un traitement sylvicole vise un ou plusieurs objectifs précis pour le peuplement traité et est cohérente avec une stratégie d'aménagement pour un territoire forestier plus vaste. L'aménagement écosystémique apporte une considération additionnelle et complémentaire à la notion de base de la foresterie qui soutient que des traitements sylvicoles ressemblent, s'inspirent ou sont des analogues de perturbations naturelles (Harvey et Brais 2007). De cette notion, découle la supposition que d'utiliser une variété de traitements permettrait de façonner

des peuplements et des forêts aux caractéristiques variées qui s'apparentent davantage aux paysages modelés par des perturbations naturelles.

La CPRS peut être comparée à un feu sévère, car tous deux produisent généralement des peuplements ayant une structure équiennne. Toutefois, la CPRS perturbe peu le sol tandis que plusieurs types de feux perturbent grandement le sol et que d'autres types de feu laissent le sol presque intact (Gauthier *et al.*, 2008). La structure équiennne est associée aux peuplements relativement jeunes dont le développement initial des arbres est à peu près synchronisé et qui n'ont pas encore atteint un stade de transition de canopée associée aux processus de succession secondaire. Depuis le début des années 90, presque la totalité des superficies récoltées en forêt boréale québécoise l'a été fait à l'aide de CPRS ce qui a eu comme conséquence de raréfier les peuplements, plus âgés, ayant une structure inéquiennne.

« Coupe partielle » n'est pas un terme sylvicole technique, mais plutôt une expression générique qui englobe toute coupe forestière qui n'extrait pas l'entièreté des tiges commerciales d'un peuplement traité. Un peuplement traité par coupe partielle, sans autre précision, peut vouloir dire qu'il est presque entièrement intact ou presque entièrement coupé – ou quelque part dans la gamme de conditions entre ces deux extrêmes. Les coupes partielles varient selon plusieurs aspects (pourcentage de prélèvement, essences prélevées, diamètres prélevés, arrangement spatial des ouvertures, etc.) (Gauthier *et al.*, 2008), et peuvent être appliquées avec différents objectifs. Par exemple, une éclaircie commerciale vise à augmenter la croissance d'un nombre réduit de tiges résiduelles tandis qu'une coupe progressive peut viser surtout l'établissement de la régénération naturelle avant une coupe finale.

Les coupes partielles peuvent aussi avoir comme objectif de favoriser le développement de peuplements de structure inéquiennne ou irrégulière qui ressemblent à ceux issus de perturbations de faible à moyenne intensité telles que les épidémies et le chablis. La structure inéquiennne est associée aux peuplements vieillissants. Dans une approche d'aménagement écosystémique, l'état historique des paysages forestiers d'une région fournit une référence de la variabilité naturelle de l'âge et de la composition de la mosaïque naturelle (Landres *et al.*, 1999). Si la réduction de l'écart entre les caractéristiques forestières de cette référence historique et celles du paysage aménagé constitue un objectif stratégique de l'aménagement écosystémique, l'état historique des paysages forestiers peut aussi fournir un cadre de référence général pour orienter l'utilisation de différents modes d'aménagement adaptés au régime de perturbations et à la structure d'âge de la forêt régionale (Gauthier *et al.*, 2008). Ainsi la proportion de forêt traitée par coupes totales (aménagement équiennne) et par des variantes de coupes partielles (aménagement équiennne ou inéquiennne) serait modulée par le cycle de

feu et la référence de structure d'âge naturelle de la forêt. Dans les 40 dernières années, l'utilisation des coupes totales et des CPRS a été généralisée en forêt boréale québécoise et canadienne menant inévitablement à une forêt plus jeune et plus simple (structure d'âge et composition plutôt uniforme). Bien qu'une plus grande application de coupes partielles soit plus souhaitable simplement du point de vue du maintien de la diversité des habitats, elles ne constituent pas un traitement sylvicole passe-partout; elles devraient être appliquées plutôt là où la structure et la composition des peuplements s'y prêtent et où elles pourraient atteindre des objectifs bien spécifiques. Par exemple, dans une région où il y a moins de vieux peuplements comparé à la proportion historique, il serait approprié d'effectuer plus de coupes partielles afin de faire évoluer certains peuplements vers des conditions apparentant davantage aux vieilles forêts (dominance d'essences tolérantes à l'ombre et de fin de succession, structure diamétrale en J inversé, présence de plusieurs strates de végétation et présence importante de bois mort debout et au sol) (Gauthier *et al.*, 2008; Gauthier et Kneeshaw, 2003). De plus, il a été suggéré que des pratiques sylvicoles adaptées, comme des variantes de coupes partielles ou des coupes à rétention variable, pourraient davantage permettre de maintenir certaines composantes clés des habitats fauniques et de réduire l'ampleur de la reprise des espèces feuillues à l'échelle du peuplement (Huffman *et al.*, 1999; Frey *et al.*, 2003a; Groot *et al.* 2004; Gauthier *et al.*, 2008).

En Abitibi-Témiscamingue, le tremble est généralement associé aux sols riches à texture fine présentant un drainage modéré à imparfait (Harvey et Bergeron, 1989 ; Stoeckeler et Macon, 1956). Lu et Sucoff (2001) ont trouvé que la croissance des semis de tremble augmentait avec l'apport en calcium, composante abondamment présente en sol argileux riche. Les pessières noires sur argile mésique seraient donc particulièrement sensibles à l'enfeuillage (Brumelis et Carleton, 1988 ; Laquerre *et al.*, 2009).

Le tremble est une espèce adaptée aux perturbations en raison de sa grande capacité à s'établir et à croître rapidement après perturbation (Bates *et al.*, 1993; Gauthier *et al.*, 2000; Niinemets et Valladares, 2006). Cette espèce peut se régénérer par reproduction sexuée en produisant annuellement une très grande quantité (de l'ordre du million) de minuscules graines (Burns et Honkala, 1990). Étant très petites, ces graines sont toutefois fragiles et leur fécondité est éphémère. Elles ont donc besoin d'un sol minéral ou organique très mince pour germer et survivre (Greene *et al.*, 2007). Le tremble peut également se reproduire localement par drageonnement racinaire, un mode de reproduction végétatif très efficace qui consiste à produire des rejets, les drageons, à partir de la racine d'un arbre, la tige mère, lorsque celle-ci meurt ou est blessée. Les auteurs ne s'entendent pas quant à la portée du drageonnement, celle-ci serait de 14,3 à plus de 30 mètres de la tige mère (Laquerre *et al.*, 2011). Au début de son développement, un drageon peut avoir un taux de croissance très élevé, par rapport aux

semis issus de graines de tremble ou d'autres espèces, car il est alimenté directement par les réserves d'hydrates de carbone contenues dans le système racinaire de la tige mère (Schier, 1981). Par ailleurs, en bonnes conditions environnementales (lumière abondante et sol chaud), la densité de drageons peut être très élevée après perturbation. Brais *et al.* (2004), par exemple, ont observé une densité d'environ 103 000 tiges/ha un an suivant la coupe totale de peuplements de trembles.

De nombreuses études en forêts tempérée et boréale mélangée ont démontré que la coupe totale entraîne une régénération de tremble plus importante que la coupe partielle (Pothier et Prévost, 2002; Prévost et Pothier, 2003; Brais *et al.*, 2004; MacDonald *et al.*, 2004. Gradowski *et al.*, 2008; Man *et al.*, 2008). Cette tendance est expliquée par les effets physiologiques induits par la mort des trembles (perte de dominance apicale) et par les conditions environnementales induites par la perturbation du peuplement et du sol (augmentation de la luminosité et de la température).

La mort d'une tige mère, lors de sa récolte, romps le signal hormonal de dominance apicale, ce qui déclenche le drageonnement (Steneker, 1974). Chez le semi de tremble, la dominance apicale est maintenue indirectement par l'auxine, une phytohormone qui induit la synthèse d'éthylène. L'éthylène est connu pour inhiber le débourrage des bourgeons (Frey *et al.*, 2003a). L'auxine est principalement sécrétée par les cellules méristématiques contenues dans les bourgeons, les jeunes feuilles et la tige (Wan *et al.*, 2006). Si ces organes sont prélevés ou meurent, le signal de dominance apicale s'affaiblit ou est interrompu. Les drageons prennent naissance de cellules méristématiques du cambium racinaire. Ces cellules se transforment successivement en primordia, bourgeon, puis en courte tige latente qui se développeront en drageons lorsque la dominance apicale sera rompue. Par exemple, certaines perturbations telles que la coupe de l'arbre, des blessures racinaires, et la défoliation favorisent le déclenchement du drageonnement (Frey *et al.* 2003a). Si on coupe seulement une portion des trembles dans un peuplement, le drageonnement est stimulé chez moins d'arbres qu'en coupe totale. De plus, en coupe totale, le sol est généralement plus perturbé par la circulation de la machinerie et les conditions environnementales sont davantage favorables (plus de lumière et températures au sol plus élevée) à la stimulation du drageonnement, ainsi qu'à la croissance et survie des drageons (Fraser *et al.*, 2002).

La perturbation du sol peut favoriser ou défavoriser la survie et le développement de la régénération de tremble, dépendant de la sévérité de la perturbation. L'orniérage et le compactage du sol réduisent l'oxygénation du sol et l'infiltration de l'eau dans le sol, nuisant ainsi à la survie de la régénération arborescente (Harvey et Bergeron, 1989). Les sols argileux sont particulièrement sensibles à de telles perturbations. Toutefois, si la machinerie expose le sol minéral, sans perturber davantage le sol, il en résultera vraisemblablement un réchauffement du sol et la formation de milieux

propices à la germination des graines de tremble, ce qui favorisera l'établissement et la croissance du tremble (Bates *et al.*, 1989 ; Bella, 1986; Maini et Horton, 1966). La machinerie pourrait aussi avoir un effet positif indirect sur la régénération de tremble : la réduction de la compétition. En effet, selon Brumelis et Carleton (1988), lors de la récolte et de la préparation de terrain, la destruction de la régénération préétablie de conifères tolérants à l'ombre favoriserait la régénération des feuillus de lumière qui s'établissent après la coupe.

Étant donné l'importance du drageonnement comme mode de propagation locale chez le tremble, la densité de régénération locale de l'espèce dépend fortement de l'abondance de racines de tremble. Puisqu'il est impossible, ou du moins très peu pratique, de mesurer l'abondance de racines de tremble dans un peuplement, la surface terrière de tremble peut se substituer à cette mesure et fournir un indice du potentiel de drageonnement. La surface terrière a été en effet reconnue comme une variable déterminante de la densité de la régénération du tremble après perturbation (Graham *et al.*, 1963; Greene *et al.*, 1999). De plus, la comparaison de certaines études montre que la densité de régénération de tremble est plus élevée lorsque le pourcentage de tremble est élevé dans le peuplement traité (Brais *et al.*, 2004; Gradowski *et al.*, 2008; Man *et al.* 2008). Effectivement, un an après coupe totale et coupes partielles (deux tiers et un tiers) d'un peuplement dominé par le tremble, Brais *et al.* (2004) ont mesuré des densités de 102 916, 63 333 et 28 751 tiges de régénération de tremble par hectare. L'année suivante, les densités de régénération de tremble ont commencé à décroître. En forêt mixte, Prévost et Pothier (2003) ont trouvé 4 700, 17 600, 32 300 et 50 600 tiges de régénération de tremble par hectare un an après des récoltes forestières de 35, 50, 65 et 100 % de la surface terrière. Dans le cas de cette étude, la densité maximale de régénération de tremble a aussi été atteinte l'année suivant la coupe. Les densités de régénération de tremble diminuent en fonction de l'abondance du tremble avant coupe et du taux de prélèvement. Lavertu *et al.* (1994) a cependant observé peu de différence dans la densité de la régénération du tremble suite à la coupe totale de peuplements de différents stades de succession en autant que l'espèce ait été présente dans la strate arborescente au moment de la coupe. Cette observation est vraisemblablement due à une rapide saturation de tige de régénération de tremble dans le milieu.

De façon générale, en forêt boréale québécoise, la fibre résineuse est plus convoitée que la fibre feuillue par l'industrie forestière (Voss, 2000). Après perturbation, l'arrivée à maturité d'une cohorte résineuse peut être retardée si une proportion élevée de feuillus intolérants s'installe en premier (Brumelis et Carleton 1989; Drapeau *et al.*, 2000; Prévost et Pothier 2003). Pour contrer ce phénomène, l'industrie forestière intervient en réalisant des traitements de gestion

de la végétation compétitrice feuillue et du regarni, ce qui fait augmenter les coûts de production à court terme (Prévost et Pothier, 2003).

Cette étude s'inscrit dans un programme de recherche visant à comprendre la dynamique forestière associée à la présence du tremble en forêt boréale. D'une part, ce mémoire cherche à vérifier si, en peuplement résineux parsemé de trembles, une coupe partielle où tous les trembles marchands sont récoltés fait diminuer la probabilité de présence de régénération de tremble après coupe, comparé à la CPRS (aucun traitement post-coupe n'a été effectué sur les sites). Cet effet est reconnu en peuplement mixte (Stoekeler et Macon, 1956; Huffman *et al.*, 1999; Prévost et Pothier, 2003; Frey *et al.*, 2003b), mais a été peu étudié en peuplement résineux. Notre étude se situe donc dans un contexte particulier du fait que les tiges mères de tremble étaient très peu abondantes avant coupe, comparé aux autres études publiées qui avaient des buts semblables aux nôtres. Le deuxième but du projet consiste à observer la distribution spatiale de la régénération de tremble en fonction de deux paramètres : la localisation des tiges mères coupées et les sentiers de débardage. Puisque nous supposons que la régénération locale du tremble se fait principalement par drageonnement, nous nous attendons à ce que la distribution spatiale de la régénération suive la distribution spatiale des tiges mères, autant en coupe partielle qu'en CPRS. Pour ce qui est de la localisation des sentiers de débardage, nous supposons que ceux-ci vont favoriser la régénération du tremble car une perturbation modérée des racines de tremble semble favoriser leur drageonnement. Cette étude s'appuie sur sept ans d'échantillonnage en forêt résineuse, soit l'année avant coupe et six ans après coupe. Nos conclusions porteront donc sur la réponse à court et à moyen terme de la régénération du tremble à deux types de coupes forestières.

CHAPITRE II

RÉGÉNÉRATION DU PEUPLIER FAUX-TREMBLE (*POPULUS TREMULOIDES*) APRÈS
COUPE PARTIELLE EN PESSIÈRE À ÉPINETTE NOIRE PARSEMÉE DE PEUPLIER

2.1 Introduction

Le tremble (*Populus tremuloides*) est une espèce pionnière de la forêt boréale. Cette espèce peut se régénérer par graine (Burns et Honkala, 1990; Greene *et al.*, 2007), mais, localement, se propage abondamment par drageonnement racinaire (Frey *et al.* 2003a). Ce dernier mode de reproduction est principalement déclenché par la mort et parfois par une blessure de la tige mère (bris de branches, défoliation, lésion racinaire) qui perturbent le transport ou l'émission des hormones signalant la dominance apicale (Steneker, 1974; Frey *et al.*, 2003a). Une fois le drageonnement déclenché, les taux de croissance et de survie des drageons seraient favorisés par l'augmentation de la température du sol et un apport accru de lumière (Farnier, 1963; Steneker, 1974; Fraser *et al.*, 2002; Frey *et al.*, 2003b). Ces conditions environnementales accompagnent habituellement les perturbations importantes (Pothier et Prévost, 2002; Brais *et al.*, 2004; Wan *et al.*, 2006). Les drageons peuvent avoir un très haut taux de croissance durant leurs premières années de vie ($> 1\text{ m an}^{-1}$) et sont donc très compétitifs comparé aux semis d'autres espèces arborescentes issus de graines (Brumelis et Carleton, 1989; Frey *et al.*, 2003a).

En forêt boréale mixte, après une perturbation, le tremble peut donc dominer ou constituer une importante proportion d'une première cohorte d'arbres, même s'il n'était pas l'espèce dominante avant perturbation (Bergeron, 2000). Ensuite, avec le temps, les tiges de cette première cohorte (feuillue ou mixte) commenceront à dépérir graduellement, laissant place à un sous couvert d'espèces résineuses tolérantes à l'ombre, dont le sapin baumier (*Abies balsamea*) et les épinettes blanche (*Picea glauca*) et noire (*P. mariana*). Les espèces résineuses tolérantes reviendront progressivement dominer la canopée du peuplement (Harvey et Bergeron, 1989; Lavertu *et al.*, 1994; Bergeron *et al.*, 2002). Ce changement naturel de dominance d'espèces correspond au concept de « succession », soit l'occupation successive de la canopée par différentes communautés végétales (Kimmins, 1997). Le terme « enfeuillage » est davantage associé à l'utilisation des ressources forestières et réfère à une augmentation post-perturbation (souvent post-récolte) de la proportion feuillue d'un peuplement par rapport à sa proportion feuillue d'origine (Déry, 1995; Déry *et al.*, 2000). Ce changement de dominance à l'échelle du peuplement peut également se refléter à l'échelle du paysage. Un paysage fortement aménagé aura tendance à composer davantage de peuplements composés d'essences de lumière. En comparaison, un paysage naturel comportera généralement plus de vieilles forêts et sera dominé par des peuplements résineux composés d'essences plus tolérantes à l'ombre telles que le sapin baumier et les épinettes.

En forêt boréale québécoise, la fibre résineuse est beaucoup plus abondante et utilisée que la fibre feuillue (Voss, 2000). Les industries de sciage et de pâtes et papiers opérant en forêt boréale cherchent donc à récolter des peuplements à forte composante résineuse. Depuis une quinzaine d'années, l'industrie exploitant ces essences exprime sa préoccupation concernant la perte de vocation résineuse des territoires coupés, notamment en Abitibi et dans le Nord du Québec. En effet, l'exploitation forestière des trente à quarante dernières années a laissé un couvert forestier plus feuillu qu'il l'était historiquement (Drapeau *et al.*, 2000). À l'échelle du peuplement, on anticipe que ce phénomène retardera l'arrivée à maturité et la récolte de la composante résineuse (Brumelis et Carleton, 1989; Prévost et Pothier, 2003) et aura donc forcément un impact sur la possibilité forestière résineuse. Pour contrer l'envahissement par les feuillus, l'industrie forestière et le gouvernement investissent en reboisant et en réalisant des traitements sylvicoles de contrôle de la végétation compétitrice feuillue, ce qui fait augmenter les coûts de remise en production (Prévost et Pothier, 2003).

D'un point de vue écosystémique, le passage d'un couvert résineux à un couvert mélangé peut être problématique s'il entraîne un déséquilibre dans la variabilité naturelle de la composition forestière. Cela peut être causé par un cycle de récolte forestière plus court que le cycle historique des perturbations naturelles. Si la récolte forestière fait augmenter la superficie totale perturbée au-delà de la variabilité naturelle régionale, on peut s'attendre à une augmentation de la proportion des peuplements feuillus et mixtes/feuillus (ou des peuplements jeunes) dans une région donnée par rapport à leurs proportions historiques. (Grondin et Cimon, 2003; Cyr *et al.*, 2009). Autrement dit, le rajeunissement de la forêt lorsqu'il implique des changements de la composition et de la structure des peuplements peut constituer un enjeu écologique (Bergeron *et al.*, 2002).

Les coupes partielles ont été proposées comme moyen sylvicole pour freiner l'établissement des feuillus intolérants à l'ombre en forêt mixte. En effet, plusieurs études ont démontré que la régénération du tremble est moins abondante après coupe partielle qu'après coupe totale (Stoekeler et Macon, 1956; Huffman *et al.*, 1999; Prévost et Pothier, 2003; Frey *et al.*, 2003b). Cet effet serait dû 1) au prélèvement partiel des tiges mères de tremble et 2) aux conditions environnementales moins favorables après coupe partielle, notamment l'obstruction de la lumière par les arbres résiduels et le moindre réchauffement du sol comparé à la coupe totale (Farmer, 1963; Fraser *et al.*, 2002; Frey *et al.*, 2003a). Les études sont nombreuses à ce sujet en forêt mixte (Amacher *et al.*, 2001 ; Brais *et al.* 2004 ; Brumelis et Carleton, 1989; Gradowski *et al.*, 2008 ; Frey *et al.*, 2003b ; Prévost et Pothier, 2003), mais on ne connaît pas bien le comportement de la régénération du tremble après coupe partielle en forêt boréale résineuse. Toutefois, certaines études indiquent que la régénération du tremble après coupe tend à diminuer en fonction de la proportion de tiges mères dans le peuplement d'origine (Brais

et al., 2004 ; Gradowski *et al.*, 2008 ; MacDonald *et al.*, 2004; Man *et al.*, 2008 ; Prévost et Pothier, 2003). Il serait donc très probable que la régénération du tremble soit moins abondante en peuplement résineux qu'en peuplement mixte.

Le principal objectif de cette étude est de déterminer si, en pessière à épinette noire parsemée de trembles, la régénération du tremble peut être limitée par une coupe partielle à prélèvement variable (33 à 75%) où tous les trembles marchands sont prélevés. Nous supposons que la régénération du tremble sera plus abondante après CPRS qu'après coupe partielle, comme démontré en peuplements mixte et feuillu, puisque cette forme de coupe a tendance à créer des conditions environnementales plus favorables au drageonnement et à la régénération par graine. Compte tenu de l'importance de la propagation végétative (drageonnement racinaire) chez le tremble, nous anticipons que la régénération du tremble se situera à proximité des tiges mères prélevées, car les racines de trembles y sont plus abondantes. Enfin, nous voulons vérifier si la présence des sentiers de débardage favorise ou défavorise la régénération du tremble. Étant donné que la perturbation du sol en sentier de débardage est modérée sur nos sites, nous supposons que cette perturbation stimulera les systèmes racinaires des tiges mères et favorisera ainsi le drageonnement. En effet, l'exposition du sol minéral par la machinerie de récolte aurait tendance à favoriser l'établissement et la croissance du tremble en réchauffant le sol (Bates *et al.*, 1989 ; Bella, 1986; Maini et Horton, 1966).

2.2 Matériels et méthodes

2.2.1 Aire d'étude

Les domaines bioclimatiques de la pessière à mousse et de la sapinière à bouleau blanc composent la forêt boréale continue et commerciale du Québec. L'aire d'étude est située dans l'ouest de cette forêt c'est-à-dire dans les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest et pessière à mousses de l'Ouest (fig. 2.1 ; tabl. 2.1). La frontière entre ces deux sous-domaines se situe approximativement à la latitude 49°N mais la transition entre les deux zones est plutôt graduelle. Par ailleurs, Grondin et Cimon (2003) constatent une migration vers le nord de cette frontière depuis la colonisation de la région par l'humain. Les précipitations annuelles du secteur d'étude sont environ de 890 à 906 mm et la température moyenne annuelle se situe entre -0,7 et 1,2°C (tabl. 2.1). Située dans la partie la plus méridionale de la forêt boréale, la sapinière à bouleau blanc est caractérisée, sur sites mésiques, par la présence du sapin baumier, de l'épinette blanche et du bouleau blanc (*Betula papyrifera*). L'épinette noire se retrouve sur une gamme de sites xérique à hydrique. Le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) est caractéristique des dépôts grossiers xérique à mésique. Pour sa part, le mélèze laricin (*Larix laricina*) est associé aux sites organiques hydriques. Le tremble peut se

retrouver sur une variété de sites mais est surtout associé aux dépôts à texture fine, de mésique à subhydrique, particulièrement les argiles glacio-lacustres. La sapinière à bouleau blanc est donc un domaine globalement mixte où la dynamique végétale est relativement complexe. En général, après une perturbation importante, la régénération pionnière s'y établit massivement et composera une importante partie de la première cohorte d'arbres (Bergeron *et al.*, 2002). Les espèces arborescentes pionnières les plus communes sont le tremble, le bouleau blanc et le pin gris (Gauthier *et al.*, 2000). Ces espèces possèdent un statut d'espèce pionnière car elles sont intolérantes à l'ombre (Niinemets et Valladares, 2006) et ont une croissance relativement rapide, ce qui favorise leur dominance initiale suite aux perturbations comme les incendies ou les coupes totales. Les essences de lumières telles que le bouleau blanc, le tremble et le pin gris sont plus abondantes dans l'ouest de la sapinière à bouleau blanc. La pessière à mousses, située plus au nord, est un domaine globalement résineux où généralement, l'épinette noire succède à elle-même après perturbation (Bergeron *et al.*, 2002). L'épinette noire y est parfois accompagnée du sapin baumier, pin gris, bouleau blanc, tremble et peuplier baumier (*Populus balsamifera*) (Saucier *et al.* 2003).

2.3 Dispositif expérimental

Dans le cadre du projet, les peuplements résineux matures à dominance d'épinette noire ou de pin gris, situés sur des dépôts d'argile mésique (4GA 3-4), et ayant une composante mineure de tremble ont été recherchés. Suite à des consultations avec les compagnies forestières Tembec, Matériau Blanchet et Abitibi-Bowater, les secteurs potentiels, prévus pour la récolte en 2002-2003, ont été localisés. Ensuite, l'étude de photos aériennes et une campagne de reconnaissance sur le terrain ont permis de vérifier la composition des peuplements et le type de site. Les parcelles expérimentales de 1,44 ha (120m x 120m), identifiées par les lettres A à N, ont alors été balisées. Chacune contenait entre 8 et 183 tiges matures de tremble. Le dispositif expérimental a été structuré en blocs complets aléatoires qui renferment chacun de 4 à 5 parcelles expérimentales (fig. 2). Chaque parcelle a reçu un traitement soit de coupe partielle ou de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). La CPRS représente le traitement témoin du dispositif. Au total, le dispositif expérimental renferme 14 parcelles dont 3 parcelles ayant subi une CPRS et 11 parcelles ayant subi une coupe partielle. Avant coupe, les parcelles étaient dominées par l'épinette noire ou le pin gris et avaient une faible composante de tremble marchand variant de 0,4 à 4,1 m²ha⁻¹ (1,6 à 14,1% de la surface terrière totale par parcelle) (tabl. 2.2). Les parcelles ont été récoltées entre l'hiver 2002 et le printemps 2003, échantillonnées de 2002 à 2008 inclusivement et les débris au sol et la végétation du sous-bois caractérisés en 2003 (tabl. 2.1 ; tabl. 2.2).

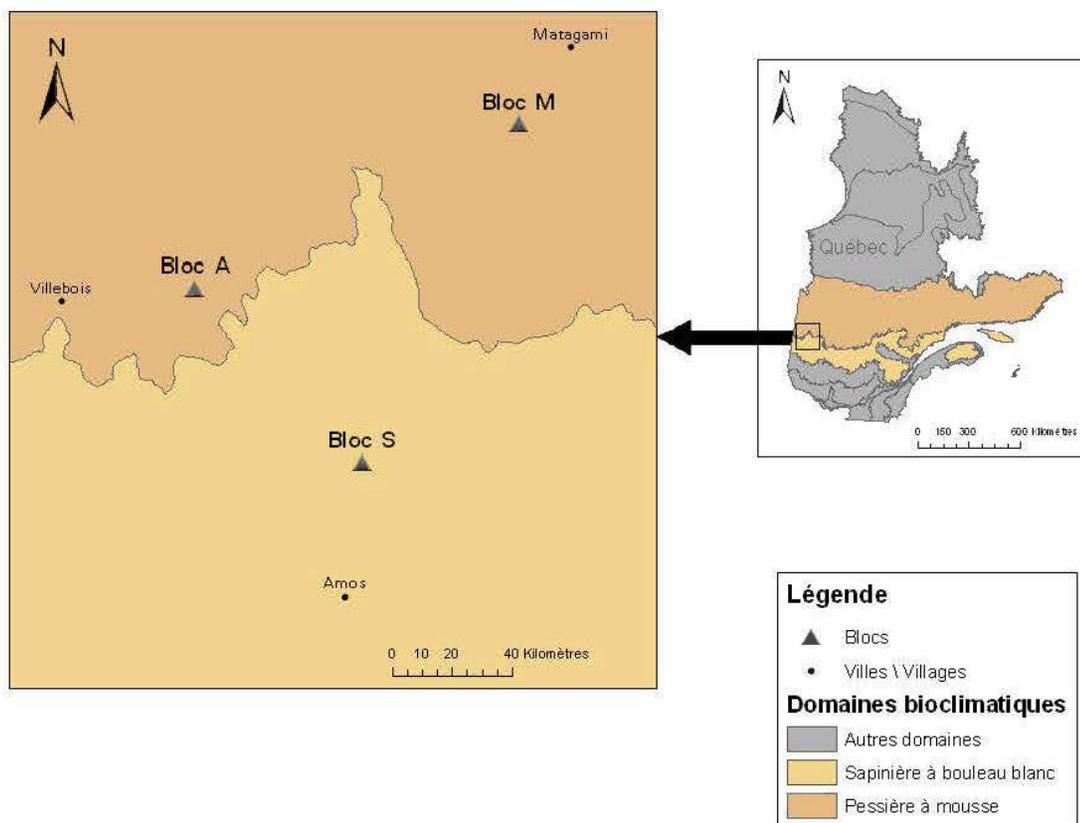


Figure 2.1 Carte de localisation des blocs expérimentaux dans le nord-ouest du Québec. (Amos : 48°57' N 78°12' O ; Matagami : 49°75' N 77°65' O ; Villebois : 49°10' N 79°19' O)

Tableau 2.1 Informations générales à propos des blocs expérimentaux

	Bloc		
	Authier Nord ^a	Saint-Dominique	Matagami
Sous-domaine bioclimatique	Pessière à mousse de l'Ouest	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Pessière à mousse de l'Ouest
Espèce arborescente dominante avant coupe	Pin gris	Épinette noire	Épinette noire
Âge moyen avant coupe	70 ans	83 ans	78 ans
Appellations cartographiques avant coupe	PGE B3 70 4GA 4 EE A3 70 4GA 4 PEPE A1 70 4GA 4 EPG A 70 4GA 4	PGE B2 70 4GA 4 EE A3 70 4GA 4 EE B3 70 4GA 4	EE B3 70 EE B3 50 EE C3 70
Température moyenne annuelle ^b	0,75° C (La Sarre)	1,2° C (Amos)	- 0,7 °C (Matagami)
Précipitation annuelle moyenne ^b	889,8 mm (La Sarre)	918,4 mm (Amos)	905,5 mm (Matagami)
Période d'abattage	Mars 2003 ^c et mai 2002 ^d	Décembre 2002 ^c	Septembre 2002 ^d
Compagnie ayant effectué les coupes	Tembec	Matériaux Blanchet	Abitibi Bowater

a : Une parcelle de ce bloc avait un dépôt de surface de till

b : (Environnement-Canada, 2007), valeurs normales pour la période 1971 à 2000

c : Sol gelé

d : Sol non gelé

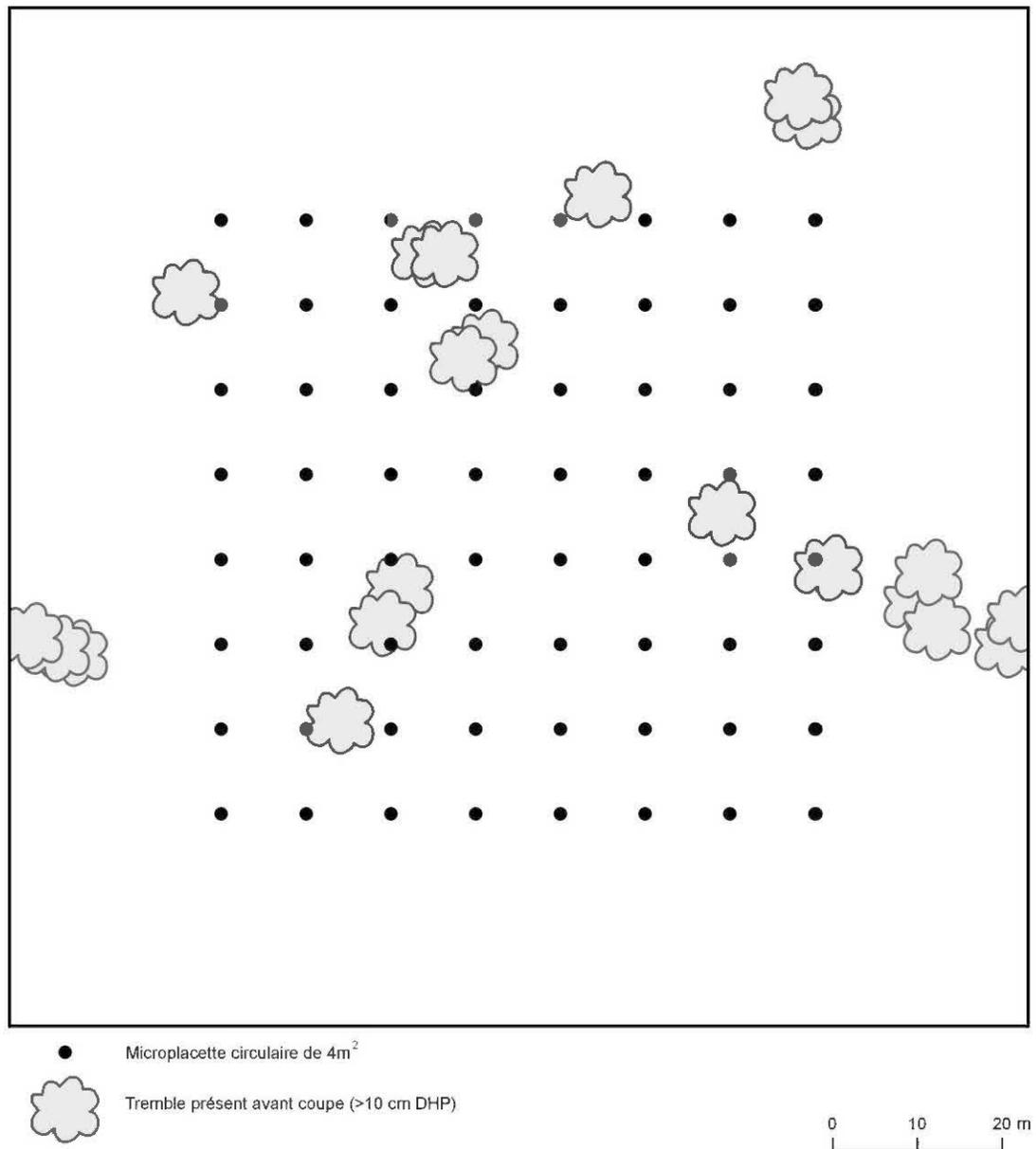


Figure 2.2 Schéma d'une parcelle expérimentale. Toute tige mature de tremble a été localisée et le DHP mesuré à l'intérieure de la parcelle de 120m x 120m tandis que la régénération a été suivie dans les 64 microplacettes de 4 m² distancées de 10 m à l'intérieur de la parcelle.

2.4 Traitements

Chaque parcelle expérimentale a été traitée soit par CPRS soit par une coupe partielle à prélèvement variable (33 à 75% de surface terrière) (CP). Dans les CP, tous les trembles ont été récoltés (tabl. 2.2). Les parcelles ont été récoltées à l'aide d'abatteuses-groupeuses. Les arbres ont été traînés au chemin par des débusqueuses à grappin où ils étaient ébranchés et chargés sur camions. La coupe partielle était caractérisée par des sentiers de largeurs variant entre 4,5 et 10,5 m séparés par les bandes résiduelles de largeur variable (6 à 31 m) composées d'essences résineuse et de trouées de tailles variables où les trembles ont été récoltés. En général, dans une coupe partielle, les tiges résineuses ont été récoltées uniquement dans les sentiers et où elles obstruaient l'abattage des trembles. Aucune préparation de terrain ou autre traitement sylvicole n'a été réalisé suite aux coupes.

2.5 Collecte de données

2.5.1 Caractérisation des peuplements et de la composante de tremble

Deux placettes d'inventaire dendrométrique circulaires de 400 m² ($r = 11,28\text{m}$) centrées aux coordonnées (45,45) et (75,75) de chaque parcelle ont été instaurées en 2002 (avant coupe) et inspectées à nouveau en 2003 (un an après coupe). Avant coupe, à l'intérieur des placettes, tous les arbres au diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur ou égal à 10 cm (tiges marchandes) ont été identifiés et leur DHP mesuré à l'aide d'un compas forestier. Ces données ont permis le calcul de la surface terrière des espèces - autre que le tremble - composant les parcelles avant coupe (tabl. 2.2). La strate de gaules a été caractérisée par classe de 2 cm de DHP dans une sous-placette circulaire de 40 m² située au centre de la placette principale. La surface terrière de tremble a été mesurée à partir du DHP de chaque tige de tremble, à l'intérieur de la parcelle de 120m x 120m mesurée avant coupe. En 2002, les coordonnées des tiges marchandes de tremble ont été notées avec une précision de 0,5 m dans chaque parcelle (120m x 120m) (fig. 2). Leur DHP a aussi été mesuré et une classe de santé leur a été attribuée (vigoureux, dépérissant, mort).

L'âge moyen des blocs a été estimé à l'aide de 6 carottes dendrométriques par parcelle (tabl. 2.1). Un inventaire du chablis a été effectué en 2005 et 2008 à l'aide de deux transects de 4x120m traversant perpendiculairement les sentiers de débardage de chaque parcelle de coupe partielle.

Tableau 2.2 Surface terrière des espèces présentes avant coupe et pourcentage de prélèvement des 14 parcelles

Bloc	Traitement (% de prélèvement)	Parcelle	Surface terrière (m ² ha ⁻¹)					Total
			Épinette	Pin gris	Sapin baumier	Bouleau blanc	Tremble	
M ^a	CP (66,2 %)	A	11,2	2,1	0,0	0,0	2,2 (6,1 % ^d)	15,5
M	CP (40,3 %)	B	33,5	0,0	0,2	0,5	1,4 (3,4 %)	35,6
M	CP (36,0 %)	C	39,8	0,5	0,0	0,3	0,9 (6,5 %)	41,5
M	CPRS (100,0 %)	L	14,1	0,0	0,0	0,0	0,4 (1,6 %)	14,5
S ^b	CP (59,5 %)	D	11,2	1,0	0,0	0,0	2,3 (14,1%)	14,5
S	CP (56,3 %)	E	23,7	2,4	0,0	0,0	4,1 (13,5 %)	30,2
S	CP (36,2 %)	F	13,1	23,2	0,0	0,0	2,4 (6,1 %)	38,7
S	CP (39,4 %)	G	9,6	22,0	0,2	0,0	4,0 (11,2 %)	35,8
S	CPRS (100,0 %)	M	14,1	1,0	0,0	0,0	0,8 (2,0 %)	15,9
A ^c	CP (74,9 %)	H	11,2	28,2	0,0	0,0	0,5 (4,2 %)	39,9
A	CP (37,2 %)	I	14,8	15,0	0,0	0,0	1,5 (9,1 %)	31,3
A	CP (50,7 %)	J	2,9	16,0	0,0	0,0	2,4 (7,5 %)	21,3
A	CP (32,8 %)	K	9,6	18,2	0,1	0,0	1,3 (6,3 %)	29,2
A	CPRS (100,0 %)	N	14,1	21,1	0,0	0,0	2,0 (5,2 %)	37,2

a : Bloc Matagami

b : Bloc St-Dominique

c : Bloc Authier Nord

d : pourcentage de la surface terrière totale composée de tremble

Tableau 2.3 Caractérisation des parcelles 1 an après coupe

		Bloc M			Bloc S			Bloc A			Moyenne des blocs
		CP	CPRS	Total ^a	CP	CPRS	Total ^a	CP	CPRS	Total ^a	
Épaisseur Moyenne (cm)	Horizon organique	29,12	31,08	29,61	13,90	23,33	15,79	13,56	13,47	13,54	18,93
	Débris ligneux	2,54	2,69	2,57	2,71	2,34	2,64	3,30	2,67	3,17	2,81
Moyenne^b de classe de pourcentage de recouvrement^c	Débris ligneux >4cm	2,12	2,27	2,16	2,27	2,53	2,32	2,28	2,47	2,31	2,27
	Débris ligneux <4cm	2,53	2,55	2,53	2,62	3,11	2,72	2,50	2,61	2,52	2,59
	Litière d'aiguilles	2,90	2,86	2,89	3,77	3,72	3,76	3,24	3,55	3,30	3,35
	Litière de feuilles	0,98	0,20	0,79	1,18	0,33	1,01	1,56	0,20	1,29	1,04
	Exposition F/H	0,95	2,19	1,26	0,46	0,36	0,44	0,35	0,23	0,33	0,63
	Exposition sol minéral	0,06	0,08	0,06	0,05	0,00	0,04	0,05	0,02	0,05	0,05
	Surface en roche	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,02	0,01
	Surface en eau	0,26	0,55	0,33	0,01	0,11	0,03	0,01	0,09	0,03	0,12
	Sphaigne	2,03	2,08	2,04	0,91	3,66	1,46	0,17	1,19	0,38	1,24
	Hypnacées	3,19	2,19	2,94	4,14	2,91	3,89	3,32	3,94	3,45	3,46
	Mousse morte	1,74	2,83	2,01	0,50	1,66	0,73	0,54	1,23	0,68	1,08
	Éricacée	1,01	1,09	1,03	0,51	1,13	0,63	1,03	0,70	0,97	0,87
	Herbacée	1,44	0,80	1,28	1,65	1,19	1,56	1,86	1,30	1,74	1,55
	Graminées	0,23	0,44	0,28	0,06	0,20	0,09	0,08	0,03	0,07	0,14
	Framboisier	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,31	0,02	0,25	0,09
	Arbuste haut	0,91	0,69	0,85	0,08	0,16	0,10	1,30	0,25	1,09	0,67

a : Moyenne pour l'ensemble des parcelles d'un bloc donné,

b : Valeur moyenne calculée à partir de toutes les microplacettes d'un traitement donné dans un bloc donné.

c : Classes de pourcentage de recouvrement : 1 < 1% ; 2 = 1-5% ; 3 = 6-25% ; 4 = 26-50% ; 5 > 50%

2.5.2 Caractérisation du substrat et suivi de la régénération

Chaque parcelle possédait 64 microplacettes permanentes de 4m^2 ($r = 1,3\text{ m}$) distribuées systématiquement sur une grille virtuelle de $70 \times 70\text{m}$ située au centre de la parcelle (fig.2). Le centre de chaque microplacette a été localisé par une tige de métal identifiée par une étiquette. Les parcelles ont été caractérisées en 2003, soit un an après coupe, à l'aide de plusieurs variables du substrat et végétales, dans chaque microplacette, et énumérées au tableau 2.3. La régénération ligneuse a été échantillonnée, dans chaque microplacette permanente, de 2002 à 2008 inclusivement. On y a dénombré les tiges de régénération ligneuse par espèce et par classe de hauteur (1 à 50 cm ; 51 à 100 cm ; 101 cm et plus).

2.5.3 Variables explicatives

L'effet de la coupe partielle à prélèvement variable, où toutes les tiges marchandes de tremble ont été prélevées, a été comparé à celui de la CPRS. La variable traitement (TRAIT) a été analysée en tant que variable catégorique à deux niveaux : CPRS (témoin) et coupe partielle (traité). Chaque tige mère marchande a été mesurée (DHP) et cartographiée (coordonnées x, y) en 2002 dans les parcelles A à N (fig. 2.2). La surface terrière de tremble marchand avant coupe a été calculée pour chaque parcelle à partir des mesures de DHP des tiges mères. De plus, une carte de localisation des tiges mères de tremble a été construite pour chaque parcelle à l'aide des coordonnées et du logiciel ArcGIS dans lequel un cercle (rayon = 10 m) a été tracé concentriquement à chaque tige mère. Tout en supposant que l'étendue du système racinaire des arbres soit variable et corrélée à la taille de la partie aérienne de chaque individu, nous soutenons que chaque cercle de 10m de rayon délimite l'estimation de l'aire minimale d'influence de drageonnement de la tige mère associée. Pour une microplacette donnée, la valeur d'abondance de tiges mères à proximité (PROXIM) représente le nombre d'aires d'influence de drageonnement touchant à la microplacette en question. PROXIM est une variable catégorique à 4 niveaux : 0 = aucune aire d'influence de drageonnement ne touche à la microplacette ; 1 = 1 aire ; 2 = 2 aires ; 3 = 3 aires et plus) (fig. 2.3). À l'aide du logiciel ArcGIS, nous avons créé une carte matricielle représentant la valeur de PROXIM pour chaque mètre carré de chaque parcelle expérimentale. SENTIER est une variable catégorique à deux niveaux, soit présence/absence d'un sentier de débardage dans une microplacette donnée.

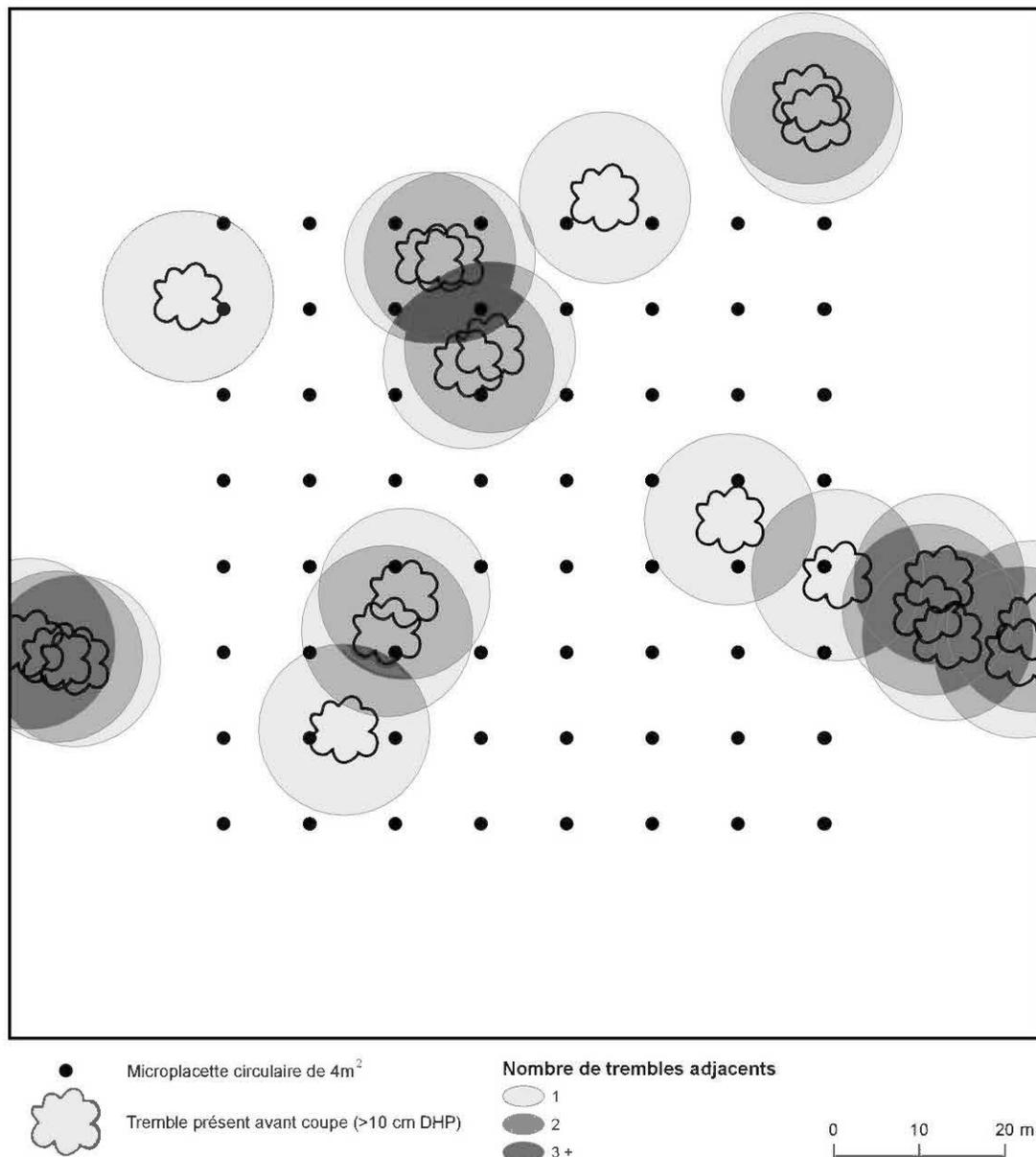


Figure 2.3 Carte matricielle représentant la variable PROXIM (même parcelle expérimentale qu'à la figure 2.2). Les pixels gris représentent les zones minimales d'influence de drageonnement des tiges mères (PROXIM). Plus la couleur est foncée, plus la valeur de PROXIM est élevée. Les microplacettes dans les zones blanches ont une valeur de PROXIM de 0 et représentent une absence d'influence de drageonnement des tiges mères.

2.5.4 Modèles statistiques

Le but des analyses est de déterminer quelles variables influencent la présence de régénération de tremble à l'échelle de la microplacette. L'échelle de la microplacette a été choisie car les tiges mères sont distribuées de façon très irrégulière dans les parcelles. Un modèle a testé les données (spatialement explicites) de régénération de tremble. Ce modèle a été répété deux fois, pour les données de 2004 et 2008. Nous avons utilisé un modèle mixte linéaire généralisé (GLMM) étant donné que notre dispositif expérimental n'est pas équilibré en termes de nombre de parcelles par bloc (4 à 5 parcelles par bloc) et en termes de nombre de traitement par bloc (1 CPRS et 3 à 4 CP par bloc). Le logiciel R (version 2.5.1) a été employé pour effectuer les analyses statistiques. Voici le modèle testé en 2004 et 2008 :

$$\text{PET micro} \sim \text{TRAITEMENT} + \text{PROXIM} + \text{SENTIER} + \text{BLOC} + \text{PARCELLE}$$

Où

PET micro = présence/absence de tige de régénération de tremble, par microplacette;

TRAIT, PROXIM et SENTIER = effets fixes découlant du traitement (CPRS vs CP), de la proximité de tiges mères et de la présence de la microplacette dans un sentier de débardage;

BLOC et PARCELLE = effets aléatoires tenant compte de la structure nichée (hiérarchique) du dispositif expérimental.

2.6 Résultats

En 2008, c'est-à-dire 6 ans après coupe, la densité moyenne de régénération de tremble était de 1573 tiges/ha en coupe partielle et 1050 tiges/ha en CPRS. La densité moyenne maximale de régénération de tremble a été atteinte en 2004, soit 2 ans après coupe, avec 4481 tiges/ha en coupe partielle et 2606 tiges/ha en CPRS (tabl. 2.4). Ces résultats qui suggèrent que la coupe partielle favorise davantage la reprise du tremble peuvent apparaître étonnants mais sont vraisemblablement attribuables à l'abondance variable des trembles avant traitement. En fait, le tableau 2.2 indique que dans deux blocs sur trois soit le bloc de Matagami et celui de St-Dominique, l'abondance des trembles (>10 cm de DHP avant coupe) dans les parcelles traitées par CPRS était de deux à cinq fois plus faible que celle observée dans les parcelles traitées par CP. Ces différences entre les conditions d'origine des traitements nous obligent à analyser l'intensité de la reprise du tremble à l'échelle de la microplacette

plutôt qu'à l'échelle des parcelles. La question est alors : lorsqu'une ou plusieurs tiges mères de tremble se trouvent à proximité d'une microplacette, observe-t-on une différence entre les microplacettes provenant des CPRS et celles issues de CP ?

En 2004, la fréquence d'occurrence globale de la régénération de tremble était de 19% en coupe partielle comparativement à 6% en CPRS. Toutefois, cette différence de la fréquence d'occurrence du tremble ne s'est pas avérée significative lors des analyses statistiques (effet TRAIT $p=0,99$) (tabl. 2.5). La répartition spatiale de la régénération de tremble était fonction de la localisation des tiges mères, c'est-à-dire que PROXIM avait un effet significatif positif sur la présence de régénération de tremble en coupe partielle et CPRS ($p<0,0001$) (tabl. 2.5 et 2.6). Cette répartition spatiale n'apparaît toutefois pas influencée par la présence de sentiers de débardage (effet SENTIER $p=0,99$) (tabl. 2.5 et 2.7).

En 2008, la fréquence d'occurrence du tremble a particulièrement augmenté en CPRS où elle a grimpé à 20%, une augmentation de 14% par rapport au niveau de 2004. En coupe partielle cette fréquence a aussi augmenté par rapport à 2004, mais de façon plus modeste, soit jusqu'à 23%, une augmentation de 4% par rapport à 2004 (tabl. 2.6). En 2008 comme en 2004, la répartition spatiale de la régénération de tremble était significativement influencée par PROXIM ($p=0,017$) (tabl. 2.5 et 2.6). Toutefois, en 2008, il y avait une interaction significative entre PROXIM et TRAIT ($p=0,049$) (tabl. 2.5). En effet, on observe qu'en coupe partielle la probabilité d'observer de la régénération de tremble augmente graduellement avec des valeurs croissantes de PROXIM, ce qui n'est pas le cas en CPRS où on observe une répartition beaucoup plus uniforme selon PROXIM (tabl. 2.6). On remarque même que la tendance semble inversée en CPRS. En effet, la moitié des microplacettes occupées par le tremble est située en zones exante ou éloignée des tiges mères. Toujours en 2008, la probabilité de rencontrer du tremble augmentait aussi en fonction du traitement ($p=0,002$) (tabl. 2.5), mais cet effet n'est pas facilement observable dans les données brutes (tabl. 2.4) en raison de l'interaction avec PROXIM (tabl.2.5). En fait, la CPRS favorise la présence de régénération de tremble lorsqu'il y a absence de tiges mères, mais la tendance semble s'inverser dans les zones où il y a abondance de tiges mères (tabl. 2.6).

La présence de sentiers a aussi fait varier significativement la probabilité de régénération de tremble en 2008 ($p<0,0001$) (tabl. 2.5). En effet, il était plus probable d'observer des tiges de régénération de tremble à l'intérieur du sentier. Toutefois, l'effet de SENTIER variait selon TRAIT (interaction significative : $p=0,013$) (tabl. 2.5). En coupe partielle il n'est pas plus probable d'observer de la régénération de tremble à l'intérieur qu'à l'extérieur des sentiers, tandis qu'en CPRS la présence des tiges de régénération de tremble est plus probable à l'intérieur du sentier (tabl. 2.7).

Dans chaque transect, la taille, l'espèce et l'état (debout ou tombé) de chaque arbre a été relevé. En moyenne, 16,6% (1,5 à 28,4%) et 23,6% (1,5 à 77,8%) des arbres résiduels étaient tombés en 2005 et 2008 respectivement.

Tableau 2.4 Densité moyenne de la régénération arborescente présente dans l'ensemble du dispositif expérimental (tiges/ha) et taux de survie/mortalité du tremble

Année	Traitement	Épinettes	Sapin baumier	Peuplier faux-tremble	Bouleau blanc	Pin gris
2002	CP	12548	2954	106	839	0
	CPRS	13088	113	0	19	0
	TOTAL	12664	2345	84	663	0
2003	CP	8345	2323	(1763%) 1869	805	0
	CPRS	3206	19	863	0	0
	TOTAL	7244	1830	1653	632	0
2004	CP	10613	2692	(+218%) 4081	1243	56
	CPRS	4875	0	(+302%) 2606	19	0
	TOTAL	9384	2115	4079	980	44
2005	CP	14955	2809	(-33%) 3011	2401	765
	CPRS	13294	0	(-37%) 1650	844	2756
	TOTAL	14599	2207	2720	2067	1192
2006	CP	14509	2647	(-1%) 2969	2650	685
	CPRS	13688	0	(+6%) 1744	1125	3113
	TOTAL	14333	2080	2707	2323	1205
2007	CP	14679	2787	(-32%) 2018	2078	781
	CPRS	13331	150	(-40%) 1050	600	1125
	TOTAL	14390	2222	1811	1761	855
2008	CP	12988	2194	(-22%) 1573	1617	589
	CPRS	8963	0	(0%) 1050	488	2288
	TOTAL	12126	1724	1461	1375	953

* pour une représentation graphique, voir l'appendice, figures A.1 à A.9

Tableau 2.5 Résultats des modèles mixtes linéaires généralisés

Variables Explicatives	Valeur de p	
	2004	2008
TRAIT	0,99	0,002
PROXIM	<0,0001	0,017
SENTIER	0,99	<0,0001
TRAIT * PROXIM	0,15	0,049
TRAIT * SENTIER	0,99	0,013

Tableau 2.6 Présence de régénération de tremble selon les 4 catégories de PROXIM*

		2004		2008	
		CP	CPRS	CP	CPRS
Nombre total de microplacettes	PROXIM 0	290	122	290	122
	PROXIM 1	159	52	159	52
	PROXIM 2	77	9	77	9
	PROXIM 3	137	9	137	9
	PROXIM 0 à 3	663	192	663	192
Nombre total de microplacettes avec présence de tiges de régénération de tremble	PROXIM 0	7	1	13	20
	PROXIM 1	21	3	27	13
	PROXIM 2	26	1	29	1
	PROXIM 3	71	6	81	4
	PROXIM 0 à 3	125	11	150	38
% de microplacettes avec présence de tiges de régénération de tremble	PROXIM 0	2	1	4	16
	PROXIM 1	13	6	17	25
	PROXIM 2	34	11	38	11
	PROXIM 3	52	67	59	44

* pour une représentation graphique, voir l'appendice, figures A.10 et A.11

Tableau 2.7 Présence de régénération de tremble relative à l'emplacement des sentiers de débardage

	Sentier	2004		2008	
		CP	CPRS	CP	CPRS
Nombre total de microplacettes	Intérieur	175	54	175	54
	Extérieur	488	138	488	138
	Total	663	192	663	192
Nombre de microplacettes avec présence de tiges de régénération de tremble	Intérieur	38	0	48	19
	Extérieur	87	11	102	19
	Total	125	11	150	38
Pourcentage des microplacettes avec présence de tiges de régénération de tremble	Intérieur	22	0	27	36
	Extérieur	19	8	23	14

* pour une représentation graphique, voir l'appendice, figures A.12 et A.13

2.7 Discussion

2.7.1 Régénération du tremble à court et moyen terme après coupe

Il est généralement reconnu que le drageonnement du tremble est stimulé par deux facteurs : la perte de dominance apicale des tiges mères et le développement de conditions environnementales favorables (DesRochers et Lieffers, 2001; Frey *et al.*, 2003a; Landhäusser *et al.*, 2006). Dans un contexte où le contrôle de la régénération du tremble est souhaité, il est pertinent d'agir sur les facteurs influençant le drageonnement car le tremble se régénère localement surtout par voie asexuée. Les deux facteurs mentionnés peuvent être modulés, entre autres, par l'utilisation de différents types de coupe forestière. L'effet positif de l'intensité du prélèvement forestier sur la densité de régénération de tremble a été démontré dans divers peuplements mixtes et feuillus de la forêt boréale (Brais *et al.*, 2004; MacDonald *et al.*, 2004; Gradowski *et al.*, 2008; Man *et al.*, 2008).

Notre étude a été réalisée en peuplements résineux ayant une faible composante de tremble. Nous en sommes néanmoins venus à des résultats semblables à ceux des études effectuées en peuplements mixtes ou feuillus, c'est-à-dire que la CPRS favorise la régénération de tremble comparée à la coupe

partielle, et cela peu importe la localisation relative des tiges mères de peuplier, à moyen terme, soit six ans après coupe dans le cas de notre étude. Bien que nous n'ayons pas mesuré la température du sol ni la lumière incidente dans les parcelles expérimentales après traitements, nous supposons que des conditions environnementales créées par les CPRS ou coupes totales favorisent la régénération du tremble. Plusieurs autres études ont fait cette même observation et ont expliqué le phénomène à l'aide de cette même hypothèse (Frey *et al.*, 2003b; Brais *et al.*, 2004; Farmer, 1963; Frazer *et al.*, 2002; Pothier et Prévost, 2002).

Nos résultats se distinguent quelque peu des résultats d'études en peuplements mixte ou feuillu. D'une part, l'effet du traitement n'était pas présent à court terme, soit en 2004, deux ans après coupe. D'autre part, nos analyses ont révélé une interaction significative entre les variables traitement et la densité de tiges mères à proximité (PROXIM), en 2008 (tabl. 2.4). En CPRS, la distribution spatiale de la régénération du tremble était plus uniforme qu'en coupe partielle où la régénération du tremble était davantage concentrée autour des tiges mères, et encore plus concentrée là où les tiges mères étaient agglomérées (tabl. 2.6). Même si la régénération de tremble observée dans des microplacettes qui étaient situées en dehors des aires d'influence de drageonnement suggère une invasion du parterre de coupe par voie sexuée, il est possible que l'influence des racines puisse effectivement dépasser la distance de 10 m retenue comme rayon d'influence. En effet, certains auteurs rapportent une distance de drageonnement de plus de 30 m (Laquerre *et al.*, 2011). Les arbres résiduels, en coupe partielle, devraient exercer une certaine influence sur le microenvironnement, particulièrement sur la luminosité, la température du sol, la qualité des lits de germination et, par conséquent, limiteraient l'établissement par graine. Nos résultats suggèrent que le peuplier a pu s'établir de façon plus abondante par graine dans les CPRS. Il semble donc que le tremble soit plus envahissant en CPRS qu'en coupe partielle, entre autres à cause des conditions environnementales favorisant le développement des semis issus de graine, conditions qui favorisent aussi les drageons. Les résultats de Laquerre *et al.* (2011) suggèrent aussi que la régénération du tremble par graine est plus importante qu'on le considère jusqu'à présent dans la littérature scientifique.

À court terme, seule la densité de tiges mères à proximité (PROXIM), a eu un effet significatif sur la régénération de tremble. C'est-à-dire que la probabilité de présence de régénération de tremble dans une microplacette donnée augmentait en fonction du nombre de tiges mères à proximité de cette microplacette. D'ailleurs, l'effet positif significatif de PROXIM a persisté dans le temps, jusqu'en 2008. Toutefois, la variable traitement n'a pas eu d'effet significatif sur la régénération du tremble, à court terme, soit deux ans après coupe (2004), l'année où la densité de régénération de tremble a atteint un sommet. Une explication partielle serait fournie par Steneker (1974) qui a trouvé que l'initiation du

drageonnement, un an après coupe, était davantage dépendante de la perte de dominance apicale que de la température du sol. En effet, une élévation de 6°C de la température du sol sans perte de dominance apicale n'incite pas l'initiation du drageonnement, tandis que la perte de dominance apicale sans réchauffement du sol la permettait. Nos résultats vont dans le même sens que ceux de Steneker (1974). Nous supposons donc que durant les deux ans suivant les coupes forestières, les tiges mères ont produit tous les drageons qu'elles étaient en mesure de produire à l'aide des réserves énergétiques accumulées dans leurs racines (Schier 1981 ; Desrochers et Lieffers, 2001b). La production initiale de régénération de tremble n'aurait donc pas été fonction des différentes conditions environnementales induites par le traitement et par la présence des sentiers de débardage.

Suite à la production initiale de drageons, soit quelques années après coupe, la température du sol et la luminosité sont les deux principales conditions environnementales reconnues pour favoriser la régénération du peuplier. En effet, Fraser *et al.* (2002) soutiennent qu'un sol plus chaud améliore la croissance des drageons. Des études terrain ont démontré que la température du sol pouvait être de 1 à 2 °C plus élevée en coupe totale qu'en coupe partielle et que la hauteur moyenne et la densité de la régénération de tremble étaient plus élevées après coupe totale qu'après coupe partielle (MacDonald et Thompson, 2003; Prévost et Pothier, 2003; Man *et al.*, 2008). Pour leur part, Pothier et Prévost (2002) suggèrent que la croissance des drageons diminue avec la baisse de lumière disponible et que la survie des drageons est compromise lorsque la lumière transmise est inférieure à 21%. Bien que nous n'ayons pas récolté de données de température et de luminosité dans nos parcelles, nous supposons que la CP a induit une température et une luminosité plus faibles qui ont défavorisés la régénération du tremble à moyen terme (tabl. 2.4).

La présence de sentiers de débardage s'est révélée être significative à moyen terme (2008), mais pas à court terme (2004). Effectivement, en 2008, la présence de régénération de tremble était plus probable dans les sentiers de débardage qu'à l'extérieur des sentiers. Nous supposons que le sol modérément perturbé lors de la coupe ainsi que l'ouverture locale du couvert forestier en coupe partielle présentent un milieu plus propice à la germination des graines de tremble qu'un sol non perturbé sous couvert intact (Greene *et al.*, 2007). En effet, le passage de la machinerie et l'extraction des arbres à l'aide des débusqueuses à grappin réduit localement (dans et en bordure des sentiers) la couverture de mousse et expose le sol minéral, ce qui aurait pour effet de réchauffer le sol minéral et de stimuler le développement des drageons et l'établissement de semis de tremble (Bella, 1986; Maini et Horton, 1966). De plus, une perturbation modérée des racines stimule le drageonnement (Bates *et al.*, 1989). Toutefois, les analyses ont relevé une interaction significative entre le traitement et la variable sentier. En effet, à moyen terme (6 ans) la régénération de tremble est clairement concentrée

dans les sentiers en CPRS tandis qu'en coupe partielle l'effet est moins marqué (tabl. 2.7). Nous interprétons ce résultat de la manière suivante : dans les coupes partielles, il y a eu moins de circulation de la machinerie de débardage lors de la récolte ce qui fait en sorte que les différences de perturbation du sol sont moindres entre l'intérieur et l'extérieur des sentiers; de plus, l'environnement d'ensoleillement continue à être modulé à travers des coupes partielles (dans et entre les sentiers) par les arbres résiduels. Par contre, en CPRS, les microsites sont plus contrastés dans et entre les sentiers dû à 1) la perturbation plus importante du sol dans les sentiers lors de la récolte (et la protection de la régénération et des sols entre les sentiers) (Brais et Camiré 1998 Harvey et Brais 2002) et 2) l'absence de tiges marchandes résiduelles qui pourraient atténuer l'ensoleillement, ajoutant une condition favorable au drageonnement et à l'établissement par graine ainsi qu'à la survie et l'accroissement de tiges établies après coupe.

2.7.2 Ampleur de l'invasion des parterres de coupe

La densité de régénération feuillue mesurée six ans après coupe n'est pas garante de la composante feuillue du peuplement rendu à maturité, notamment à cause de l'issue imprévisible de la compétition inter- et intra spécifique et du recrutement de la régénération résineuse. Par ailleurs, la coupe partielle appliquée dans le cadre de ce projet s'apparente à la coupe progressive qui est généralement suivie d'une coupe finale effectuée 10 à 20 ans plus tard. Cette deuxième intervention pourrait faire brusquement changer la composition de la régénération. Toutefois, comparée aux densités post-coupe en peuplements plus mixtes ou feuillus, la densité moyenne de régénération feuillue que nous avons mesurée en peuplements résineux est très faible (Brais *et al.*, 2004 ; Prévost et Pothier, 2003). Cela laisse croire que le phénomène d'enfeuillement sera moins intense en peuplements résineux qu'en peuplements plus mélangés. Alors que Chen et Wang (2006), n'ont pas observé d'augmentation de la composante feuillue après coupe de peuplements d'épinette noire, Carleton et MacLellan (1994) et Laquerre *et al.* (2011) ont observé une expansion des îlots de tremble. Selon ces derniers auteurs, l'expansion des îlots de peuplier dépend de plusieurs facteurs dont la taille et la densité de tiges de peupliers dans les îlots. En effet, selon leurs observations, les îlots de plus de 2 ha ont 96% de probabilité de se maintenir tandis que les îlots de moins de 2 ha ont 50% de se maintenir. Dans le cas de notre étude, les îlots étaient inférieurs à 2 ha et avaient une faible densité de peuplier ; il est donc peu probable qu'ils prennent de l'expansion dans l'avenir, selon les conclusions de Laquerre *et al.* (2011). Toutefois, ils sont situés sur un sol argileux, ce qui favoriserait leur maintien en raison de l'affinité du tremble avec les sols riches, fins, bien drainés et bien oxygénés (Laquerre *et al.*, 2009).

2.7.3 Applications en aménagement et considérations écologiques

La coupe partielle de peuplements résineux, avec prélèvement total des trembles marchands, peut limiter la régénération du tremble, comparée à la CPRS. Il reste à déterminer s'il est possible que la coupe partielle limite aussi l'établissement de tremble à plus long terme, soit après la récolte des tiges résiduelles.

Nous supposons qu'après la récolte des tiges résiduelles, l'envahissement par le tremble sera faible dans les parcelles expérimentales de l'étude en raison de la compétition intraspécifique (Zimmerman et Brown 1971). Pour comprendre la compétition entre les tiges de régénération de tremble et leur survie, il faut d'abord savoir qu'étant donné que les trembles se reproduisent souvent par drageonnement, ceux-ci se retrouvent liés entre eux par leurs racines. On appelle *clone* l'ensemble de ces trembles. Selon Desrochers *et al.* (2001, 2001b et 2002) la survie d'un clone dépend de la survie de son réseau racinaire. Pour survivre, le réseau racinaire a besoin que le clone lui fournisse un apport suffisant d'hydrates de carbone afin d'effectuer efficacement la respiration cellulaire. En 2004, soit 2 ans après coupe, la densité maximale de régénération de tremble a été atteinte dans notre dispositif expérimental, mais les densités étaient très faibles dans nos parcelles expérimentales (moyenne de 4079 tiges/ha, c'est-à-dire de 113 à 14400 tiges/ha) comparé aux résultats d'études en peuplements mélangés (4 700 à 50 600 tiges/ha (Prévost et Pothier, 2003)), ou feuillus (28 751 à 102 916 tiges/ha (Brais *et al.* (2004))).

Par la suite, à partir de 2005, une diminution du nombre de tiges de régénération de tremble a été observée. Nous supposons que l'absence d'un nombre suffisant de drageons pour alimenter les réseaux racinaires aurait causé le dépérissement des réseaux racinaires des clones et ainsi la mortalité d'une importante quantité de drageons. Suite à l'hypothèse d'une plus importante régénération de tremble par graine en CPRS qu'en coupe partielle, nous supposons que la régénération de tremble aura plus de chances de survivre en CPRS car les tiges de régénération issues de graines sont moins susceptibles d'être défavorisées par la compétition intra spécifique n'étant pas liés les uns aux autres par leur réseau racinaire.

À plus long terme, lors de la récolte finale des peuplements résiduels issus des coupes partielles, si les réseaux racinaires des clones sont dépérissants, ils ne pourront pas produire une importante quantité de nouvelles tiges de régénération. De plus, si certains drageons meurent ou que leur système racinaire est perturbé lors de la récolte finale, le drageonnement pourrait être stimulé, mais probablement moins que s'il restait des tiges mères matures en santé et qu'elles étaient coupées lors d'une deuxième récolte (MacDonald *et al.* 2004).

L'augmentation de la proportion de tremble pourrait se produire dans nos parcelles expérimentales, en peuplement résineux, mais avec une moindre intensité qu'en peuplement mixte puisque la proportion de tiges mères est inférieure en peuplement résineux. La nécessité d'un traitement visant à contrer l'expansion du tremble en peuplement résineux est donc questionnable. En effet, il faut se demander quels seront les effets écologiques et économiques d'une faible augmentation de la proportion de tremble en peuplement résineux. D'abord, selon l'étude de Légaré *et al.* (2004), d'un point de vue économique, si la composante feuillue arborescente ne dépasse pas 41% de la surface terrière, les trembles pourraient avoir un effet positif sur la croissance de l'épinette. Dans ce cas, l'augmentation de la proportion de tremble n'entraînerait pas nécessairement de conséquences économiques à court terme pour l'industrie forestière basée sur l'utilisation des fibres résineuses. Si la composante de peuplier de nos parcelles reste en dessous de 40% de la surface terrière totale elle ne devrait pas nuire à l'éventuelle récolte de ces peuplements à dominance résineuse. Cependant, un suivi à long terme serait nécessaire pour évaluer la proportion feuillue dans les peuplements de retour. D'un point de vue écologique, le bilan du changement de couvert forestier doit se faire à une échelle spatiale plus étendue (paysage ou région) afin d'évaluer si la proportion feuillue se situe dans l'intervalle de variabilité naturelle historique. La principale préoccupation serait qu'à plus long terme, sous un régime d'aménagement essentiellement équié et basé sur les variantes de coupes totales, et possiblement exacerbée par le réchauffement climatique, la composante feuillue du paysage soit toujours de plus en plus grande d'un cycle à l'autre.

2.8 Conclusion

La composition à venir des peuplements à l'étude est incertaine. Toutefois, si des tiges matures de peuplier sont présentes au moment d'une coupe, dans des peuplements à dominance résineuse, l'espèce risque fort de persister après récolte, mais dans quelle proportion, cela dépend de plusieurs facteurs, dont la proportion de l'espèce avant coupe. En forêt résineuse, la reprise du tremble diffèrera selon le traitement sylvicole, comme en forêt mixte : la CPRS favorise la régénération du tremble en induisant des conditions environnementales favorables à la régénération du tremble. De plus, la régénération par graine semble plus importante en CPRS qu'en coupe partielle. À plus grande échelle, le phénomène d'enfeuillage pourrait être atténué par une moins grande reprise du peuplier dans les peuplements coupés.

Le maintien de la biodiversité et des fonctions écologiques de la forêt boréale devrait être appuyé par un ensemble de mesures de conservation et d'interventions actives sur les territoires aménagés. Par exemple, l'approche de *filtre brut* (Hunter 1990) préconise le maintien de toute la gamme

d'écosystèmes représentatifs d'une région de manière à accommoder des besoins d'habitat pour la grande majorité d'espèces indigènes. La diversification sylvicole favoriserait le développement de peuplements dont la composition et la structure sont similaires à celles des écosystèmes naturels. Le *filtre brut* et la diversification sylvicole font partie d'une stratégie de plus en plus préconisée : l'aménagement écosystémique (Bergeron *et al.* 2007). La logique qui sous-tend ce concept est que les espèces d'un territoire donné ont survécu en s'adaptant pendant des milliers d'années à un régime de perturbations propre à leur région; elles seraient alors mieux adaptées à un régime d'aménagement qui s'apparente au régime naturel de perturbations qu'à un autre qui s'en éloigne passablement. En forêt boréale, lorsqu'un peuplement est touché par une perturbation sévère, comme un incendie, il retourne généralement à un stade pionnier. Si des peuplements échappent aux perturbations sévères pendant les stades de développement menant à la maturité, ils sont généralement affectés par des perturbations peu sévères et des processus agissant sur la succession et la mortalité d'individus. La mortalité de certains individus et le recrutement et la croissance d'autres individus (généralement des espèces tolérantes à l'ombre et de fin de succession) génèrent éventuellement une structure irrégulière ou inéquienne caractéristique des vieux peuplements. Puisque ces vieilles forêts abritent certaines espèces que l'on ne retrouve pas dans les plus jeunes forêts (Bescond *et al.*, 2011), leur maintien ferait partie d'une stratégie globale de maintien de la biodiversité de la forêt boréale. Les coupes partielles peuvent être considérées comme des analogues sylvicoles des perturbations naturelles peu sévères (Harvey et Brais, 2007) et donc ont été promu pour maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts. Toutefois, bien que les attributs structuraux de peuplements résiduels issus de coupes partielles à faible prélèvement se rapprochent à ceux de vieux peuplements intacts – du moins plus que ceux issus de coupes totales - l'efficacité des coupes partielles à maintenir la biodiversité n'a pas encore été entièrement démontré (Bescond *et al.*, 2011). Comme il s'agit, à l'heure actuelle, plus d'une hypothèse de travail que d'une certitude, il serait important de continuer à tester et à évaluer les effets des coupes partielles afin d'acquérir plus de connaissances sur les effets de ces traitements. En même temps, une augmentation de l'utilisation judicieuse des coupes partielles contribuerait au maintien d'une diversité d'habitats en forêt boréale résineuse.

Il serait intéressant, dans une étude ultérieure, de comparer la dynamique de régénération du tremble après coupe partielle, CPRS, feu et épidémie d'insecte afin d'évaluer si les différentes coupes s'apparentent à ces perturbations naturelles. Par ailleurs, la poursuite de l'échantillonnage des parcelles expérimentales après la récolte finale dans nos sites de coupe partielle nous permettrait de vérifier nos hypothèses concernant l'effet à plus long terme des traitements sur la régénération du tremble et la composition des peuplements de retour.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude a permis de découvrir que l'effet de la coupe partielle sur la régénération du tremble est à peu près le même en forêt mixte qu'en forêt résineuse. En effet, la coupe partielle limite le retour du tremble comparé à la CPRS. Toutefois, l'effet est moins clairement défini en peuplement résineux qu'en peuplement mixte car en CPRS la régénération du peuplier est plus uniformément distribuée qu'en coupe partielle où les tiges de régénération de tremble sont distinctement agglomérées autour des tiges mères. Cela laisse croire que la régénération sexuée du tremble est plus efficace en CPRS qu'en CP. De plus, les semis de tremble d'origine sexuée semblent s'établir particulièrement en sentier de débardage dans les CPRS. En forêt boréale résineuse, lors d'une CPRS, si l'on veut minimiser la reprise du tremble, il faudrait donc porter une attention particulière aux sentiers de débardage car la présence de sol minéral exposé favorise la germination et le développement des graines de tremble (Bates *et al.*, 1989).

L'enfeuillage semble être un enjeu moins préoccupant en forêt boréale résineuse qu'en forêt boréale mixte étant donné les faibles densités de régénération de tremble après coupe, mais il ne faut pas sous-estimer ce phénomène et faire un suivi à long terme des peuplements coupés en forêt boréale résineuse. C'est sur sol argileux, qu'il faut porter le plus d'attention au phénomène puisque ce type de sol favorise particulièrement l'enfeuillage (Laquerre 2009). C'est donc sur ce type de sol qu'il serait le plus pertinent d'utiliser la coupe partielle pour réduire le retour du tremble.

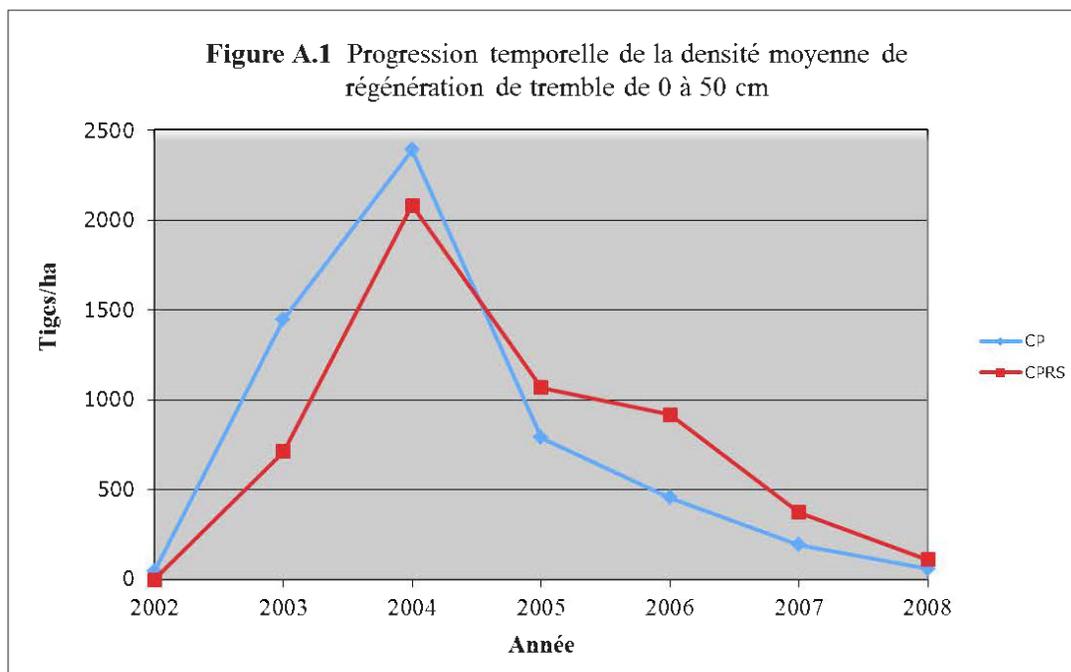
Le travail en terrain expérimental comporte certains risques : les conditions ne sont pas aussi uniformes que souhaitées. Dans le cas de notre étude, cela aurait été préférable d'avoir plus d'une CPRS par bloc et que certaines d'entre elles aient une plus grande surface terrière de tiges mères de tremble, mais certaines contraintes l'ont empêché. Heureusement, il existe des analyses, notamment les modèles mixtes, qui pallient à ces irrégularités et permettent d'analyser les données même si elles ne sont pas parfaitement équilibrées.

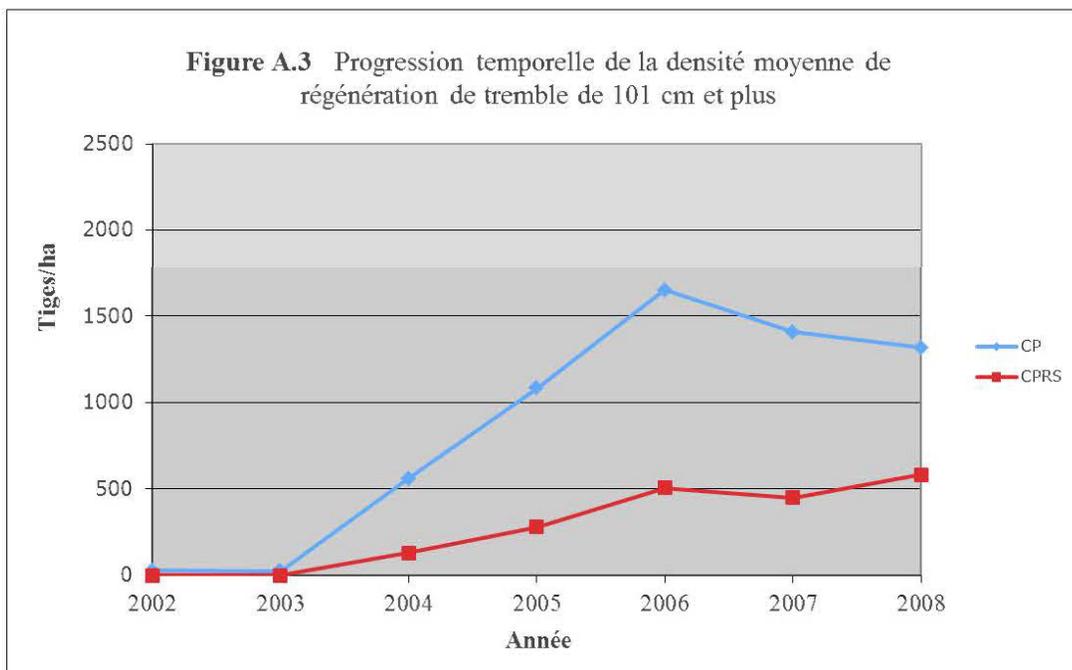
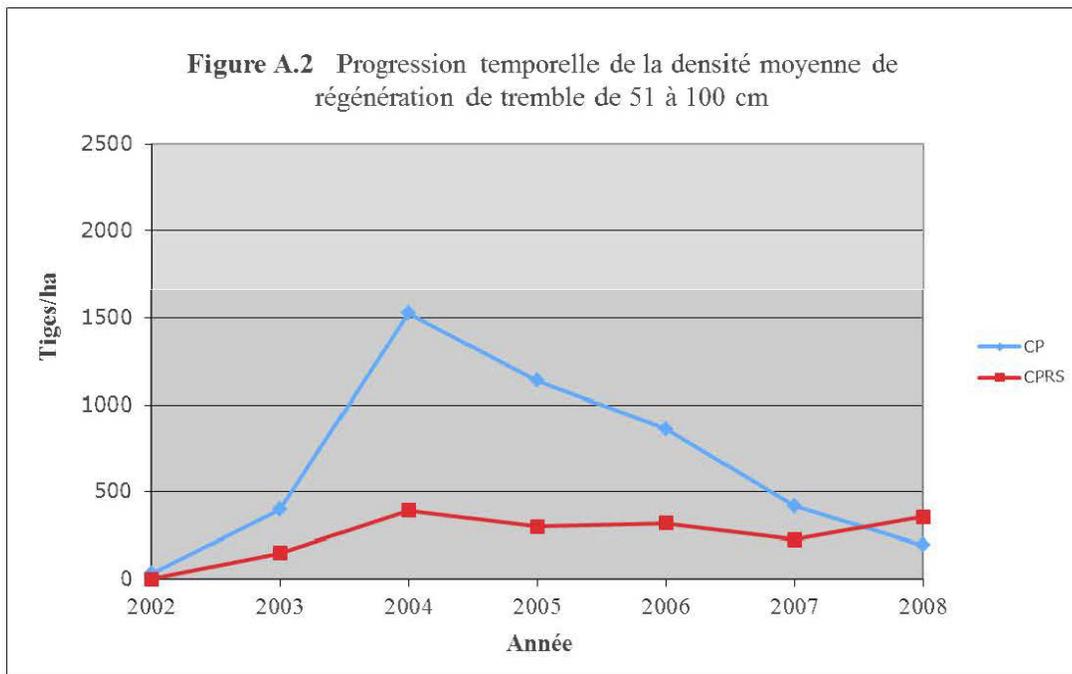
Ces dernières années, le principe d'aménagement écosystémique est au cœur des discussions entre les acteurs du domaine de la foresterie (Gauthier *et al.*, 2008). La volonté d'appliquer le principe est croissante et les chercheurs tentent de découvrir quelles coupes forestières et modes d'exploitation seront appropriés pour mettre en œuvre l'aménagement écosystémique dans chaque région. La

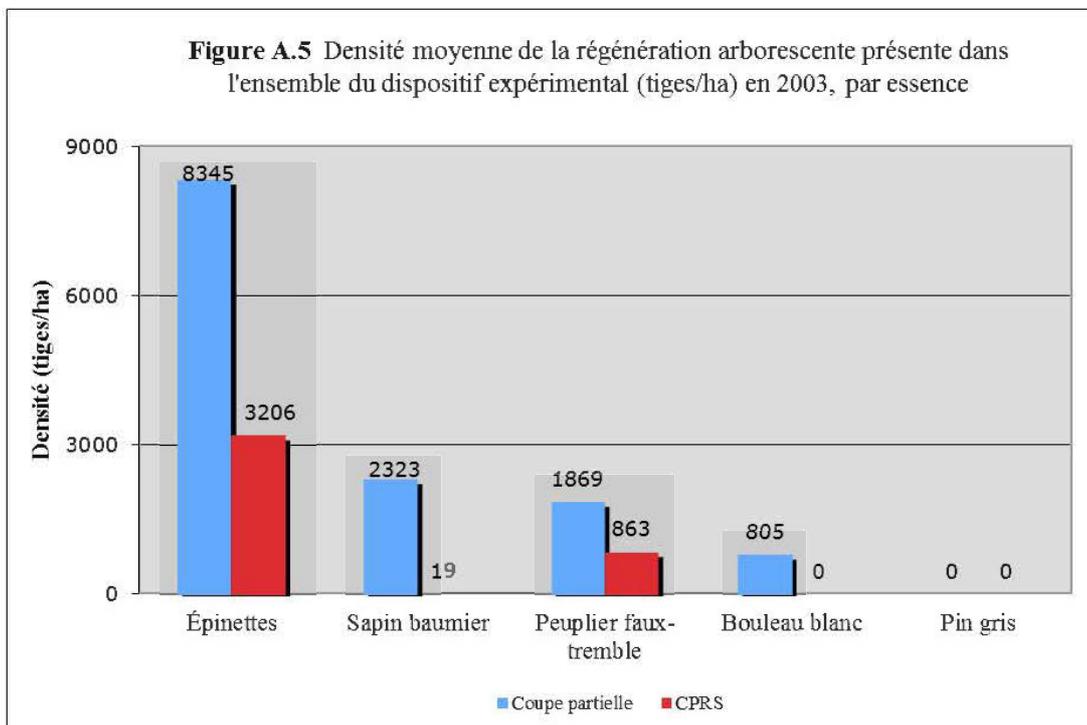
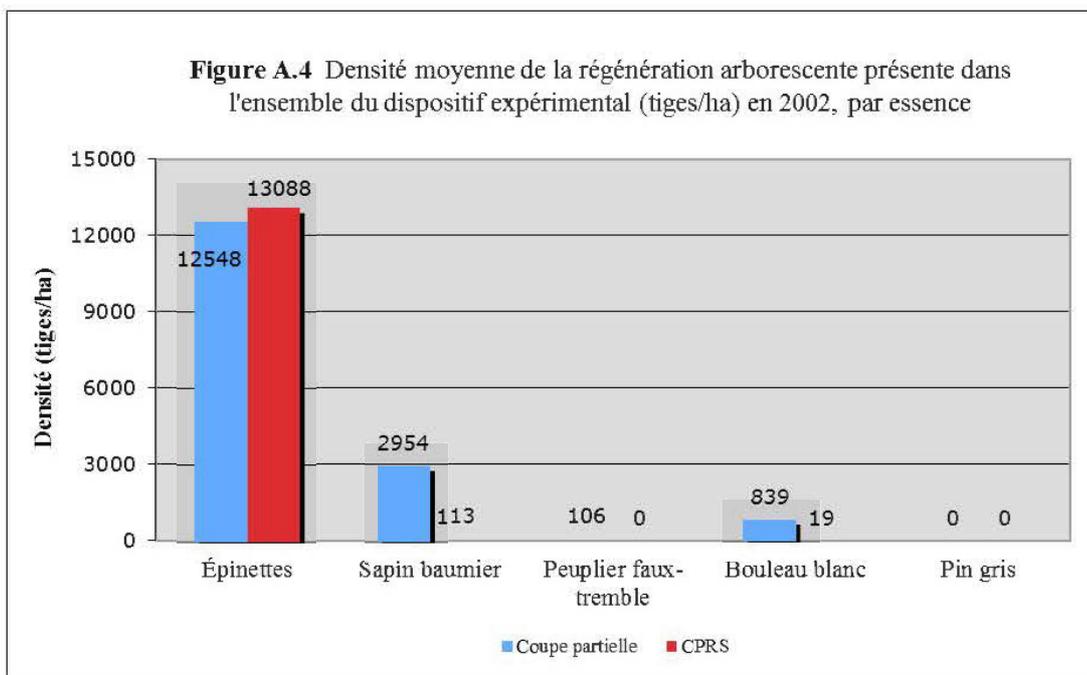
présente étude se situe dans cette tendance. Cette étude s'est surtout penchée sur la coupe partielle. On sait que ce type de coupe reproduit l'effet de perturbations peu sévères et vise donc à donner aux peuplements des caractéristiques structurelles de vieux peuplements. Les coupes partielles auraient donc tendance à mitiger l'effet de rajeunissement du paysage entraîné par l'enfeuillement et constaté par plusieurs études. Il faut toutefois se demander dans quelle mesure il est nécessaire, en forêt boréale résineuse, de chercher à augmenter la superficie des peuplements aux caractéristiques s'approchant des vieilles forêts. C'est une question complexe qu'il serait pertinent de débattre dans un comité multidisciplinaire. Ce comité poserait des questions telles que : Quel est l'impact du rajeunissement de la forêt? Quel est le seuil de résilience au-delà duquel un rajeunissement de la forêt cause une diminution importante de la diversité biologique?

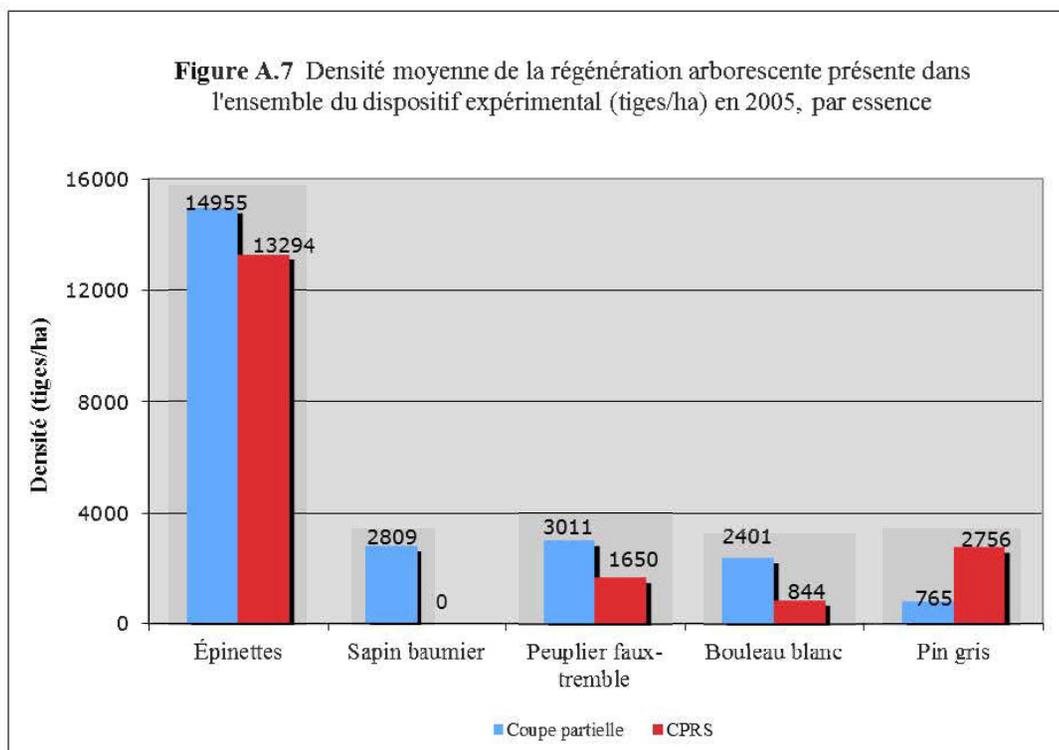
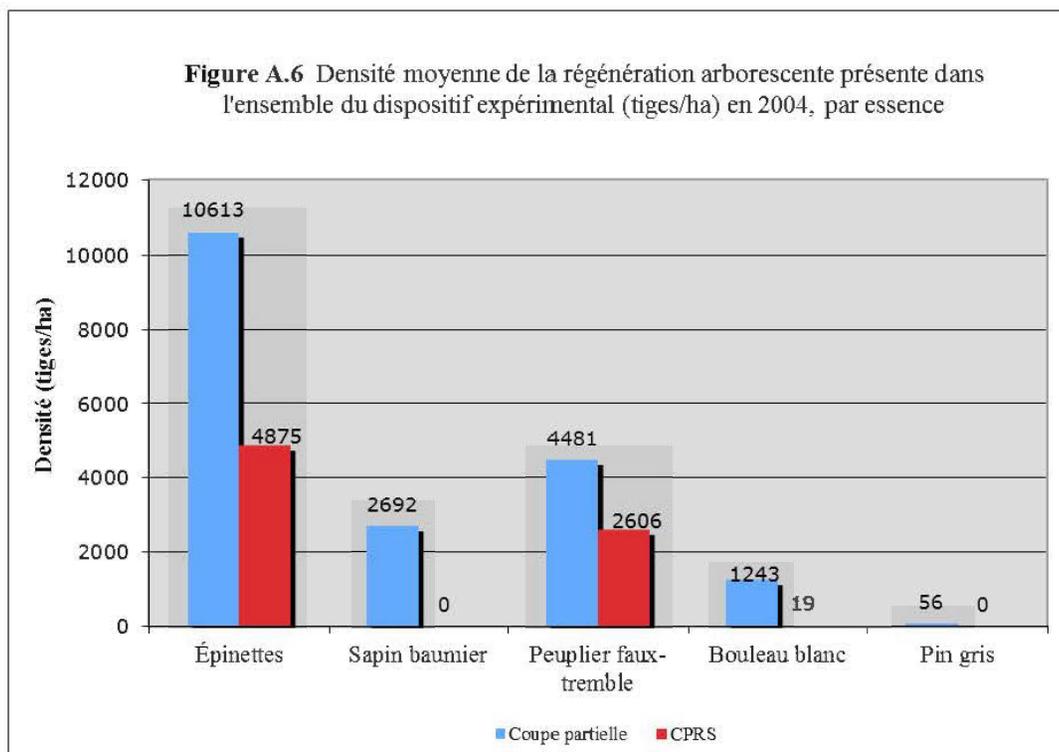
APPENDICE A

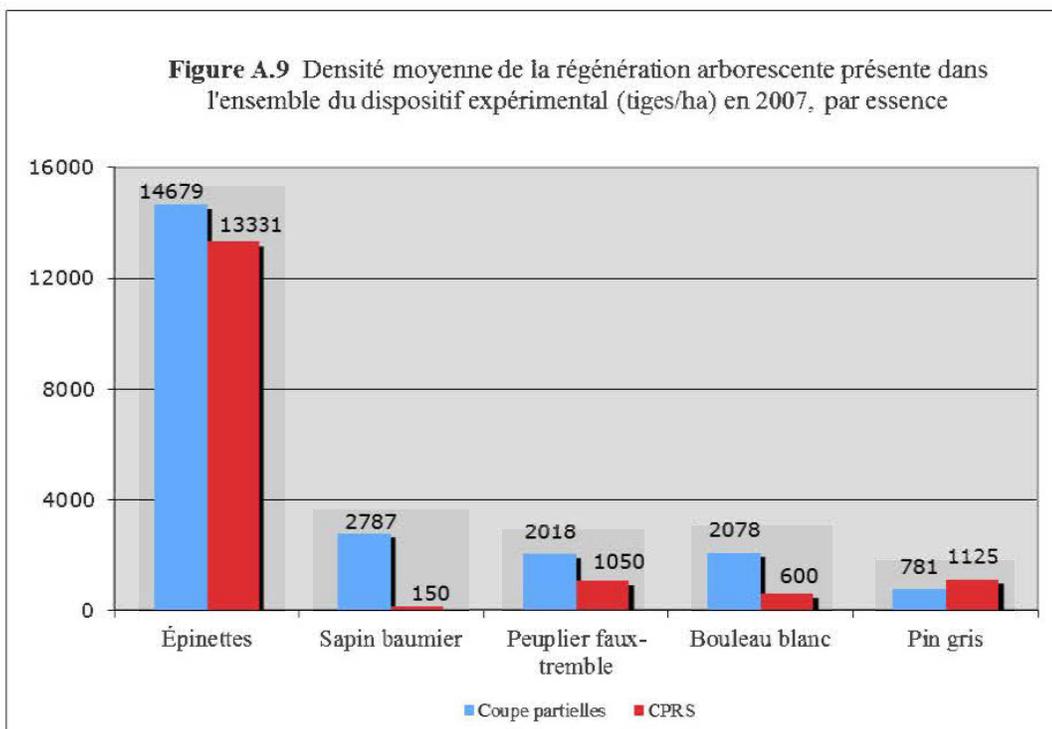
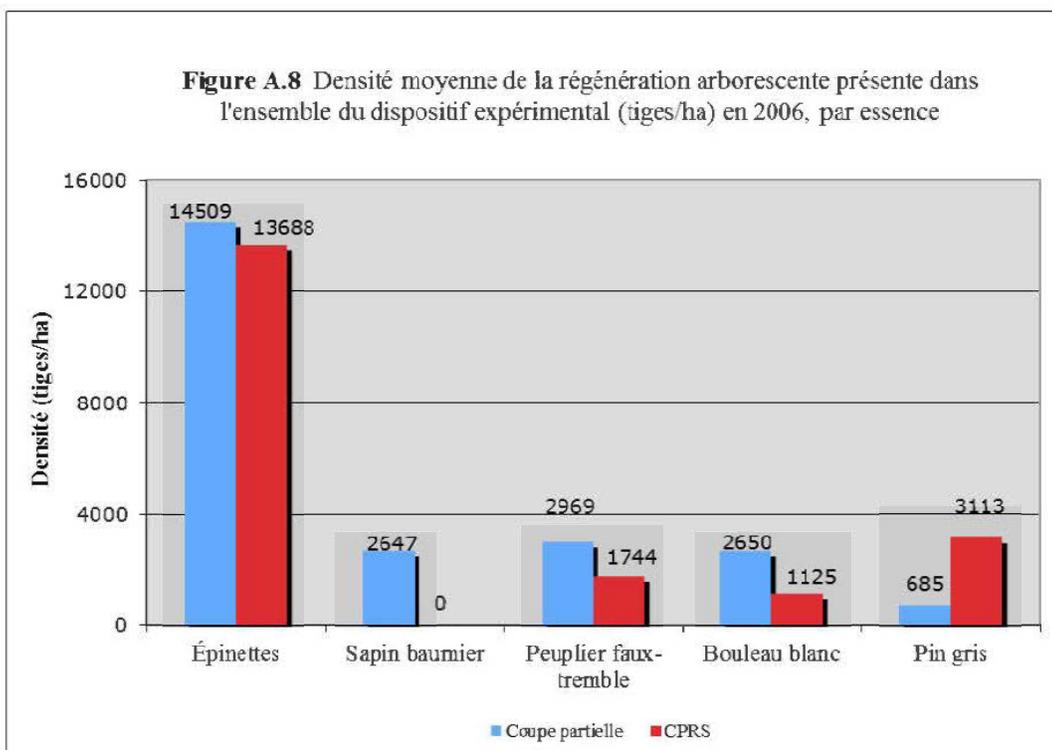
FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

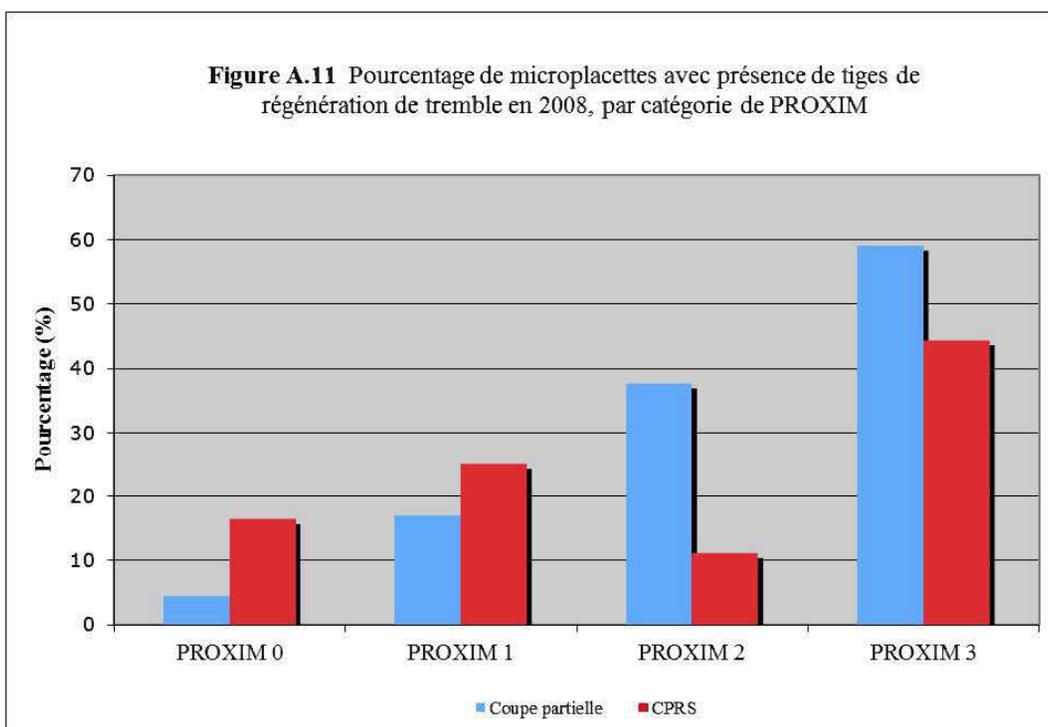
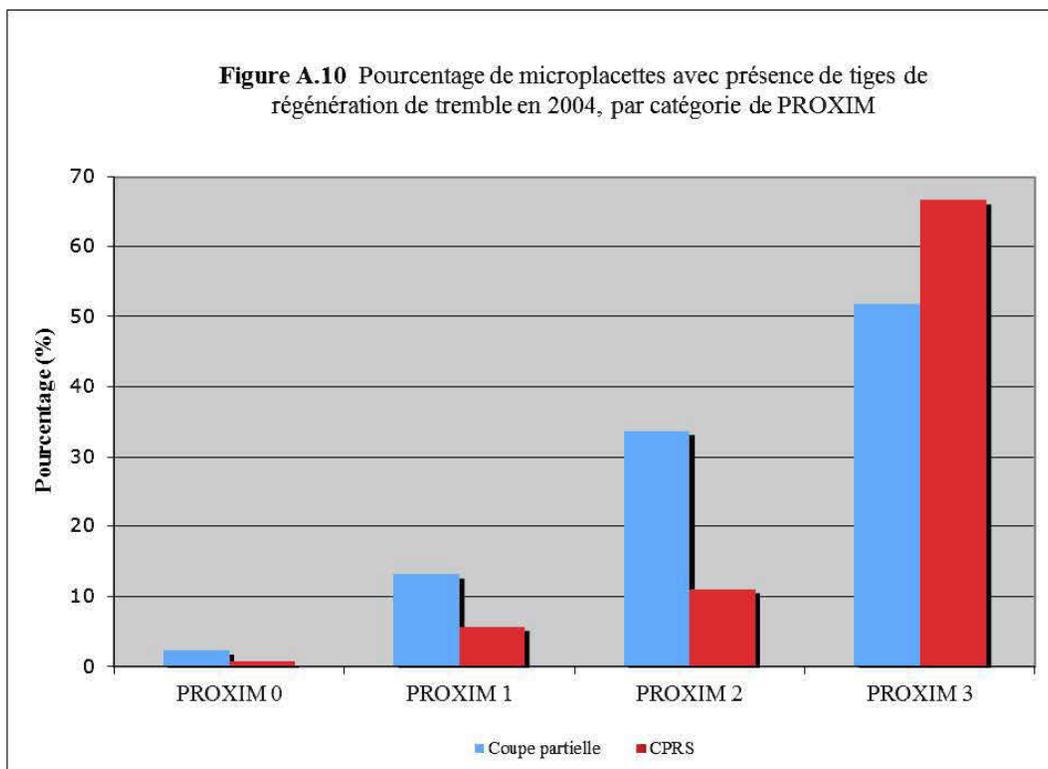


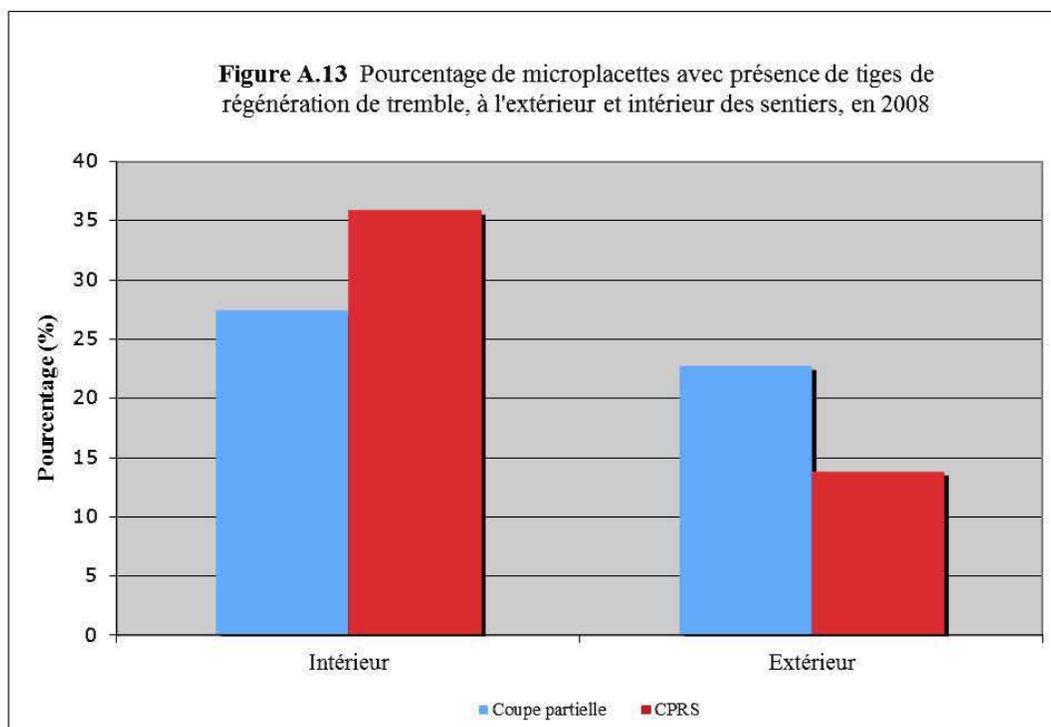
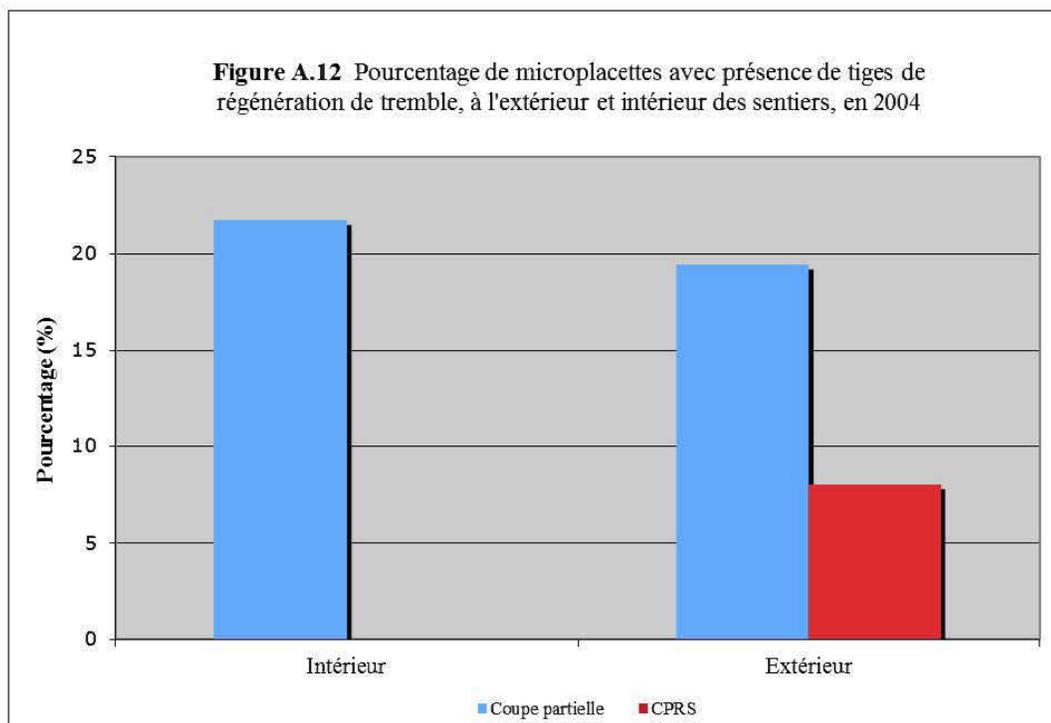












BIBLIOGRAPHIE

- Amacher, M. C., A. D. Johnson, D. E. Kutterer et D. L. Bartos. 2001. First-year postfire and post-harvest soil temperature in aspen and conifer stands. USDA Forest Service – Research Paper. 27 RMRS-RP:1-24.
- Bates, P. C., C. R. Blinn, A. A. Alm et D. A. Perala. 1989. Aspen stand development following harvest in the lake states region. *Northern Journal of Applied Forestry*. 6 :178-183.
- Bates, P.C., C.R. Blinn et A.A. Alm. 1993. Harvesting impacts on quaking aspen regeneration in northern Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research*. 23:2403-2412.
- Bella, I. E. 1986. Logging practices and subsequent development of aspen stands in east-central Saskatchewan. *Forestry Chronicle*. 2:81-83.
- Bergeron, Y. 2000. Species and dynamics in the mixed woods Quebec's southern boreal forest. *Ecology*. 81:1500-1516.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*. 36:81-95.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*. 36:81-95.
- Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier et N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *The Forestry Chronicle*. 83:326-337.
- Bescond, H., N. J. Fenton et Y. Bergeron. 2011. Partial harvests in the boreal forest : Response of the understory vegetation five years after harvest. *The forestry Chronicle*. 87:86-95.
- Brais, S., B. D. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau et D. Pare. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*. 34:431-446.
- Brais, S. et C. Camiré. 1998. Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Canadian journal of soil science*. 78:197-206.
- Brumelis, G. et T. J. Carleton. 1988. The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. I. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology*. 18:1470-1478.
- Brumelis, G. et T. J. Carleton. 1989. The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology*. 26:321-339.
- Burns, R. M. et B. H. Honkala. 1990. *Silvics of North America : 1. Conifers ; 2. Hardwoods*. Agriculture Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C. vol. 2.

- Carleton, T. J., et P. Maclellan. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging : A comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience*. 1:141-152.
- Chen, H. et J. R. Wang. 2006. Post-harvest regeneration of low-land black spruce forests in northeastern Ontario. *New forests*. 31:115-129.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North America boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7:519-524.
- Déry, S. 1995. Dynamique de l'enfeuillement après coupe de la sapinière boréale de seconde venue. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Québec:92 p.
- Déry, S., L. Bélanger, S. Marchand, et S. Côté. 2000. Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue. *Canadian Journal of Forest Research*. 30:801-816.
- Desrochers, A. et V. J. Lieffers. 2001. Root biomass of regenerating aspen (*Populus tremuloides*) stands of different densities in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*. 31:1012-1018.
- Desrochers, A. et V. Lieffers. 2001b. The coarse-root system of mature stands in Alberta, Canada. *Journal of Vegetation Science*. 12:355-360.
- Desrochers, A., S. Landhäusser et V. Lieffers. 2002. Coarse and fine root respiration in aspen (*Populus tremuloides*). *Tree physiology*. 22:725-732.
- Drapeau, P., A. Leduc, J. F. Giroux, J. P. L. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*. 70:423-444.
- Farmer, R. E., Jr. 1963. Effect of light intensity on growth of *Populus tremuloides* cuttings under two temperature regimes. *Ecology*. 44:409-411.
- Fraser, E. C., V. J. Lieffers, S. M. Landhäusser et B. R. Frey. 2002. Soil nutrition and temperature as drivers of root suckering in trembling aspen. *Canadian Journal of Forest Research*. 32:1685-1691.
- Frey, B. R., V. J. Lieffers, S. M. Landhausser, P. G. Comeau et K. J. Greenway. 2003a. An analysis of sucker regeneration of trembling aspen. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:1169-1179.
- Frey, B. R., V. J. Lieffers, A. D. Munson et P. V. Blenis. 2003b. The influence of partial harvesting and forest floor disturbance on nutrient availability and understory vegetation in boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:1180-1188.
- Gauthier, S., L. De Grandpré et Y. Bergeron. 2000. Differences in forest composition in two forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science*. 11:781-790.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec. pp 263, 264, 340, 344, 345.

- Gradowski, T., D. Sidders, T. Keddy, V. J. Lieffers et S. M. Landhäusser. 2008. Effects of overstory retention and site preparation on growth of planted white spruce seedlings in deciduous and coniferous dominated boreal plains mixedwoods. *Forest Ecology and Management*. 255:3744-3749.
- Greene, D. F., S. E. Macdonald, S. Haeussler, S. Domenicano, J. Noel, K. Jayen, I. Charron, S. Gauthier, S. Hunt, E. T. Gielau, Y. Bergeron et L. Swift. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research*. 37:1012-1023.
- Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles de la Faune et des Parcs. 216 p.
- Groot, A., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2004. Stand dynamics modelling approaches for multicohort management of eastern Canadian boreal forests. *Silva Fennica*. 38:437-448.
- Harvey, B. D., et Y. Bergeron. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. Vol. 19:p 1458-1469.
- Harvey, B., S. Brais. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*. Vol.32:653-666.
- Harvey, B et S. Brais. 2007. Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: Implications for deadwoods dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*. 37:1525-1533.
- Hunter, M.L., Jr. 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Huffman, R. D., M. A. Fajvan et P. B. Wood. 1999. Effects of residual overstory on aspen development in Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research*. 29:284-289.
- Kimmins, T. J. *Forest Ecology : A Foundation for Sustainable Management*. 1997. 2e édition. Prentice Hall, New Jersey. p 597.
- Landhäusser, S. M., V. J. Lieffers, et T. Mulak. 2006. Effects of soil temperature and time of decapitation on sucker initiation of intact *Populus tremuloides* root systems. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 21:299-305.
- Landres, P. B., P. Morgan et F. J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*. 9:1179-1188.
- Laquerre, S., Leduc, A. et Harvey, B.D. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du Nord-Ouest du Québec après coupe totale. *Écoscience*. 16:483-491.
- Laquerre, S. B. D. Harvey et A. Leduc. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. *The Forestry Chronicle*. 87:77-85.
- Lavertu, D., Y. Mauffette et Y. Bergeron. 1994. Effects of stand age and litter removal on the regeneration of *Populus tremuloides*. *Journal of Vegetation Science*. 5:561-568.

- Lecomte, N., M. Simard, H. Asselin, A. Nappi, J. Noël et Y. Bergeron. 2006. Similarities and differences between harvesting and wildfire-induced disturbances in fire-mediated Canadian landscapes. National council for air and stream improvement, technical bulletin 924:1-64.
- Legare, S., D. Pare et Y. Bergeron. 2004. The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands. *Canadian Journal of Forest Research*. 34:405-416.
- Lu, E.-Y., et E. I. Sucoff. 2001. Responses of quaking aspen (*Populus tremuloides*) seedlings to solution calcium. *Canadian Journal of Forest Research*. 31:123-131.
- MacDonald, G. B., M. L. Cherry et D. J. Thompson. 2004. Effect of harvest intensity on development of natural regeneration and shrubs in an Ontario boreal mixedwood stand. *Forest Ecology and Management*. 189:207-222.
- MacDonald, G. B. et D. J. Thompson. 2003. Responses of planted conifers and natural hardwood regeneration to harvesting, scalping, and weeding on a boreal mixedwood site. *Forest Ecology and Management*. 182:213-230.
- Maini, J. S., et K. W. Horton. 1966. Vegetative propagation of *Populus* spp. : I Influence of temperature on formation and initial growth of aspen suckers. *Canadian Journal of Botany* Vol. 44:p 1183-1189.
- Man, R., G. J. Kayahara, J. A. Rice et G. B. MacDonald. 2008. Eleven-year responses of a boreal mixedwood stand to partial harvesting: Light, vegetation, and regeneration dynamics. *Forest Ecology and Management*. 255:697-706.
- MRN. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, direction de la planification et des communications. 272 p.
- Niinemets, U. et F. Valladares. 2006. Tolerance to shade, drought and waterloggig of temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs*. 76:521-547.
- Pothier, D., et M. Prévost. 2002. Photosynthetic light response and growth analysis of competitive regeneration after partial cutting in a boreal mixed stand. *Trees - Structure and Function*. 16:365-373.
- Prévost, M. et D. Pothier. 2003. Partial cuts in a trembling aspen-conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:1-15.
- Saucier, J.-P., P. Grondin, R. A. et J.-F. Bergeron. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles.
- Schier, G. A.. 1981. Physiological research on adventitious shoot development in aspen roots. USDAFor. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-107, 12p.
- Steneker, G. A. 1974. Factors affecting the suckering of trembling aspen. *the Forestry Chronicle*. 50:32-34.
- Stoeckeler, J. H. et J. W. Macon. 1956. Regeneration of aspen cutover areas in northern Wisconsin. *Journal of forestry*. 56:13-16.

- Timoney, K.P., G. Peterson et R. Wein. 1997. Vegetation development of boreal riparian plant communities after flooding, fire, and logging, Peace River, Canada. *Forest Ecology and Management*. 93:101-120.
- Voss, B. 2000. L'erreur boréale, état actuel des forêts au Québec. *Le bulletin du caucus des forêts du réseau canadien de l'environnement*. vol 2, no^o2
- Wan, X. C., S. M. Landhäusser, V. J. Lieffers et J. J. Zwiazek. 2006. Signals controlling root suckering and adventitious shoot formation in aspen (*Populus tremuloides*). *Tree Physiology* 26:681-687.
- Zimmerman, M. H. et C. L. Brown. 1971. *Trees : Structure and Function*. Springer-Verlag, New-York.