

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

**CROISSANCE DES STOCKS DE CARBONE
DIX ANS APRÈS BOISEMENT
DE TERRAINS DÉNUDÉS BORÉAUX**

**MÉMOIRE DE RECHERCHE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
DANS LE CADRE DE LA
MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

**PAR
OLIVIER FRADETTE, B. Sc.**

AUTOMNE 2012

RÉSUMÉ

Le réchauffement du climat actuel est notamment attribuable à l'utilisation des combustibles fossiles et aux changements de vocation des terres, spécialement la déforestation, ce qui cause une perte de puits de carbone (C). L'augmentation de la capacité des puits de C terrestres est donc un moyen pour atténuer l'effet des changements climatiques. En forêt boréale, des terrains classés improductifs et appelés dénudés secs (DS) sont présents en quantités telles qu'ils représentent un potentiel réel de séquestration accru de C. Les DS sont des milieux naturellement ouverts dispersés en îlots au sein de la forêt boréale continue. Le processus de formation des DS est lié à des perturbations successives soit le feu ou des épidémies d'insectes. Une simulation réalisée à partir d'un DS récolté, scarifié puis planté montre un bilan C net devenant neutre durant la 26e année suivant le boisement. La simulation montre que les DS ont un potentiel théorique de séquestration annuelle de $1,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne, pour un total de 77 t C ha^{-1} séquestré sur 70 ans de croissance. L'hypothèse testée dans la présente étude est que les DS scarifiés et boisés, sans récolte d'arbres au préalable, montrent un bilan C neutre dix ans après boisement. Le dispositif expérimental est constitué de 7 blocs comprenant des portions scarifiées et boisées (S1) et des portions intactes (S0). Les essences utilisées étaient l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.). Dans chacun des scénarios S0 et S1, des parcelles de 400 m^2 ont été établies afin d'estimer la contribution totale de chacun des 4 grands réservoirs au bilan C. Des équations allométriques ont été construites pour les besoins spécifiques de l'étude. Le bilan C net dix ans après boisement est négatif avec $-7,84 \text{ t C ha}^{-1}$. Cela serait attribuable à la densité de l'étage arborescent initialement plus élevé dans S0. Une fois exclue des bilans C la contribution de l'étage arborescent, le résultat est un bilan net négatif de $-0,62 \text{ t C ha}^{-1}$. La quantité de C contenue dans la matière organique contribue grandement au total de C présent dans les DS. Le ratio biomasse racinaire/biomasse aérienne mesuré dans l'étude est supérieur à ce que l'on retrouve normalement pour l'épinette noire, avec une moyenne de 37 %. Le scarifiage a causé une perte de C de $0,67 \text{ t C ha}^{-1}$. En additionnant la séquestration réalisée par la régénération après dix ans

de croissance, le bilan C net s'établit à $-0,46 \text{ t C ha}^{-1}$. Des plantations de pin gris dans le même dispositif ont démontré une séquestration supérieure. Le bilan C net s'établit alors à une valeur positive de $0,49 \text{ t C ha}^{-1}$. Les résultats permettent de supporter l'hypothèse que le bilan C net du dispositif est pratiquement neutre dix ans après boisement, ce qui est 16 années plus tôt que dans le calcul théorique de référence. La présente étude suggère donc que le boisement de DS pourrait devenir une mesure d'atténuation efficace dans une approche qui combinerait la préparation de terrain de type scarifiage sans coupe préalable et le boisement avec de l'épinette noire et, de façon plus accentuée, du moins pendant les 10 premières années, avec du pin gris.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord je dois remercier mon codirecteur Jean-François Boucher pour m'avoir proposé un projet de recherche des plus intéressants, sans quoi je n'aurais pas effectué d'études de deuxième cycle. Je suis content d'avoir participé au projet qu'est Carbone boréal. Merci également à mon directeur Daniel Lord pour m'avoir encouragé et motivé tout au long du projet. Et merci à vous deux pour les connaissances et les méthodes de travail que vous m'avez transmises, qui me seront fort utiles. Merci également à Claude Villeneuve pour avoir initié l'idée de Carbone boréal sans quoi ce projet de recherche n'aurait pu avoir lieu. Un merci spécial à Pascal Tremblay pour son aide précieuse tout au long du projet, sans qui le projet n'aurait pu aboutir. Merci également à mes collègues de maîtrise Isabelle Delisle, Maud Touchette et Marianne Gagnon-Duchesne pour leur aide et leur soutien. Une pensée particulière va à Isabelle Delisle, la meilleure coéquipière que l'on peut avoir. Merci également à Alexandre Lefèvre et Estéban Gonzalez pour leur aide précieuse lors de la récolte et du traitement des quelques échantillons. Finalement merci à tous pour votre agréable compagnie, j'ai eu beaucoup de plaisir avec vous durant ces dernières années.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
CHAPITRE 1	1
INTRODUCTION	1
1.1 Changements climatiques et carbone forestier	2
1.2 Atténuation par le boisement	3
1.3 Dénudés secs et boisement	5
1.4 Potentiel de séquestration par le boisement	7
1.5 Relations allométriques	9
1.6 Hypothèse et objectifs	10
CHAPITRE 2	11
MÉTHODOLOGIE	11
2.1 Dispositif expérimental	12
2.2 Mesures et échantillonnage terrain	15
2.3 Mesures complémentaires	17
2.4 Mesures et échantillonnage en laboratoire	17
2.5 Équations allométriques	20
2.6 Bilan Carbone	21
2.7 Analyse statistique	21

CHAPITRE 3	22
RÉSULTATS	22
3.1 Stocks de carbone des arbres études.....	23
3.2 Équations allométriques	24
3.3 Stocks de carbone dans les réservoirs.....	26
3.4 Stocks de carbone par compartiments	29
3.5 Bilan C des DS dix ans après boisement	32
CHAPITRE 4	36
DISCUSSION	36
4.1 Réservoirs de carbone.....	37
4.2 Bilan carbone.....	41
4.3 Allométrie.....	42
CHAPITRE 5	44
CONCLUSION.....	44
CHAPITRE 6	47
RÉFÉRENCES.....	47

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description des différents compartiments à l'intérieur des quatre réservoirs de C utilisés dans la présente étude et résumé de la méthodologie utilisée	14
Tableau 2. Sommaire de l'ANOVA des classes de DHP (2 = 0 à 3,9 cm; 6 = 4 à 7,9 cm; 10 = 8 à 11,9 cm; 14 = 12 à 15,9 cm; 16 et + = 16 cm et plus) de la biomasse aérienne des arbres étudiés pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1)	23
Tableau 3. Équations allométriques pour la masse sèche des quatre compartiments des arbres (tiges, aiguilles, branches, racines) des Epn (Épinette noire) et des Pig (Pin gris) et ce pour deux classes de hauteur (0-3 m et 3 m + pour les Epn et 0-5 m et 5 m + pour les Pig)	25
Tableau 4. Comparaison du pourcentage de différence des équations pour les dénudés secs avec les valeurs observées de la présente étude (4 ^e colonne) et des équations établies par Lambert et al. (2005) (5 ^e colonne)	26
Tableau 5. Sommaire de l'ANOVA des quatre réservoirs de C et du C total pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1)	27
Tableau 6. Sommaire de l'ANOVA pour les stocks de C de la biomasse aérienne et souterraine ainsi que le total des deux réservoirs, en excluant l'étage arborescent, pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1)	28
Tableau 7. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C dans les quatre compartiments des arbres étudiés pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1)	30
Tableau 8. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C dans les différents compartiments non arborescent pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1)	30
Tableau 9. Sommaire de l'ANOVA (rapports de F et valeurs de P) pour le ratio masse racinaire/masse aérienne pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1)	32
Tableau 10. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C avec et sans l'étage arborescent pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1)	33
Tableau 11. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C des compartiments éricacées, muscinal et matière organique ainsi que le total des trois compartiments pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1)	34

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Localisation des sites d'études du dispositif mis en place entre 1999 et 2001. Les sites soulignés sont ceux utilisés dans le présent projet. Trois blocs expérimentaux sont situés au site de Péribonka, trois au site de Broadback Sud, un au site de Chibougamau et un au site de rivière Trenché.....12
- Figure 2. Exemple d'un bloc expérimental. Pour chaque peuplement de type dénudé sec (DS), une parcelle de 400 m² est établie dans le scénario boisement (S1) et le scénario de référence (S0).....13
- Figure 3. Stocks de C de la biomasse aérienne en fonction des classes de DHP (2 = 0 à 3,9 cm; 6 = 4 à 7,9 cm; 10 = 8 à 11,9 cm; 14 = 12 à 15,9 cm; 16 + = 16 cm et plus) des arbres études pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement)24
- Figure 4. Stocks de C des différents réservoirs et du total des quatre réservoirs pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement)27
- Figure 5. Stocks de C des réservoirs et du total des quatre réservoirs, excluant l'étage arborescent, pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement)28
- Figure 6. Stocks de C en fonction des différents compartiments pour le scénario boisement (A) et le scénario de référence (B). Les valeurs sont présentées en tonnes de C à l'hectare et selon le pourcentage qu'elles occupent sur le total de C présent dans le scénario boisement31
- Figure 7. Ratio de la masse racinaire sur la masse aérienne pour chacun des deux traitements (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement) pour les arbres études des 7 blocs (n = 112)32
- Figure 8. Bilan C net (scénario boisement – scénario de référence) des quatre réservoirs de C des DS avec et sans la contribution de l'étage arborescent33
- Figure 9. Stocks de C des compartiments directement impactés par le scarifiage (éricacées, muscinal, matière organique) ainsi que le total des trois compartiments pour chacun des deux scénarios (S0 et S1).....34

Figure 10. Séquestration nette de C dans les compartiments éricacées, muscinal, matière organique, semis naturels et arbres plantés EPN ainsi que le bilan C total pour chacun des deux scénarios (S0 et S1).....35

Figure 11. Séquestration nette de C dans les compartiments éricacées, muscinal, matière organique, semis naturels et arbres plantés PIG ainsi que le bilan C total pour chacun des deux scénarios (S0 et S1).....35

CHAPITRE 1
INTRODUCTION

1.1 Changements climatiques et carbone forestier

Les changements climatiques font consensus au sein de la communauté scientifique. On note déjà à l'échelle du globe, entre autres, une hausse des températures moyennes de l'atmosphère et de l'océan, une fonte massive de la neige et de la glace et une élévation du niveau moyen de la mer en conséquence des changements climatiques (GIEC 2007). Le réchauffement du climat est notamment attribuable à l'utilisation des combustibles fossiles qui émettent du CO₂ dans l'atmosphère, mais également aux changements de vocation des terres, spécialement la déforestation (IPCC 2007). Le constat à ce jour est que les émissions des dernières années ont augmenté rapidement et suivent le plus haut scénario d'émissions utilisé par le GIEC dans son quatrième rapport (Le Quere et al. 2009). En fait, les émissions attribuables aux combustibles fossiles et à la production de ciment étaient en hausse de 40 % pour l'année 2008 par rapport à l'année 1990 (Le Quere et al. 2009). Sous les scénarios d'émissions A1 et A2 du GIEC, une augmentation des températures moyennes de 3,7 à 4,5 °C est à prévoir d'ici 2100 (IPCC 2007). Pour limiter le réchauffement de la planète à une valeur de 2 °C au dessus des valeurs pré industrielles, les émissions devraient atteindre leur plus haut niveau entre 2015 et 2020 puis décroître rapidement (The Copenhagen Diagnosis 2009).

Le réchauffement climatique anticipé risque de modifier la contribution des forêts au cycle global du C. Une augmentation du CO₂ atmosphérique, de la température, du dépôt d'azote (N) et une saison de croissance plus longue pourraient résulter en un accroissement substantiel de la productivité des forêts (Myneni et al. 1997; Slayback et al. 2003). D'un autre côté, une augmentation des surfaces affectées annuellement par les

feux de forêts et les épidémies d'insectes est anticipée (Stocks et al. 2002; Flannigan et al. 2005a; Flannigan et al. 2005b; Kurz et al. 2008b). Une simulation réalisée avec le modèle CBM-SFS3 montre que l'augmentation en croissance des arbres résultant d'un taux de CO₂ plus élevée ne serait pas suffisante pour compenser les émissions causées par l'accroissement en intensité des perturbations naturelles (Kurz et al. 2008a) et que l'on doit donc s'attendre à ce que la forêt boréale soit une source de C pour le siècle à venir. Zhuang et al. (2006) arrivent également à cette conclusion due à l'effet combiné de l'augmentation du nombre de perturbations naturelles et de la respiration du sol, causant une perte plus grande de C que le gain attribuable à une croissance stimulée. Une perte en C a déjà été observée pour la majorité des forêts canadiennes pour les décennies 1980 et 1990 (Kurz et Apps 1999; Myneni et al. 2001).

Une autre source importante de C est celle créée par la déforestation. Au cours des années 90, la déforestation aurait causé des émissions d'environ 5,8 Gt CO₂ an⁻¹ (Nabuurs et al. 2007). La variation nette des superficies forestières entre les années 2000 et 2010 est estimée à une perte de 5,3 M ha an⁻¹ (FAO 2011). Les émissions anthropiques en terme de C pour la décennie 2000 sont de l'ordre de 7,9 Gt C an⁻¹ pour l'utilisation des combustibles fossiles et de 1,0 Gt C an⁻¹ attribuable au changement d'affectations des terres (Global Carbon Project 2011). Un moyen efficace de combattre est donc de Réduire les émissions à la source, que ce soit en diminuant l'utilisation des combustibles fossiles ou en diminuant la déforestation représente donc un moyen évident de combattre les changements climatiques.

1.2 Atténuation par le boisement

Un autre moyen d'atténuer le réchauffement est d'augmenter les superficies recouvertes par les forêts, notamment par le boisement/reboisement, méthode reconnue par le protocole de Kyoto (GIEC 2007). Sur 8,9 Gt C émis annuellement par l'activité anthropique, seulement 4,1 Gt se retrouvent dans l'atmosphère. Cela est attribuable à la

séquestration du C effectué par les écosystèmes terrestres et océaniques, avec 2,5 Gt C an⁻¹ et 2,3 Gt C an⁻¹ séquestré respectivement durant la décennie 2000 (Global Carbon Project 2011). Des efforts relativement modestes pourraient augmenter la compensation des écosystèmes terrestres d'un autre 15 % des émissions anthropiques globales (Nabuurs et al. 2007). L'augmentation de la capacité des puits terrestres de C est donc un moyen pour atténuer l'effet des changements climatiques. Les réservoirs terrestre et océanique ont continué leur action de puits durant les années 2000, même si la fraction des émissions absorbée aurait diminué durant les dernières années (Canadell et al. 2007). Les forêts représentent le plus grand réservoir de C terrestre (Bolin et al. 2000). Le C dans la biomasse vivante terrestre varie grandement d'un écosystème à l'autre, de 5 t C ha⁻¹ jusqu'à 300 t C ha⁻¹ dans certaines forêts tropicales et du nord-est du pacifique (Houghton et al. 2009). Les forêts canadiennes ont pour leur part des stocks de C dans la biomasse forestière vivante de 45 t C ha⁻¹ (FAO 2011). L'ensemble des forêts boréales recouvre 14,5 % du territoire terrestre (Melillo et al. 1993) et contient 26 % du C stocké dans les écosystèmes de la planète (Dixon et al. 1994).

Selon les recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie (IPCC 2003), cinq grands réservoirs sont utilisés pour établir le bilan C d'un écosystème terrestre : la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort, la litière (incluant l'humus) et la matière organique du sol minéral. Les écosystèmes terrestres, en retenant le carbone (C) dans la biomasse vivante, dans les matières organiques en décomposition et dans les sols, jouent un rôle important dans le cycle global du C. Les processus qui sont la photosynthèse, la respiration, la décomposition et la combustion entretiennent la circulation naturelle du C entre ces écosystèmes et l'atmosphère (Bolin et al. 2000). Les changements dans la biomasse résultent du changement d'utilisation des terres, des perturbations naturelles et des changements physiologiques causés par l'environnement. Ces facteurs affectent les superficies recouvertes de forêts, leur structure d'âge, la composition des communautés et le taux d'accumulation et de perte de C (Houghton et al. 2009).

1.3 Dénudés secs et boisement

En forêt boréale québécoise, des terrains classés improductifs et appelés dénudés secs (DS) sont présents en quantités telles qu'ils représentent un potentiel réel de séquestration accru de C (Gaboury et al. 2009). L'inventaire forestier des forêts du Québec réalisé en 2003 indique qu'environ 7 % du domaine de la pessière à mousses, soit 1,6 M ha, est constitué de DS (MRNFP 2003). Les DS sont des milieux naturellement ouverts dispersés en ilots au sein de la forêt boréale continue (Payette 1992; Riverin et Gagnon 1996; Simard et Payette 2001). Ils sont caractérisés par un couvert arborescent de densité inférieure à 25 % de recouvrement, constitué principalement d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), croissant souvent sur un lit de lichens (principalement *Cladonia* spp.) et avec un étage arbustif abondamment composé d'éricacées (des genres *Rhododendron* et *Kalmia*) (Simard et Payette 2001; Hébert et al. 2006; Girard et al. 2009). Le processus de formation des DS est lié à des perturbations successives (Payette et al. 2000; Gagnon et Morin 2001; Jasinski et Payette 2005). Le passage de feux successifs dans une pessière noire à mousses ne présentant pas de conditions adéquate de germination et de survie des semis, mènera à un processus d'ouverture du couvert forestier (Payette et al. 2000; Gagnon et Morin 2001; Payette et Delwaide 2003; Le Goff et Sirois 2004; Girard et al. 2009). Ce mécanisme d'ouverture peut également s'observer lorsqu'un feu survient peu après une épidémie d'insectes (Payette et al. 2000). Au cours des 50 dernières années, environ 19 500 ha des 225 000 ha de forêt dense de conifères se sont transformés en pessières à lichens, ce qui représente environ 9 % des forêts (Girard et al. 2008). Aucune évidence d'un retour des DS en forêts denses n'a encore été démontré (Jasinski et Payette 2005). Le passage de feux dans les DS va maintenir la structure ouverte (Payette 1992) et, d'un feu à l'autre, la densité d'épinette noire ira en diminuant (Gagnon et Morin 2001). Le mécanisme de régénération par marcottage, principal mode de régénération présent dans ces sites entre deux feux, ne semble pas pouvoir contribuer à une densification du couvert arborescent (Riverin et Gagnon 1996; Payette et al. 2000; Jasinski et Payette 2005).

Les DS représentent donc une opportunité pour le boisement dans l'objectif de création de puits de C et d'atténuation du réchauffement climatique (Nabuurs et al. 2007; Gaboury et al. 2009). Jusqu'à maintenant, très peu d'études ont porté sur le potentiel de séquestration réel auquel correspond le boisement des DS. Une première étude a révélé que des pessières à lichens et des pessières à mousses adjacentes sont similaires quant à la disponibilité des nutriments contenus dans leur solution de sol, et ce, quel que soit le traitement de préparation de terrain utilisé (Girard 2004). D'autres travaux ont montré une croissance juvénile soutenue de plants d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) dans des DS scarifiés, mais tout de même inférieure à celle de plants dans une pessière à mousses adjacente et comparable (Hébert et al. 2006). Des résultats un an après boisement dans un autre dispositif ont confirmé que le boisement des DS s'avère envisageable lorsqu'une préparation de terrain adéquate est appliquée, même si certaines limitations à la croissance affectent les plants des DS durant la phase d'établissement (Tremblay 2010). Même si la croissance des plants est inférieure dans les DS que dans les pessières à mousses, le gain en C apporté par le boisement pourrait être significatif sur le long terme même avec une hypothèse de rendement faible (Gaboury et al. 2009).

La préparation de terrain de type scarifiage peut influencer les stocks de C de différentes manières, tout d'abord en augmentant la croissance des arbres plantés (Prévost et Dumais 2003; Hébert et al. 2006). La préparation de terrain diminue l'intensité de la compétition pour les ressources (Prévost 1996; Boucher et al. 1998; Thiffault et al. 2004) et augmente la température de la surface du sol (Prévost 1996; Boucher et al. 1998; Boucher et al. 2001). Également, le scarifiage peut créer des lits de germination réceptifs à l'épinette noire et favorable à la croissance des semis naturels (Prévost 1996; Prévost et Dumais 2003; Tremblay 2009). Les marcottes épargnées par le traitement bénéficient également du scarifiage par l'augmentation de leur croissance (Prévost et Dumais 2003). Une perte de biomasse survient cependant, conséquence de la réduction de la superficie couverte par les lichens et les éricacées et de la destruction d'une partie de la régénération naturelle (Prévost 1997). Cependant, cette perte peut être compensée par la réduction de la compétition des éricacées envers les conifères, notamment de *Kalmia angustifolia*

(Thiffault et al. 2004). Des sites où le *Kalmia* était contrôlé ont montré une augmentation de la croissance des conifères associée à la plus faible compétition du *Kalmia* (Moroni et al. 2009) et/ou de la combinaison du *Kalmia* avec *Rhododendron* et des lichens (Hébert et al. 2006). Par le fait même, l'apport à la litière des conifères par la biomasse aérienne et souterraine cause un apport de nutriments plus élevé et une matière organique de meilleure qualité (Moroni et al. 2009). Le scarifiage influence également le taux de décomposition de la matière organique de la litière et de l'humus et la teneur en C du sol minéral, causant une perte nette de C dans les premières années suivant la préparation de terrain (Tremblay et al. 2006; Hyvonen et al. 2007; Gaboury et al. 2009).

1.4 Potentiel de séquestration par le boisement

Le potentiel théorique de séquestration des DS boisés a été évalué récemment. Une simulation a été réalisée avec le modèle CO2FIX (Masera et al. 2003; Schelhaas et Mohren 2004) à partir d'un DS récolté, scarifié puis planté (Gaboury et al. 2009). Cette simulation a démontré que les plantations dans un DS ont un potentiel théorique de séquestration annuelle de $1,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne, pour un total de 77 t C ha^{-1} séquestré sur 70 ans de croissance (Gaboury et al. 2009). Les émissions de CO_2 relatif aux opérations forestières ont été évaluées, par une approche de cycle de vie, à hauteur de $0,3 \text{ t C ha}^{-1}$. Ce scénario montre que les DS récoltés et boisés est une source nette de C durant les 20 premières années, pour ensuite devenir un puits et montrer un bilan C neutre au cours de la 26e année après boisement, comparé au scénario de référence (Gaboury et al. 2009). L'une des conclusions de l'étude soulignait que le bilan C pourrait s'avérer neutre plus hâtivement si le DS boisé ne faisait pas l'objet de récolte avant plantation, puisque les DS offrent concrètement cette possibilité (Hébert et al. 2006).

D'autres études montrent que les plantations offrent un potentiel de séquestration de C significatif à long terme. Des plantations d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) établies sur des terres en friche du sud du Québec ont montré une séquestration positive sur 50 ans, en passant d'un faible puits de C durant les 22 premières années pour devenir plus important par la suite, avec en final un total de séquestration nette de 75 t C ha⁻¹ sur une période de 50 ans ou 1,5 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Tremblay et al. 2006). La faible séquestration durant les premières années est due au sol qui est une source de C pour la période de 0 à 20 ans et, présumément, à l'absence du réservoir de la biomasse racinaire qui n'a pas été prise en compte dans l'étude. Plusieurs études montrent que les plantations en zone boréale peuvent devenir un puits net de C après une dizaine d'années de croissance. Une plantation établie parmi une forêt d'épinettes et de sapins ayant été récoltée en zone subboréale de la Colombie-Britannique est devenue un puits de C de huit à dix ans après la récolte (Fredeen et al. 2007). Des mesures d'échanges de CO₂ dans une forêt de la zone boréale située au nord du Manitoba indiquent que celle-ci est un faible puits de C 11 ans après perturbations (Litvak et al. 2003). Également, une jeune plantation de mélèze sibérien (*Larix sibirica*) établie en Islande sur des landes en pâturage s'est avérée être un puits modéré de C 12 ans après boisement, avec une séquestration de 1,02 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Bjarnadottir et al. 2009). Par la suite, les forêts peuvent continuer d'être un puits de C même lorsqu'elles atteignent le stade de vieilles forêts (Schulze et al. 2000; Luysaert et al. 2008). Il reste néanmoins primordial de prévoir des projets de puits de C efficaces d'un point de vue environnemental, c'est-à-dire qui génèrent le moins possible d'émissions nettes après mise en place tout en constituant des stocks significatifs sur le long terme (Tremblay et al. 2006; Gaboury et al. 2009).

1.5 Relations allométriques

Un autre facteur déterminant dans la quantification des puits de C forestiers est tout ce qui a trait aux méthodes de calcul et d'estimation de la croissance de la biomasse dans les divers compartiments d'un écosystème forestier (Lambert et al. 2005; Gaboury et al. 2009). Plusieurs recherches portant sur les relations allométriques ont d'ailleurs été réalisées afin d'établir des bilans C fiables à l'échelle nationale (Kurz et Apps 1999; Jenkins et al. 2003; Lambert et al. 2005; Kurz et al. 2009). L'allométrie fait référence à la mesure de croissance ou de taille d'une partie d'une plante en relation avec l'organisme entier (Parresol 1999). Au Canada, des équations de ce genre ont été établies à partir des données recueillies dans le cadre du programme de recherche appelé Énergie de la FORêt (ENFOR), réalisé dans les années 80 par le Service canadien des forêts (Lambert et al. 2005). Ces données ont été utilisées pour établir des équations de biomasse à l'échelle nationale pour 18 espèces présentes au Canada (Evert 1985). Plus récemment, ces données ont été reprises afin d'éliminer les faiblesses des équations d'Evert (1985) et de produire un nouveau système d'équations permettant de séparer la biomasse en compartiments (feuillage, bois, branches, écorce) à partir de mesures de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) uniquement, ou à partir de mesures de DHP et de hauteur (Lambert et al. 2005). Par contre, aucune donnée tirée des DS n'est incluse dans ces bases de données, de même que les équations allométriques présentement disponibles dans la littérature n'ont jamais été validées dans les DS.

1.6 Hypothèse et objectifs

L'hypothèse testée dans la présente étude est que les DS scarifiés et boisés, sans récolte d'arbre au préalable, montrent un bilan C neutre dix ans après boisement. Pour tester cette hypothèse, les objectifs sont de quantifier les stocks de C des DS boisés et des DS non aménagés et de les comparer afin d'évaluer le bilan C dix ans après plantation. Pour ce faire, quatre des cinq grands réservoirs de C en milieu forestier ont été échantillonnés, soit la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort et la matière organique morte (IPCC 2003). Il est à noter que le réservoir matière organique morte dans la présente étude inclut la litière et l'humus. Le sol minéral n'est pas pris en compte dans ce projet, car il est évalué dans le cadre d'un autre projet de maîtrise. Le bilan C des DS scarifiés et boisés (scénario boisement) est ensuite comparé à celui des DS non perturbés (scénario de référence), afin d'établir le bilan C net des DS ayant fait l'objet de boisement. Un autre objectif important est l'établissement d'équations allométriques pour calculer la biomasse de l'étage arborescent des DS, afin de pouvoir comptabiliser aisément les quantités de C séquestrés par un projet de boisement des DS et de préciser les équations allométriques spécifiques aux DS.

CHAPITRE 2
MÉTHODOLOGIE

2.1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est constitué de 7 blocs expérimentaux sélectionnés à partir des 20 blocs du projet portant sur la remise en production des DS établi en 1999-2001 (Hébert et al. 2006) qui correspondent aux critères admissibles dans le cadre du présent projet (figure 1). Le drainage était de bon à modéré pour chacun des 7 blocs. Le dépôt de surface pour les blocs 4-5-6-9-15 était de type till indifférencié, juxtaglaciaire pour le bloc 16 et alluviaux anciens pour le bloc 11.

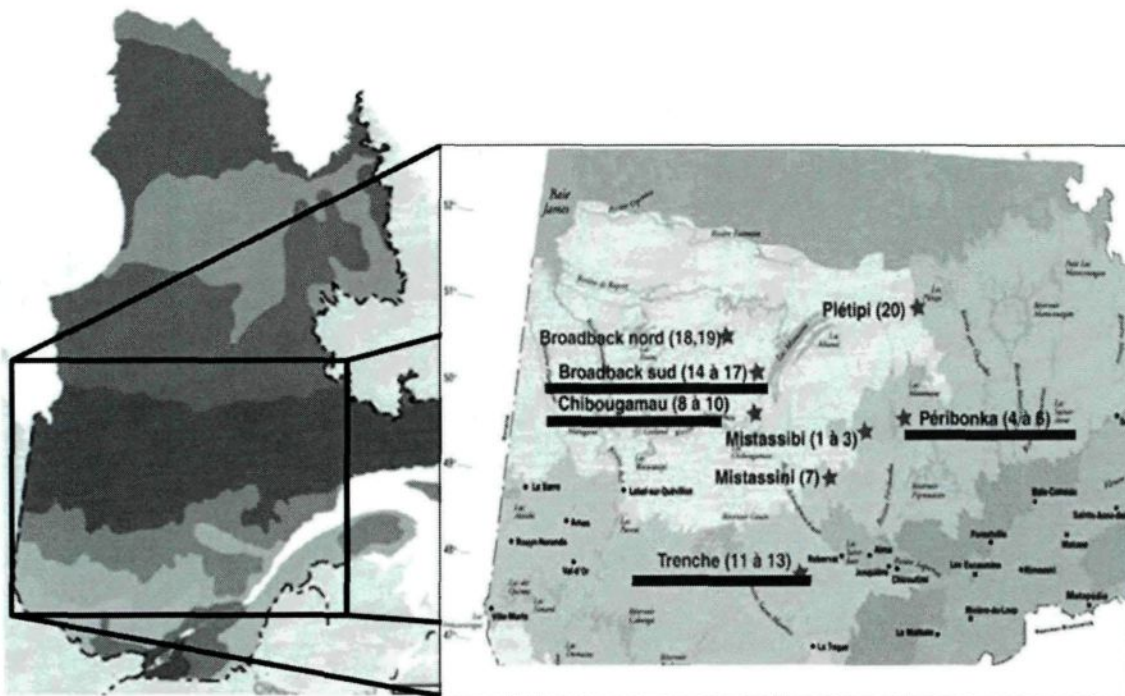


Figure 1. Localisation des sites d'études du dispositif mis en place entre 1999 et 2001. Les sites soulignés sont ceux utilisés dans le présent projet. Trois blocs expérimentaux sont situés au site de Péribonka, trois au site de Broadback Sud, un au site de Chibougamau et un au site de rivière Trenché.

Le bilan C a été comparé entre des portions de territoire ayant été aménagées (scénario boisement, S1) et des portions adjacentes aux S1 et non aménagées laissées intactes (scénario de référence, S0). Les traitements sylvicoles ayant été appliqués pour le scénario S1 sont le scarifiage et la plantation. Le scarifiage était de type TTS hydraulique ou mécanique, selon le bloc. Pour ce qui est de la plantation, les essences utilisées étaient l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) sur une partie du site et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sur une autre partie du site. Les plants qui ont été mis en terre entre 1999 et 2001 à raison de 2000 ha⁻¹ ont été produits en récipient de types IPL 45-110 ou IPL 67-50 (IPL, Saint-Damien, Québec, Canada), selon le bloc, dans des pépinières du MRNF et dans des pépinières accréditées par le MRNF. Les graines utilisées pour ensemençer les récipients étaient issues de provenances locales prévues pour les secteurs où les plants ont été mis en terre. Le scénario S0 est un DS où aucun traitement sylvicole ni plantation n'a eu lieu et qui est issu du même feu que sa contrepartie S1 adjacente. La paire S0–S1 de chaque bloc était également comparable sur les plans du type de dépôt, du drainage, de la pente et de l'exposition. Dans chacun des scénarios S0 et S1 de chaque bloc expérimental, des parcelles de 400 m² ont été établies afin de faire le bilan C des sites (figure 2).

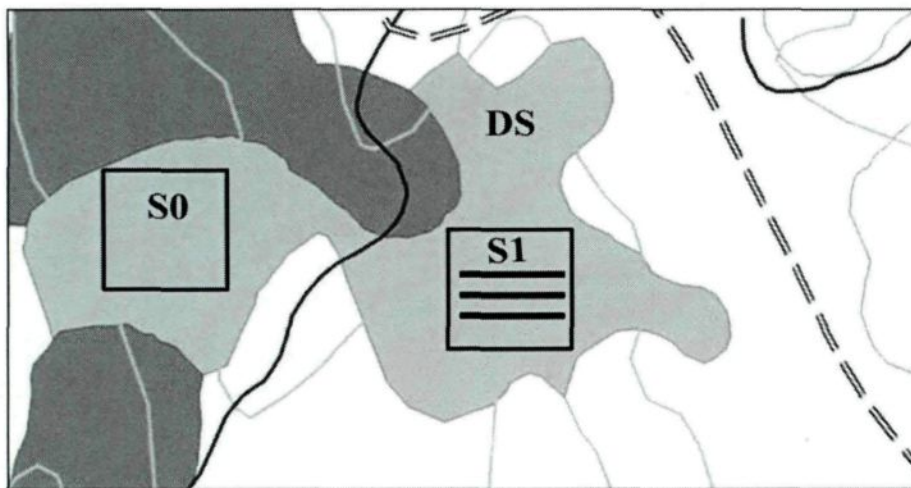


Figure 2. Exemple d'un bloc expérimental. Pour chaque peuplement de type dénudé sec (DS), une parcelle de 400 m² est établie dans le scénario boisement (S1) et le scénario de référence (S0).

Avec les données obtenues à partir des échantillons récoltés et des autres mesures prises sur le terrain, il est possible d'estimer la contribution totale de chacun des 4 grands réservoirs au bilan C. La répartition des compartiments dans chaque réservoir se fait comme mentionnée dans le tableau 1. Le tableau montre également un résumé de la méthodologie, qui est décrite intégralement dans les sections suivantes.

Tableau 1. Description des différents compartiments à l'intérieur des quatre réservoirs de C utilisés dans la présente étude et résumé de la méthodologie utilisée.

Réservoir	Description des compartiments	Méthodologie
Biomasse aérienne	Aiguilles, branches, cônes et tiges de l'étage arborescent	- Mesure des individus sur 400 m ² - Échantillonnage d'arbres études - Équations allométriques
	Feuilles et tiges de l'étage herbacé	- Récolte d'une parcelle de 1 m ²
	Étage muscinal	- Récolte d'une parcelle de 1 m ²
	Arbres plantés et semis naturels	- Équations allométriques
Biomasse souterraine	Racines de l'étage arborescent et des éricacées	- Échantillonnage d'arbres études (50 %) - Équations allométriques
	Racines de l'étage herbacé	- Récolte d'une parcelle de 1 m ²
	Racines des arbres plantés et des semis naturels	- Équations allométriques
Bois mort	Contenu dans l'humus	- Récolte et tri d'une parcelle de 1 m ²
	Bois mort au sol ou debout	- Mesures directes dans une parcelle de 400 m ²
Matière organique	Litière (matière organique récemment morte)	- Récolte d'une parcelle de 1 m ²
	Humus fragmenté et humifié	- Récolte et tri d'une parcelle de 1 m ²

2.2 Mesures et échantillonnage terrain

En premier lieu, tous les arbres naturels de plus de 1,3 m de hauteur à l'intérieur de la parcelle ont été inventoriés. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été mesuré à l'aide d'un ruban circonférentiel et la hauteur à l'aide d'une règle graduée ou d'un clinomètre pour les arbres de grande taille. Les arbres ont ensuite été séparés en quatre classes hiérarchiques pour chacun des blocs. Quatre classes égales ont été établies sur la base des DHP des arbres présents dans la parcelle, soit dominants, co-dominants, intermédiaires et opprimés. Dans chacune de ces classes hiérarchiques, deux arbres étaient sélectionnés aléatoirement pour être utilisés comme arbres études. Ces arbres études ont été décortiqués afin de déterminer leur masse. Des mesures de diamètre ont d'abord été prises à 0 m, 0,3 m, 0,6 m, 1 m, 1,3 m, 2,0 m, 3,0 m et à tous les mètres jusqu'au sommet de la tige. Sur les arbres dominants, une rondelle de bois a été prélevée à l'endroit où les diamètres étaient mesurés pour des fins d'analyse de tiges (Blais 1962; Swetnam et al. 1985). Les arbres ont ensuite été séparés en sections de un mètre sur lesquelles un décompte des branches vivantes et mortes était effectué. Deux branches vivantes par section ont été sélectionnées aléatoirement, soit les deux branches opposées les plus près possible du milieu de la section de un mètre. Ces branches ont été mesurées et emballées individuellement pour être rapportées au laboratoire et placées au réfrigérateur pour des mesures ultérieures de masses sèches (décrites plus loin). Pour les arbres de la classe des opprimés, l'échantillonnage des branches a été effectué à chaque section de 0,5 m au lieu de 1 m.

Les épinettes noires (Epn) plantées dans la parcelle de 400 m² ont toutes été inventoriées. Des mesures de hauteur et de DHP ont été effectuées sur chaque individu. Les huit individus dominants ont ainsi été déterminés et récoltés en entier pour être rapportés au laboratoire et placés au réfrigérateur. Le scénario S1 présentait une partie adjacente aux plants boisés Epn qui a été boisée avec du pin gris (Pig). Par contre, la méthodologie ne prévoyait pas d'échantillonnage de tous les réservoirs des deux côtés, considérant que la partie Epn était autant représentative du scénario S1 que la partie Pig car faisant partie de la même unité expérimentale. Seuls les arbres plantés ont été

échantillonnés dans la partie Pig selon la même méthode que pour les Epn. Les semis naturels ont également été inventoriés et mesurés selon la méthodologie décrite dans Delisle (2012).

À l'intérieur de chacune des parcelles expérimentales de 400 m² se trouvait parfois des arbres morts, des chicots et des troncs au sol. Lorsque des sections de ces pièces de bois se trouvaient à l'intérieur des limites de la parcelle, elles étaient inventoriées. Des mesures de hauteur, ou longueur, et de diamètres ont été prises afin de déterminer le volume de bois mort retrouvé dans la parcelle.

Dans chaque coin des parcelles, une microparcelle de 1 m² a été effectuée afin de déterminer le pourcentage de recouvrement de chacune des espèces végétales présentes. Ce relevé de végétation visait à caractériser le milieu. Par la suite, une des quatre microparcelles a été sélectionnée aléatoirement afin d'y prélever la biomasse aérienne vivante. Les débris ligneux et la litière ont d'abord été prélevés et emballés séparément. Les arbres plus petits que 1,3 m étaient récoltés. L'étage muscinal a été récolté par la suite permettant ainsi d'isoler l'étage herbacé, constitué principalement d'éricacées, en les coupant le plus près possible de la surface du sol. Tous ces échantillons ont ensuite été rapportés et placés au réfrigérateur à 7 °C en attendant d'être traités. Suite au prélèvement de la biomasse aérienne sur la microparcelle de 1 m², les couches de matière organique de l'humus ont été récoltées en entier jusqu'au premier horizon de sol minéral. Les troncs enfouis ainsi que les racines présentes sur la surface de 1 m² ont été récoltés séparément pour être inclus dans leurs réservoirs respectifs. La portion sol organique a été ensachée dans des poches de polyéthylène et placée au congélateur à l'arrivée au laboratoire pour subir ultérieurement une série de tris (expliquée plus loin) et la mesure de masse sèche.

Afin de déterminer la biomasse racinaire des arbres, un tirage aléatoire a été effectué afin d'identifier les blocs expérimentaux dans lesquels les systèmes racinaires allaient être prélevés, soit pour 4 blocs sur les 7. Dans les sites sélectionnés, un arbre-échantillon par classe hiérarchique était choisi aléatoirement pour chacun des scénarios

S0 et S1. Pour chacun de ces arbres, le système racinaire a été dégagé manuellement jusqu'à un diamètre minimum des racines de 5 mm. Ces racines étaient par la suite emballées, pour être rapportées au laboratoire pour mesure ultérieure de masse sèche. Le système racinaire des huit dominants pour les boisés Epn et Pig a également été récolté.

2.3 Mesures complémentaires

Afin de compléter l'information, l'épaisseur de la matière organique a été prélevée aléatoirement pour 4 sillons de scarifiage et 4 intersillons du scénario boisement. Pour le scénario de référence, l'épaisseur de la matière organique a été prélevée à dix endroits sur chacun des deux transects reliant les intersections nord-sud et est-ouest. Également, pour bien évaluer l'effet de la perturbation causée par le scarifiage dans le scénario boisement, des mesures sur la surface couverte par les sillons et intersillons ont été prises à l'aide de cinq transects de 20 m distancés de 5 m chacun dans la parcelle. Cela visait à établir le pourcentage de sillons présent dans chacune des parcelles expérimentales et à ajuster les stocks de C du scénario boisement (expliqué plus loin).

2.4 Mesures et échantillonnage en laboratoire

Dès l'arrivée au laboratoire, la biomasse récoltée dans la microparcelle de 1 m² a été mise au congélateur jusqu'au moment du traitement du matériel. Pour les éricacées, les échantillons ont été séparés en deux compartiments, soit feuillage et tiges. L'étage muscinal et le bois mort ont été ensachés séparément et placés en serre pour une période de préséchage d'au moins 2 semaines. Les branches échantillonnées sur les arbres études ont été placées au réfrigérateur dès l'arrivée du terrain. Elles ont ensuite été ensachées par sections et également placées en serre pour une période de préséchage. Ensuite, elles ont

été séparées en trois compartiments : branches, feuillage et cônes. Une période de séchage jusqu'à l'atteinte d'une masse constante, soit au moins 48 h en étuve à 65 °C, a été effectuée et chacun des différents compartiments des arbres étudiés a été pesé au dixième de gramme près. Les arbres plantés ont subi le même traitement et ont été pesés en entier. Le bois mort en surface du sol et les autres échantillons ont également été placés à l'étude selon la même méthode et ont été pesés au gramme près.

Afin de connaître précisément le volume de bois contenu dans les tiges échantillonnées sur les arbres dominants, les rondelles de bois recueillies ont été soumises au séchage, sablage et mesurage à des fins d'analyses de tiges. Pour les arbres des classes hiérarchiques co-dominants, intermédiaires et opprimés, la méthode de Carmean a été utilisée afin d'obtenir le volume des tiges (Carmean 1972). Il s'agit d'une équation (Éq. 1) utilisée pour chaque section de 1 m à l'aide des différents diamètres mesurés. Cette méthode s'est avérée adéquate pour estimer les volumes des arbres de DS lorsque comparée avec les résultats obtenus pour les analyses de tiges des dominants (données non montrées). La méthode Carmean a également démontré des résultats adéquats lors de la comparaison avec différentes méthodes de peuplements d'épinettes noires en forêt boréale (Krause et al. 2009).

$$V = \frac{1}{3}\pi h(a^2 + ab + b^2) \quad (\text{Éq. 1})$$

Où V = volume d'un segment
h = longueur d'un segment
a = diamètre supérieur du segment
b = diamètre inférieur du segment

Un facteur de conversion a ensuite pu être utilisé pour transformer le volume en biomasse sèche. Un facteur de ce type a également été utilisé pour le calcul théorique de Gaboury (2006), qui est de 0,445 t m⁻³ (Chen et al. 2002).

Au laboratoire, les systèmes racinaires échantillonnés ont été nettoyés pour enlever toute trace de matière organique ou de sol minéral, puis séchés à l'étuve jusqu'à l'atteinte d'une masse constante, normalement pendant une semaine. Ces données de masse sèche ont permis de quantifier la contribution du réservoir de la biomasse souterraine de la strate arborescente au bilan C des sites expérimentaux. La masse sèche racinaire des éricacées a été obtenue à partir de l'échantillonnage dans les microparcelles de 1 m².

L'humus brut récolté a été séché à l'air libre dans une serre ventilée pour un minimum d'une semaine. Ensuite, les échantillons ont été tamisés avec quatre tamis aux mailles de taille différente, soit 25 mm, 12 mm, 6 mm et 3 mm. À chacune des étapes du tri par ordre décroissant de grosseur de mailles, les débris ligneux, le bois mort, les racines et la matière organique de l'humus étaient enlevés manuellement afin de les inclure dans leur réservoir respectif. Avec ce tri, il était possible de retirer toutes les racines d'un diamètre minimal visé de 2 mm. La masse restante après le tri avec le tamis de 3 mm était incluse dans l'humus. Après ce tri, la masse provenant de chacun des compartiments du sol a été séchée à l'étuve durant 48 heures à 65 °C puis pesée au gramme près.

Afin d'estimer les pertes de C causées par le scarifiage dans le scénario boisement, un facteur d'impact attribuable aux sillons de scarifiage a été affecté aux réservoirs biomasse aérienne et humus. Ce facteur est le pourcentage de la superficie totale de chaque parcelle recouverte par les sillons et obtenu en mesurant la largeur des sillons sur 5 transects transversaux de 20 m par parcelle, distancés de 5 m chacun. Les quantités de C calculées dans les réservoirs humus et biomasse aérienne (éricacées, mousses et lichens) de chaque parcelle ont alors été multipliées par ce pourcentage d'intersillons recouvrant chacune des parcelles, qui varie de 0,66 à 0,87 selon le bloc.

2.5 Équations allométriques

Les équations allométriques, de formes linéaire et non-linéaire (Parresol 1999, 2001; Carvalho et Parresol 2003) ont été construites pour les besoins spécifiques de l'étude, étant donné qu'aucune équation allométrique dans la littérature n'était adaptée aux DS et l'architecture particulière des arbres qui s'y trouvent (Lambert et al. 2005). Les arbres ont été soumis à un échantillonnage destructif afin d'obtenir la masse sèche des compartiments qui a été par la suite reliée par régression aux mesures de hauteur et de diamètre des mêmes arbres (Parresol 1999, 2001). Avec les mesures de DHP et de hauteur recueillies, un modèle de régression fut utilisé pour estimer la relation entre le DHP de l'arbre (variable indépendante) et la masse sèche des compartiments (variable dépendante). Les équations ont été établies à l'aide de régressions linéaires, de régressions non linéaires de type polynomiale de 2e et 3e ordre et de régressions non linéaires de type puissance. Les équations ont été sélectionnées selon le plus fort coefficient de détermination (R^2) et la meilleure répartition des résidus. Une série d'équations a été établie pour l'épinette noire (Epn) et une pour le pin gris (Pig). Chaque série comporte des équations pour les quatre compartiments, soit pour les tiges, les aiguilles, les branches et les racines. Chacun des compartiments a été divisé en deux classes de hauteurs, ce qui a permis d'obtenir des estimations plus précises pour les arbres de dimensions inférieures. L'Epn a été divisée en classe de 0-3 m et 3 m +, alors que le Pig a été divisé en classes de 0-5 m et 5 m et +. Le compartiment des racines comprend une seule équation pour toutes les hauteurs. Le pourcentage de différence ($(\sum \text{valeurs estimées} - \sum \text{valeurs observées}) / \sum \text{valeurs observées}$) entre les équations allométriques établies pour les DS et les équations de Lambert (2005) a également été établi.

2.6 Bilan Carbone

Les masses sèches recueillies ont toutes été rapportées en t C ha⁻¹. Pour ce faire, les masses sèches mesurées ou estimées ont été multipliées par 0.5, conformément au ratio par défaut de teneur en C de la masse sèche ligneuse recommandé par le GIEC (IPCC 2003). Un facteur d'expansion de la superficie a été appliqué sur les données de chaque réservoir, en tenant compte du fait que les données sont soit à l'échelle des parcelles de 400 m² (donc * 25) ou des microparcelles de 1 m² (*10 000). La biomasse des arbres plantés et de la régénération naturelle a également été évaluée en termes de biomasse de C à l'aide d'équations allométriques. Le bilan C net des DS boisés a été calculé pour chacun des blocs en soustrayant au total des stocks de C du scénario boisement le total des stocks de C du scénario de référence.

2.7 Analyse statistique

Des analyses de variance (ANOVA) à deux facteurs ont été effectuées avec un plan d'expérience en 7 blocs complets, pour révéler la présence de différence significative entre les deux scénarios (référence et boisement). Les variables soumises à l'ANOVA ont été les réservoirs et les différents compartiments de chaque réservoir en t C ha⁻¹, ainsi que les différents compartiments des arbres étudiés en kg de C. : La procédure mixte a été utilisée. L'homogénéité de la variance a été évaluée par l'analyse visuelle des résidus et les données non homogènes ont été transformées en logarithme lorsque nécessaire (Devore et Peck 1994). Le seuil de signification α est de 0.05.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Stocks de carbone des arbres étudiés

L'analyse de variance n'a démontré aucune différence significative pour la biomasse aérienne parmi les différentes classes de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des arbres étudiés entre le scénario de référence (S0) et le scénario boisement (S1) (Tableau 2). Les quantités de C contenues dans les arbres étudiés sont équivalentes pour la classe de DHP 2 avec moins 1 % de différence entre S0 et S1. La différence entre les deux scénarios varie de 7 à 20 % pour les autres classes de DHP (Figure 3).

Tableau 2. Sommaire de l'ANOVA des classes de DHP (2 = 0 à 3,9 cm; 6 = 4 à 7,9 cm; 10 = 8 à 11,9 cm; 14 = 12 à 15,9 cm; 16 et + = 16 cm et plus) de la biomasse aérienne des arbres étudiés pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1). Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	DHP 2			DHP 6		DHP 10		DHP 14			DHP 16 et +	
	d.l.n.	d.l.d.	P	P	P	d.l.n	d.l.d.	P	d.l.n	d.l.d.	P	
Bloc	6	3,388	0,5498	0,7759	0,4303	4	3,754	0,1929	3	1	0,7959	
Scénario	1	2,888	0,8101	0,9139	0,5783	1	3,771	0,6329	1	1	0,7649	

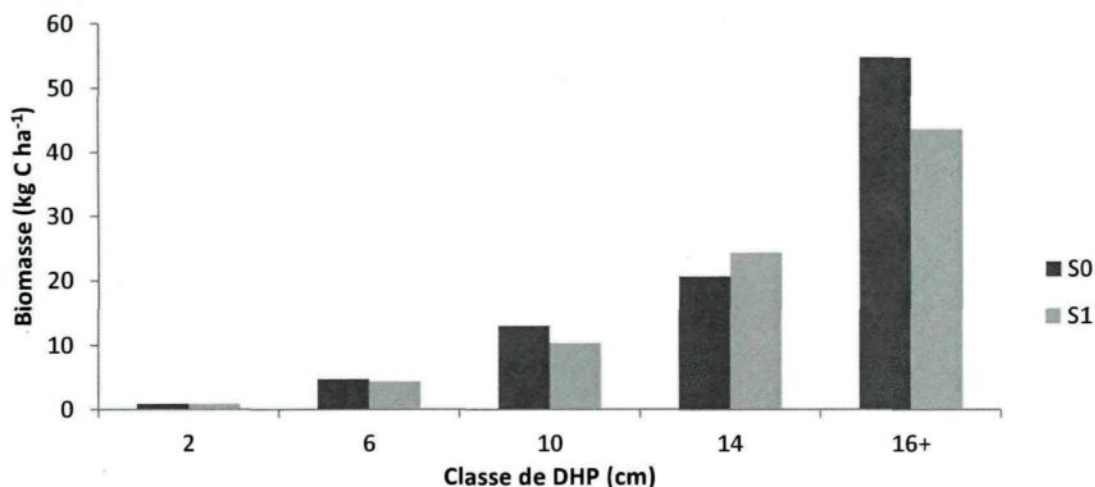


Figure 3. Stocks de C de la biomasse aérienne en fonction des classes de DHP (2 = 0 à 3,9 cm; 6 = 4 à 7,9 cm; 10 = 8 à 11,9 cm; 14 = 12 à 15,9 cm; 16 + = 16 cm et plus) des arbres études pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement). Classe de DHP 2 : n = 18 et 19 pour S0 et S1; DHP 6 : n = 13 et 17 pour S0 et S1; DHP 10 : n = 11 et 7 pour S0 et S1; DHP 14 : n = 8 et 7 pour S0 et S1; DHP 16+ : n = 6 et 4 pour S0 et S1.

3.2 Équations allométriques

Les arbres études qui ont été décortiqués en compartiments et pesés en biomasse sèche ont permis d'élaborer les équations allométriques présentées dans le tableau 3. Une série d'équations a été établie pour l'épinette noire (Epn) et une pour le pin gris (Pig). Chaque série comporte des équations pour les quatre compartiments, soit pour les tiges, les aiguilles, les branches et les racines. Chacun des compartiments est divisé en deux classes de hauteurs, ce qui permet d'obtenir des estimations plus précises pour les arbres de dimensions inférieures. L'Epn est divisée en classe de 0-3 m et 3 m +, alors que le Pig est divisé en classes de 0-5 m et 5 m et +. Le compartiment des racines comprend une seule équation pour toutes les hauteurs. Le pourcentage de différence entre les valeurs estimées et les valeurs observées variait en moyenne de -6 % à 2 % pour la plupart des compartiments (Tableau 4). La différence est un peu plus élevée pour les branches d'Epn de 0-3 m avec une surestimation de 10,52 %. Il y a également une sous-estimation plus

élevée au niveau des aiguilles de Pig de 0-5 m, de l'ordre de 14,34 %, et au niveau des branches de Pig de 0-5 m, de l'ordre de 18,48 % (Tableau 4). Les équations spécifiquement développées pour les DS dans cette étude se sont avérées plus précises que celles établies pour les pessières noires à mousses dans Lambert et al. (2005). Ces dernières ont montré un plus grand pourcentage de différence entre les valeurs estimées et les valeurs prédites, avec des valeurs variant d'une sous-estimation de -79,68 % jusqu'à une surestimation de 88,52 %. Aucune équation n'est disponible pour la biomasse racinaire dans les équations de Lambert.

Tableau 3. Équations allométriques pour la masse sèche des quatre compartiments des arbres (tiges, aiguilles, branches, racines) des Epn (Épinette noire) et des Pig (Pin gris) et ce pour deux classes de hauteur (0-3 m et 3 m + pour les Epn et 0-5 m et 5 m + pour les Pig). Le nombre d'échantillons (n) pour chaque équation est indiqué dans la colonne de droite. Abréviations : DHP = diamètre à hauteur de poitrine, MAé = masse aérienne, R² = coefficient de détermination.

Essence	Compartiment	Classe de hauteur	Équation	R ²	n
Epn	Tiges	0-3 m	$y = 0,278 * DHP + 0,0218$	0,8559	28
Epn	Tiges	3 m +	$y = 0,1327 * DHP^2 - 0,2289 * DHP + 0,5079$	0,8993	60
Epn	Aiguilles	0-3 m	$y = 0,2114 * DHP + 0,2258$	0,9879	6
Epn	Aiguilles	3 m +	$y = 0,0155 * DHP^2 + 0,5964 * DHP - 1,3263$	0,9773	16
Epn	Branches	0-3 m	$y = 0,0611 * DHP + 0,3346$	0,2838	28
Epn	Branches	3 m +	$y = 0,067 * DHP^2 + 0,0943 * DHP - 0,2222$	0,6198	60
Epn	Racines	0 à 3 m +	$y = 0,404 * MAé^{0,9486}$	0,8390	6
Pig	Tiges	0-5 m	$y = 0,1762 * DHP^{1,6168}$	0,7472	16
Pig	Tiges	5 m +	$y = 0,2276 * DHP^2 - 2,3937 * DHP + 13,212$	0,0223	28
Pig	Aiguilles	0-5 m	$y = 0,1135 * DHP^{1,3483}$	0,7090	60
Pig	Aiguilles	5 m +	$y = 0,0239 * DHP^2 - 0,0927 * DHP + 1,1019$	0,9096	6
Pig	Branches	0-5 m	$y = 0,0511 * DHP^{1,9705}$	0,8322	16
Pig	Branches	5 m +	$y = 0,0133 * DHP^{2,6295}$	0,9300	24
Pig	Racines	0 à 5 m +	$y = 0,2684 * MAé^{1,0975}$	0,9765	8

Tableau 4. Comparaison du pourcentage de différence des équations pour les dénudés secs avec les valeurs observées de la présente étude (4^e colonne) et des équations établies par Lambert et al. (2005) (5^e colonne) Le – indique qu'il n'y a aucune équation pour comparer.

Essence	Compartiment	Classe de hauteur	Différence équations dénudés secs (%)	Différence équations Lambert (%)
Epn	Tiges	0-3 m	1,67	-37,19
Epn	Tiges	3 m +	-1,99	64,71
Epn	Aiguilles	0-3 m	10,52	-37,56
Epn	Aiguilles	3 m +	0,53	-34,55
Epn	Branches	0-3 m	-0,01	-79,68
Epn	Branches	3 m +	0,04	-52,87
Epn	Racines	0 à 3 m +	-1,59	-
Pig	Tiges	0-5 m	-3,92	67,89
Pig	Tiges	5 m +	0,02	88,52
Pig	Aiguilles	0-5 m	-14,34	-45,02
Pig	Aiguilles	5 m +	0,19	-20,68
Pig	Branches	0-5 m	-18,48	-72,99
Pig	Branches	5 m +	-6,13	-70,12
Pig	Racines	0 à 5 m +	1,04	-

3.3 Stocks de carbone dans les réservoirs

L'analyse de variance a démontré des différences significatives entre les stocks de C des scénarios S0 et S1 des réservoirs de la biomasse aérienne et de la biomasse souterraine (Tableau 5). Les stocks de C dans la biomasse aérienne sont plus du double pour S0 par rapport à ceux de S1 (Figure 4). Pour le réservoir de la biomasse souterraine, les stocks sont un peu moins du double pour S0. Le total des stocks de C présents dans les dénudés secs est également significativement différent entre S0 et S1. Les stocks de C sont 61 % plus élevés dans le scénario S0 comparativement au scénario S1.

Tableau 5. Sommaire de l'ANOVA des quatre réservoirs de C et du C total pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1). Les caractères gras indiquent un effet significatif. Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Biomasse	Biomasse	Matière	Bois mort*	Total
			aérienne	souterraine	organique*		
			P	P	P	P	P
Bloc	6	6	0,1063	0,1952	0,1429	0,0228	0,1452
Scénario	1	6	0,0085	0,0096	0,7498	0,3737	0,0038

* = transformation logarithmique

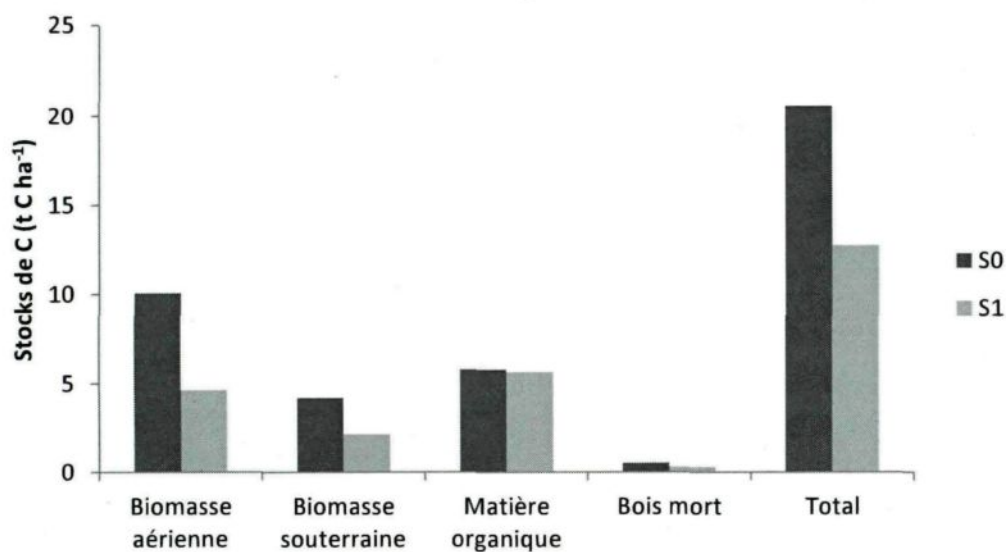


Figure 4. Stocks de C des différents réservoirs et du total des quatre réservoirs pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement). Chaque colonne représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400 m² rapportées à l'hectare).

Le tableau 6 montre les résultats de l'analyse de variance effectuée sur les réservoirs de la biomasse aérienne et de la biomasse souterraine en excluant la contribution en C de l'étage arborescent pour chacun des scénarios S0 et S1. Cette exclusion est inspirée par les résultats obtenues (Tableau 5 et Fig. 4) et visent à éliminer le bruit de fond créé par un compartiment dont la variation existait avant la mise en place du dispositif. Aucune différence significative n'a été décelée pour les réservoirs ni pour le total des quatre réservoirs. Le réservoir de la matière organique est celui contenant la majorité des stocks de C pour les deux scénarios, soit 72 % du total pour S0 et 77 % du total pour S1 (Figure 5).

Tableau 6. Sommaire de l'ANOVA pour les stocks de C de la biomasse aérienne et souterraine ainsi que le total des deux réservoirs, en excluant l'étage arborescent, pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1). Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source			Biomasse aérienne*	Biomasse souterraine*	Total*
	d.l.n.	d.l.d.	P	P	P
Bloc	6	6	0,3092	0,3765	0,1804
Scénario	1	6	0,0716	0,6748	0,6662

* = transformation logarithmique

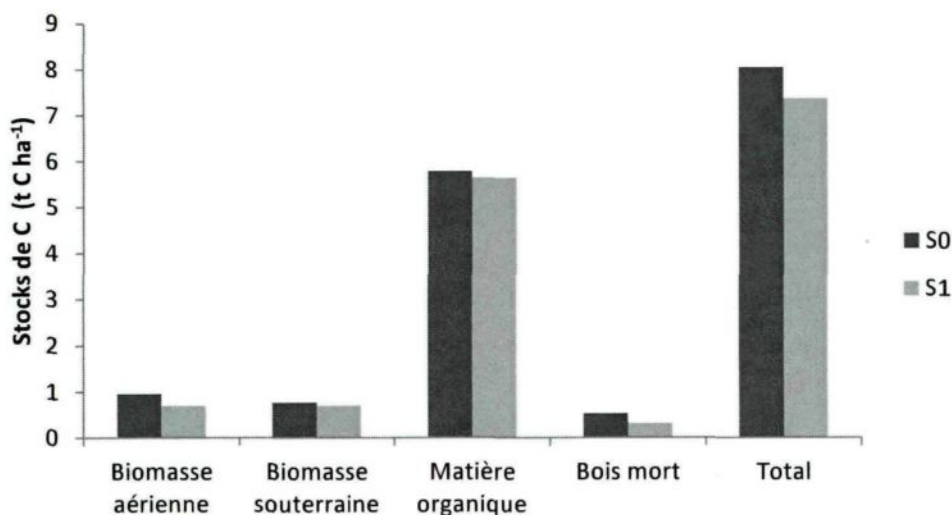


Figure 5. Stocks de C des réservoirs et du total des quatre réservoirs, excluant l'étage arborescent, pour chacun des deux scénarios (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement). Chaque colonne représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400m² rapportées à l'hectare).

3.4 Stocks de carbone par compartiments

Les analyses de variance ont révélé des différences significatives entre les scénarios S0 et S1 pour les quatre compartiments de l'étage arborescent, soit les tiges, les aiguilles, les branches et les racines (Tableau 7). Il y a également des différences significatives pour le compartiment muscinal (Tableau 8). Les compartiments constituant l'étage arborescent correspondent pour S1 à 15 % du total pour les tiges, 7 % pour les aiguilles, 9 % pour les branches et 11 % pour les racines (Figure 6A). Le total de l'étage arborescent est de $5,38 \text{ t C ha}^{-1}$, soit 42 % du total, ce qui est pratiquement identique à la quantité de C que l'on retrouve dans la matière organique, avec 44 % (figure 6A). Bien que la quantité de C dans la matière organique soit semblable pour S0, le pourcentage du total est de 28 %. La plus grande proportion occupée par l'étage arborescent, avec 61 % du total, est responsable de ce changement de proportion (Figure 6B). Ce dernier étage se décompose avec 22 % pour les tiges, 8 % pour les aiguilles, 14 % pour les branches et 17 % pour les racines (Figure 6B). La biomasse contenue dans les compartiments des aiguilles et branches est non négligeable. Ces deux compartiments additionnés montrent une biomasse 9 % plus élevée à ce qui se retrouve dans les tiges pour S1, et est pratiquement équivalent pour S0 avec une biomasse supérieure de 1 %. Le compartiment racine de l'étage arborescent représente également une quantité élevée de C. Le ratio biomasse racinaire sur biomasse aérienne donne une valeur d'environ 37 % pour chacun des deux scénarios (Figure 7). Il n'y a aucune différence significative entre les deux scénarios pour ce ratio (Tableau 9). Pour ce qui est de l'étage des éricacées, la quantité de C est de 24 % plus élevée pour le scénario S0 comparativement à S1. La majorité de la biomasse des éricacées se retrouve dans les racines, avec environ 74 % du total pour chacun des deux scénarios. En ce qui concerne l'étage muscinal, elle est de 45 % plus élevée pour le scénario de référence comparativement au scénario boisement. Du côté du compartiment bois mort, il est plus élevé pour S0 comparativement à S1, de l'ordre de 70 %, mais ce résultat est cependant non significatif. Finalement pour la régénération, soit les arbres plantés et les semis naturels, elle compte pour 2 % de l'ensemble du C présent dans le scénario boisement, avec $0,21 \text{ t C ha}^{-1}$ ($0,19 + 0,02$, Figure 6 a).

Tableau 7. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C dans les quatre compartiments des arbres étudiés pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1). Les caractères gras indiquent un effet significatif. Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Tiges	Aiguilles	Branches	Racines
			P	P	P	P
Bloc	6	6	0,1036	0,0109	0,1082	0,0794
Scénario	1	6	0,0188	0,0012	0,0121	0,0093

Tableau 8. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C dans les différents compartiments non arborescent pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1). Les caractères gras indiquent un effet significatif. Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Éricacées aérien	Éricacées souterrain	Muscinal*	Matière organique*	Bois mort*
			P	P	P	P	P
Bloc	6	6	0,1066	0,278	0,0781	0,1429	0,0228
Scénario	1	6	0,0772	0,6026	0,0109	0,7498	0,3737

* = transformation logarithmique

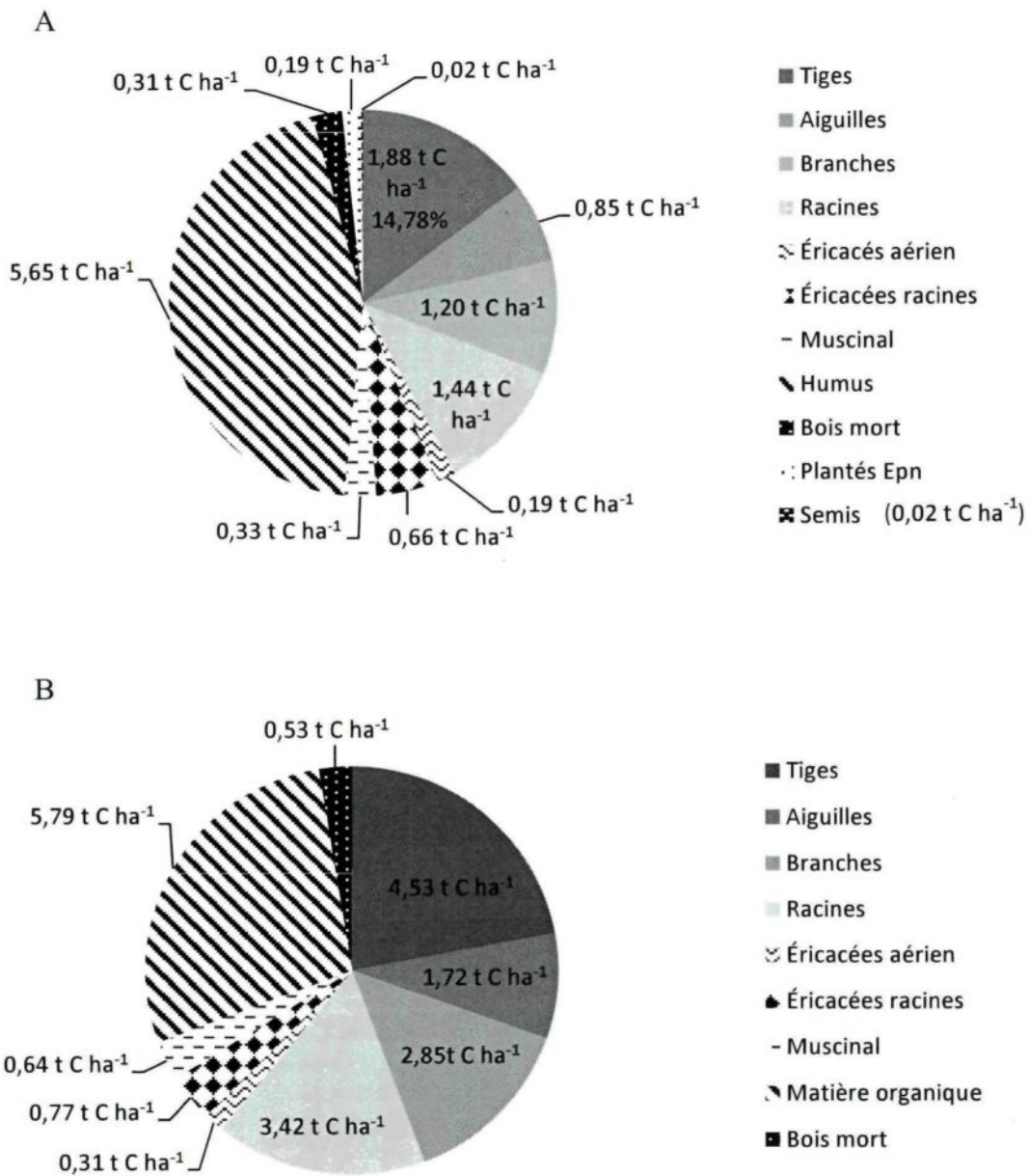


Figure 6. Stocks de C en fonction des différents compartiments pour le scénario boisement (A) et le scénario de référence (B). Les valeurs sont présentées en tonnes de C à l’hectare et représente le pourcentage qu’elles occupent sur le total de C présent dans le scénario boisement. Chaque nombre représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400m² rapportées à l’hectare).

Tableau 9. Sommaire de l'ANOVA (rapports de F et valeurs de P) pour le ratio masse racinaire/masse aérienne pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1). Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Rapport F	P
Bloc	6	6,015	0,6093	0,7188
Traitement	1	6,026	0,3414	0,5802

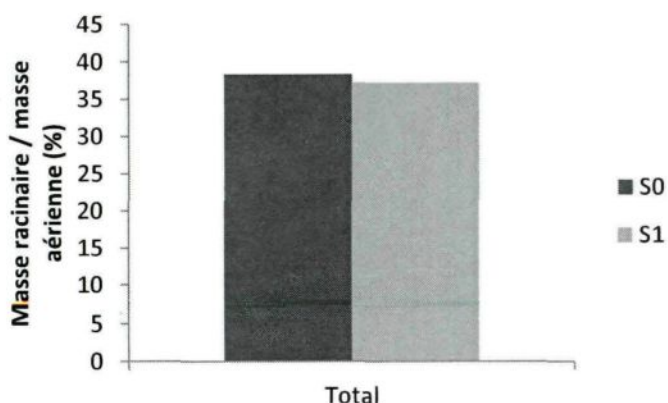


Figure 7. Ratio de la masse racinaire sur la masse aérienne pour chacun des deux traitements (S0 : scénario de référence, S1 : scénario boisement) pour les arbres étudiés des 7 blocs (n = 112).

3.5 Bilan C des DS dix ans après boisement

Il y a une différence significative pour les stocks de C totaux, incluant l'étage arborescent, entre les scénarios S0 et S1 (Tableau 10). Le bilan net, c'est-à-dire les stocks de C du scénario boisement moins ceux du scénario de référence, donne une valeur négative de $-7,84 \text{ t C ha}^{-1}$ (Figure 8). Lorsque la contribution de l'étage arborescent est exclue des stocks de chacun des scénarios, il n'y a aucune différence significative entre le scénario S0 et S1 (Tableau 10). La figure 8 montre le bilan C net des quatre réservoirs du projet de boisement des DS. Le bilan est alors tout près d'un bilan neutre, avec une valeur de $-0,62 \text{ t C ha}^{-1}$.

Tableau 10. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C avec et sans l'étage arborescent pour les sept blocs et chacun des deux scénarios (S0 et S1). Les caractères gras indiquent un effet significatif. Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

			Avec l'étage arborescent	Sans l'étage arborescent
Source	d.l.n.	d.l.d.	P	P
Bloc	6	6	0,1452	0,1804
Scénario	1	6	0,0038	0,6662

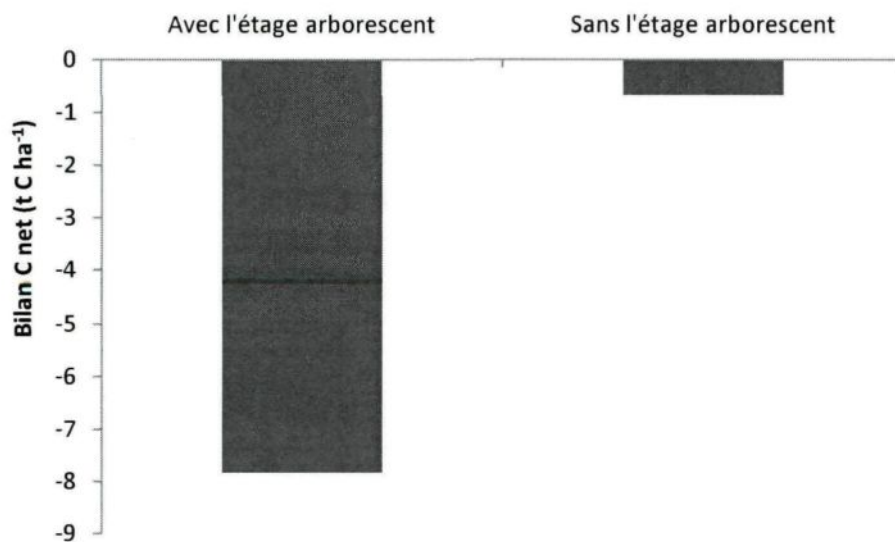


Figure 8. Bilan C net (scénario boisement – scénario de référence) des quatre réservoirs de C des DS avec et sans la contribution de l'étage arborescent.

Le tableau 11 montre les résultats de l'analyse de variance pour les compartiments qui sont directement influencés par la préparation de terrain de type scarifiage. L'analyse révèle une différence significative seulement pour le compartiment muscinal, avec des stocks de C de 0,31 t C ha⁻¹ plus élevés pour le scénario de référence comparativement au scénario boisement (Figure 9). Les stocks de C sont légèrement plus élevés pour les éricacées et la matière organique du scénario S0 comparativement au scénario S1, mais de façon non significative. La différence en faveur de S0 est de 0,22 t C ha⁻¹ pour les éricacées et de 0,14 t C ha⁻¹ pour la matière organique. Au total, le scarifiage cause donc une perte de C de 0,67 t C ha⁻¹ dans le scénario S1 comparativement au scénario S0.

Tableau 11. Sommaire de l'ANOVA des stocks de C des compartiments éricacées, muscinal et matière organique ainsi que le total des trois compartiments pour les sept blocs et chacun des deux traitements (S0 et S1). Les caractères gras indiquent un effet significatif. Abréviations : d.l.n. = degrés de liberté du numérateur, d.l.d.= degrés de liberté du dénominateur.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Éricacées	Muscinal*	Matière organique	Total
			P	P	P	P
Bloc	6	6	0,1918	0,0781	0,1429	0,2353
Scénario	1	6	0,3298	0,0109	0,7498	0,5690

* = transformation logarithmique

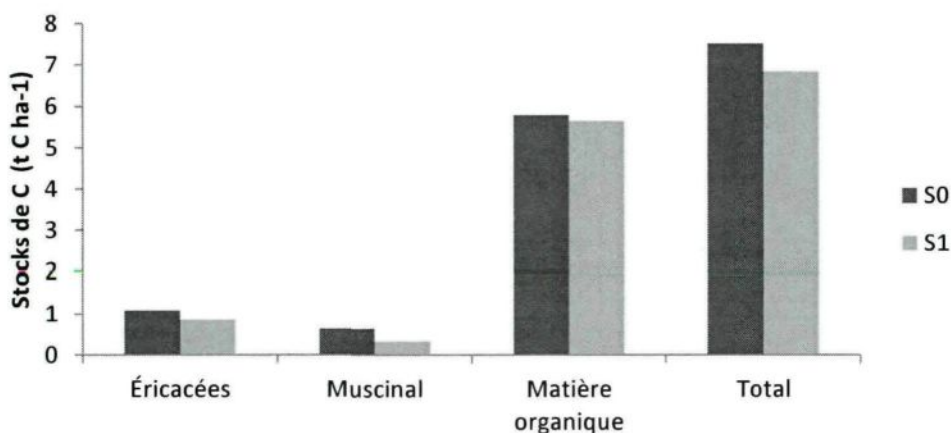


Figure 9. Stocks de C des compartiments directement impactés par le scarifiage (éricacées, muscinal, matière organique) ainsi que le total des trois compartiments pour chacun des deux scénarios (S0 et S1). Chaque colonne représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400m² rapportées à l'hectare).

Les pertes attribuables à la préparation de terrain de type scarifiage sont de l'ordre de $-0,67 \text{ t C ha}^{-1}$, soit le total des pertes d'éricacées, de l'étage muscinal et de la matière organique (figure 10). La séquestration de C effectué par la régénération est de $0,02 \text{ t C ha}^{-1}$ pour les semis naturels et de $0,19 \text{ t C ha}^{-1}$ pour les Epn plantés, soit une séquestration totale de $0,21 \text{ t C ha}^{-1}$. Le bilan net dix ans après boisement des DS est donc de $-0,46 \text{ t C ha}^{-1}$. Pour les Pig plantés, ils ont une séquestration de $1,12 \text{ t C ha}^{-1}$ après dix ans (figure 11). Lorsque l'on utilise la séquestration des Pig plantés au lieu de celle des Epn plantés, le bilan C net des DS est alors positif avec $0,49 \text{ t C ha}^{-1}$.

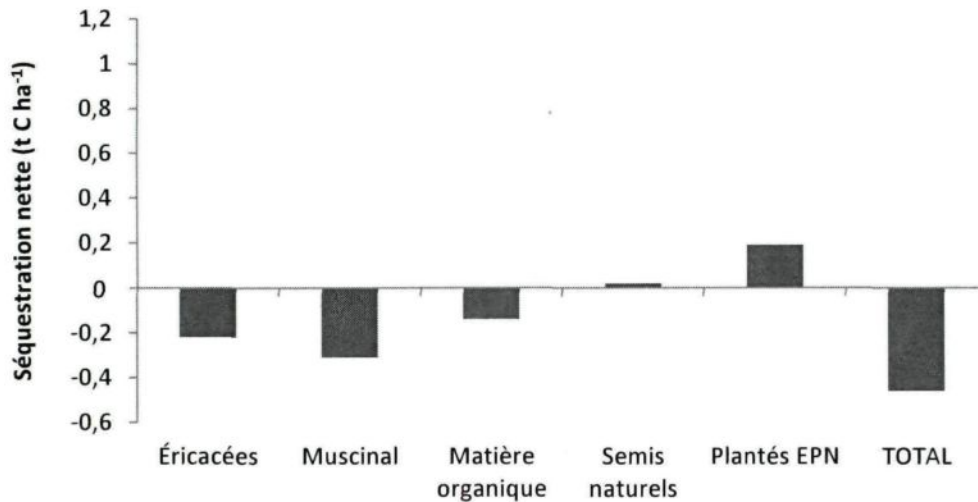


Figure 10. Séquestration nette de C dans les compartiments éricacées, muscinal, matière organique, semis naturels et arbres plantés EPN ainsi que le bilan C total pour chacun des deux scénarios (S0 et S1). Chaque colonne représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400m² rapportées à l'hectare).

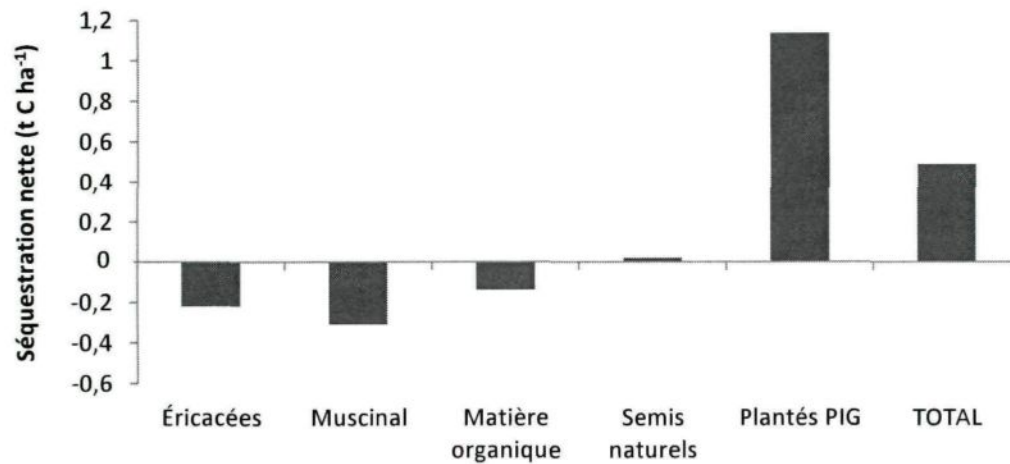


Figure 11. Séquestration nette de C dans les compartiments éricacées, muscinal, matière organique, semis naturels et arbres plantés PIG ainsi que le bilan C total pour chacun des deux scénarios (S0 et S1). Chaque colonne représente la moyenne de 7 blocs (n = 7 parcelles de 400m² rapportées à l'hectare).

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Réservoirs de carbone

Les résultats obtenus révèlent des stocks de C presque deux fois plus élevés dans la biomasse aérienne et souterraine du côté du scénario de référence (S0) que du scénario boisement (S1). Cela est attribuable à la densité de l'étage arborescent initialement plus élevé dans S0. Normalement, afin d'établir un bilan C adéquat, le scénario de référence doit être représentatif de ce qu'aurait été le scénario boisement en l'absence du projet (IPCC 2003). Le scénario de référence du présent projet ne fournit pas un bon comparatif, car la densité arborescente est beaucoup plus élevée pour S0, avec une moyenne de 1700 arbres ha⁻¹ comparativement à 975 arbres ha⁻¹ pour S1 (résultats non montrés). L'établissement du bilan C net est donc biaisé, car les stocks de C du scénario de référence ne sont pas représentatifs du scénario S1 sans intervention. Cela est causé par les réalités d'implantation du dispositif lors des travaux sylvicoles en 1999. Les opérateurs des scarificateurs avaient tendance à réaliser les travaux là où il y avait moins de chance de causer des blessures aux arbres (J. Allaires, comm. pers.), c'est-à-dire là où la densité était plus faible. C'est ainsi que les superficies intactes adjacentes aux superficies boisées pouvant servir de scénario de référence crédible, sur la base des caractéristiques biophysiques communes aux deux scénarios, étaient systématiquement plus stockées que leur contrepartie traitée au moment des travaux sylvicoles. Cette réalité a dû être prise en considération dans l'établissement de bilans C nets crédibles dans le cadre de la présente étude.

Une fois la contribution de l'étage arborescent pour chacun des scénarios S0 et S1 est exclue des bilans C, les résultats ont montré qu'il n'y avait pas de différence dans les stocks de C entre le scénario de référence et le scénario boisement. Les résultats nets, excluant l'étage arborescent, montrent en fait qu'il n'y a aucune différence significative pour aucun des quatre réservoirs de C ni pour le total de C entre les deux scénarios. Des stocks de 8,05 t C ha⁻¹ ont été calculés dans S0 et de 7,38 t C ha⁻¹ dans S1, se qui donne un bilan net négatif de -0,62 t C ha⁻¹. Ces chiffres démontrent le potentiel de compensation de plantations âgées seulement de 10 ans tel que démontré par d'autres plantations établies sur des terres dites improductives. Des plantations d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) établies sur des terres en friches non régénérées a montré une séquestration positive sur les 10 premières années pour la biomasse ligneuse et la litière, avec une moyenne de séquestration de 1,8 t C ha⁻¹ an⁻¹ calculée sur les 22 premières années (Tremblay et al. 2006). Également, une jeune plantation de mélèze sibérien (*Larix sibirica*) établie en Islande sur des landes en pâturage s'est avérée être un puits modéré de C 12 ans après boisement, avec une séquestration annuelle de 1,02 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Bjarnadottir et al. 2009). Il ne faut cependant pas oublier que le sol minéral n'est pas inclus dans le présent projet. Le C contenu dans le sol subit une perte suivant le boisement attribuable au fait que les pertes de C par la respiration du sol sont plus importantes que les gains dus à la contribution de la chute et de la décomposition de la litière dans les jeunes plantations (Richter et al. 1999; Tremblay et al. 2006). La faible séquestration sur les sites étudiés par Tremblay et al. (2006) était principalement causée par les pertes de C du sol.

La comparaison des stocks de C des différents compartiments à l'intérieur des différents réservoirs montre des éléments intéressants. La quantité de C contenue dans la matière organique contribue grandement au total de C présent dans les DS. Pour S1, cette quantité est équivalente à celle de l'étage arborescent avec 5,65 t C ha⁻¹. Le scénario S0 contient pratiquement la même quantité avec 5,79 t C ha⁻¹. Ces chiffres sont relativement bas comparés à ce que l'on retrouve normalement dans la forêt boréale. En effet, les quantités de C contenues dans la matière organique peuvent atteindre 58 t C ha⁻¹ dans les peuplements d'épinettes noires (Tremblay et al. 2002; FAO 2011). Cette différence peut

être causée par la faible chute de litière dans les DS due à son caractère ouvert, et donc un moins grand apport en C à la matière organique suite à la décomposition. La croissance des arbres plantés pourrait donc favoriser une augmentation du C contenu dans la matière organique au fil du temps par une plus grande quantité de litière se retrouvant au sol. Pour ce qui est des compartiments aiguilles et des branches de l'étage arborescent, la biomasse est élevée dans les DS comparativement à celle des tiges. La biomasse de carbone additionnée de ces deux compartiments correspond à 109 % de la biomasse des tiges pour S1 et de pratiquement 100 % pour S0. Lorsque l'on compare avec d'autres études, on retrouve une biomasse des aiguilles et des branches équivalant à 60 % de celles des tiges (Lambert et al. 2005; Kurz et al. 2009). Cela pourrait s'expliquer par le fait que les DS sont des milieux ouverts où la lumière n'est pas un facteur limitant, ce qui favorise le développement des branches au lieu de la croissance en hauteur (Givnish 1988; Viereck et Johnston 1990; Oconnell et Kelty 1994).

Le ratio biomasse racinaire/biomasse aérienne mesuré dans l'étude est de 37 % en moyenne, un ratio plus élevé que celui de 22 % utilisé dans la simulation de Gaboury et al. (2009), basé sur l'étude de Li et al. (2003). De façon générale, la biomasse racinaire représente généralement 18 à 30 % de la biomasse aérienne, avec une moyenne de 26 % de l'ensemble des espèces retrouvées dans la littérature pour les zones tempérées, boréales et tropicales (Cairns et al. 1997; Hakkila 2004). Le ratio que l'on retrouve dans les DS, grâce à la présente étude, est donc relativement élevé par rapport à la moyenne des autres écosystèmes. Cette différence pourrait s'expliquer, du moins en partie, de deux façons. La première est celle que les DS sont des milieux offrant une plus faible disponibilité de nutriments forçant les arbres à développer leurs systèmes racinaires davantage afin de s'ajuster aux ressources disponibles et de pouvoir atteindre des microsites plus fertiles (Lavender et al. 1990; Prévost et Dumais 2003). Une a cependant révélé que des pessières à lichens et des pessières à mousses adjacentes sont similaires quant à la disponibilité des nutriments contenus dans leur solution de sol (Girard 2004). Une autre explication plausible serait qu'il y ait moins de compétition entre les arbres pour l'éclaircissement dans les milieux ouverts, ce qui favorise un développement accru de biomasse au niveau des branches et aiguilles. Par contre, cette biomasse aérienne plus

élevée est concomitante à une plus grande demande évaporatoire au niveau du feuillage créée par le haut niveau d'éclairement et, conséquemment, à un plus grand besoin en eau. Il s'ensuit un développement supérieur du système racinaire afin d'obtenir les ressources hydriques nécessaires (Naidu et DeLucia 1997; Pearcy et Valladares 1999; Boucher et al. 2007). Cela expliquerait la grande proportion en biomasse occupée par les aiguilles, les branches et les racines comparativement à celle de la tige. La biomasse racinaire est également très développée chez les éricacées, soit environ 73 % de leur biomasse se retrouvant dans les racines. Les éricacées ont tendances à s'installer dans les peuplements d'épinettes noires ayant subi une perturbation, ce qui cause de la compétition et affecte la régénération contribuant à l'établissement d'un peuplement ouvert (Bloom et Mallik 2004; Hebert et al. 2010).

Pour ce qui est du compartiment bois mort, l'analyse n'a pas démontré de différence significative entre les deux scénarios. Cependant, il y a tout de même une quantité en bois mort de 45 % plus élevée pour S0 par rapport à S1, soit $0,22 \text{ t C ha}^{-1}$. L'absence de différence significative, malgré les stocks de biomasse aérienne plus élevées dans S0, pourrait s'expliquer par le fait que les peuplements étaient relativement jeunes. Cependant, il était envisageable qu'il y ait une quantité de bois mort plus élevée dans S1, le scarifiage causant normalement des dommages aux arbres et à la régénération préétablie (Prévost 1997). Cela n'a pas été observé dans les DS, ce qui peut être attribuable au fait que les DS sont des milieux ouverts, donc plus facile à scarifier et donc moins de risque d'endommager la végétation, d'autant plus que les sites scarifiés étaient systématiquement les moins denses.

4.2 Bilan carbone

Les résultats obtenus ont montré que la préparation de terrain de type scarifiage causait une certaine perte de C dans les compartiments lorsque l'on compare le scénario de référence et le scénario boisement 10 ans après traitements. Ces pertes se situent dans l'étage arbustif, principalement composé d'éricacées, dans l'étage muscinal, soit les mousses et lichens, et dans le réservoir matière organique morte, regroupant litière et humus. En additionnant le C de ces trois réservoirs, le total est non significatif, avec une différence de $0,67 \text{ t C ha}^{-1}$ en faveur de S0, indiquant que le traitement scarifiage ne cause pas de perte significative de C dans les projets de boisement des DS après 10 ans. Des résultats de recherches comparant des sites scarifiés à des sites non perturbés ont également montré que le scarifiage ne causait pas de perte de C significativement plus élevée dans le sol les premières années suivant le boisement (Compton et al. 1998; Tremblay et al. 2006). Une revue de littérature compilant les résultats de 43 études, regroupant 204 sites, arrive aux mêmes conclusions, c'est-à-dire que la préparation de terrain ne cause pas de perte significative de C, peu importe son intensité, et ce même dans les plantations de dix ans et moins (Paul et al. 2002). Cette dernière revue révélait également que les fluctuations de C dans le sol sont minimes comparées à celles de la biomasse aérienne. Les auteurs suggéraient que les pertes en C observées dans d'autres études seraient principalement attribuables à la faible croissance des végétaux et donc un faible apport via la litière, plutôt qu'à la perturbation causée par la préparation de terrain (Paul et al. 2002).

Les résultats ont permis d'établir le bilan C net des DS boisés, en ajoutant la séquestration effectuée par la régénération après 10 ans de croissance. Le boisement en Epn a généré une séquestration réalisée sur une période de dix ans de $0,19 \text{ t C ha}^{-1}$ en moyenne par les arbres plantés et d'environ dix fois moins par les semis naturels. Même si cet apport en C de la part de la régénération en Epn n'a pas permis de compenser totalement les pertes dans les compartiments des étages arbustif et muscinal et de la matière organique morte, le bilan net est pratiquement neutre après dix ans. Le bilan net total de $-0,46 \text{ t C ha}^{-1}$ est même près de dix fois moins négatif que celui estimé après dix

ans par modélisation dans l'étude de Gaboury (2009). Cette valeur plus négative dans le calcul théorique est attribuable principalement au fait que la biomasse aérienne a été récoltée avant le boisement simulé des DS. Dans la présente étude, les arbres n'ont pas été récoltés. Il n'y a donc pas de pertes de C dans le réservoir biomasse aérienne du scénario boisement.

Dans le dispositif expérimental établi en 1999 et utilisé pour ce projet, des plantations de Pig ont également été réalisées. Des parcelles échantillons ont été effectuées dans les mêmes peuplements que les prélèvements d'échantillons pour ce projet. Les arbres plantés dans ces plantations ont montré une séquestration de carbone de $1,14 \text{ t C ha}^{-1}$ sur dix ans. Lorsque cette valeur est substituée à celle des Epn, le bilan C net s'établit alors à une valeur positive de $0,49 \text{ t C ha}^{-1}$, ce qui est encore une fois pratiquement un bilan neutre. Les résultats permettent donc de supporter l'hypothèse que le bilan C net du dispositif est neutre dix ans après boisement, ce qui est 16 années plus tôt que dans l'étude de Gaboury et al. (2009). Et selon les tables de rendement du Ministère des Ressources naturelles, le PIG aura un rendement supérieur à l'épinette noire après 70 ans. En utilisant IQS de 6, qui est celui utilisé dans la simulation de Gaboury (2009), le PIG a un rendement de 200 m^3 alors que l'épinette noire a un rendement de 175 m^3 (MRN 2000).

4.3 Allométrie

Les résultats obtenus n'ont montré aucune différence significative entre les arbres étudiés échantillonnés du scénario de référence et ceux du scénario boisement. La préparation de terrain de type scarifiage n'a donc pas influencé la croissance des arbres de plus de 1,3 m sur une période de 10 ans. Certaines études ont démontré que la diminution des éricacées par le scarifiage diminuerait la compétition et augmenterait la croissance des épinettes (Thiffault et al. 2004; Moroni et al. 2009). Une telle augmentation de croissance n'a pas été observée pour les individus du scénario boisement. Par ailleurs, des équations allométriques ont été établies à l'aide des

biomasses observées sur l'ensemble des arbres étudiés des deux scénarios. Ces équations ont permis d'établir les quantités de C des arbres non échantillonnées par des mesures exhaustives et d'obtenir le bilan complet de l'étage arborescent. Les équations établies dans le présent projet s'avèrent beaucoup plus précises pour les DS que des équations établies pour les pessières à mousses. En effet, les équations de Lambert et al. (2005) montrent une différence plus grande lors de l'estimation la biomasse de l'étage arborescent comparée aux stocks réels calculés. La majorité des équations allométriques ayant été publiées sont spécifiques à certains sites et sont difficilement applicables à des données d'inventaire, notamment lorsque qu'utilisées à large échelle (Jenkins et al. 2003; Lambert et al. 2005). À moins qu'une équation ait été développée pour l'espèce et la région visée, reflétant les conditions spécifiques du site d'étude, il est impossible de connaître laquelle est la bonne parmi les nombreuses équations potentielles trouvées pour une espèce et un site particulier (Jenkins et al. 2003). C'est pourquoi des équations réalisées spécifiquement sur DS s'avèrent nécessaires. Ces équations permettront dans le futur de pouvoir évaluer la biomasse présente dans les DS du Québec avec la meilleure précision possible sans avoir à effectuer de manipulations exhaustives. Il s'agit de la première étude du genre réalisée sur les milieux que sont les DS et les premières équations permettant d'estimer la biomasse présente dans ces milieux. Ces équations utilisent seulement des mesures de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ce qui rend leur utilisation encore plus facile. Des équations établies à l'aide de mesures de DHP et de hauteur sont de meilleurs prédicateurs à l'échelle nationale, mais à l'échelle régionale, les équations basées seulement sur le DHP sont adéquates (Jenkins et al. 2003; Lambert et al. 2005). Les équations pour les DS permettront également de réaliser des modélisations plus précises afin d'évaluer les bilans futurs, notamment en sous-estimant moins la biomasse des DS, tant au niveau des branches et feuillage que des racines, et donc d'établir des bilans plus conservateurs. Ces équations pourraient également permettre la réalisation de scénario de croissance spécifique aux DS. D'autre part, les équations sont spécifiques aux DS du territoire québécois et ne peuvent donc pas être appliquées à des milieux denses. Également, les équations devraient être utilisées avec prudence à l'extérieur du Québec, car les conditions de site ne sont pas nécessairement les mêmes sur toute l'aire de répartition de ces deux espèces.

CHAPITRE 5
CONCLUSION

L'objectif principal du présent projet était de quantifier les stocks de carbone des DS boisés afin d'évaluer le bilan C dix ans après plantation. Pour ce faire, les réservoirs de la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort et la matière organique ont été échantillonnés et leur masse a été reportée en $t\ C\ ha^{-1}$, et ce tant pour le scénario de référence (S0) que de boisement (S1). Le bilan C s'est établi à $-7,84\ t\ C\ ha^{-1}$ causée par la densité deux fois plus élevée de l'étage arborescent pour le scénario de référence, la densité des arbres avant plantation de S0 correspondant au double de celle de S1. L'étage arborescent a alors été exclu afin d'obtenir un bilan plus représentatif. Le bilan obtenu s'établit alors à $-0,67\ t\ C\ ha^{-1}$, le scarifiage ne causant aucune perte significative de C.

Le bilan net a été établi en considérant les pertes attribuables aux processus de préparation de terrain additionnée de la séquestration attribuable au boisement. Les pertes sont de l'ordre de $0,67\ t\ C\ ha^{-1}$ et la séquestration de l'ordre de $0,21\ t\ C\ ha^{-1}$, ce qui donne un bilan net de $-0,46\ t\ C\ ha^{-1}$ avec le boisement en épinettes noires. Le boisement avec le pin gris a séquestré $1,14\ t\ C\ ha^{-1}$, se qui donne un bilan net positif de $0,49\ t\ C\ ha^{-1}$. Ces valeurs sont très près de zéro et l'hypothèse de départ est soutenue, soit que les DS scarifiés et reboisés montrent un bilan C presque neutre dix ans après plantation avec l'EPN et un bilan C positif avec le PIG.

Les résultats ont montré des particularités intéressantes dans les DS. En effet, la biomasse racinaire est plus importante dans les DS, avec un ratio biomasse racinaire sur biomasse aérienne de 36 %, comparativement à un ratio variant de 18 à 30 % dans la littérature. La biomasse des branches et des aiguilles est également plus importante dans les DS que dans les peuplements denses. Cela montre l'architecture particulière de l'étage arborescent dans les DS.

Cette étude a également permis d'obtenir des équations allométriques spécifiques aux milieux peu étudiés que sont les DS. Ces équations sont les premières du genre conçues pour les DS et permettront de mieux évaluer la biomasse des différents compartiments de l'étage arborescent pour les essences épinette noire et pin gris. Ces équations sont une contribution originale de ce projet qui permettra d'établir de futurs bilans C sans avoir à effectuer d'échantillonnages exhaustifs du moins dans les DS de la forêt boréale du Québec. Les équations permettront également d'établir des modélisations plus précises pour évaluer la séquestration à long terme de plantations effectuées sur les terrains dénudés boréaux. L'évolution des plantations sera suivie dans les prochaines années afin de mesurer la croissance de l'épinette noire et du pin gris et de déterminer la quantité de C séquestré sur le long terme par le boisement des DS. Également, un dispositif semblable à celui utilisé dans ce projet a été établi en 2005 et permettra d'obtenir des scénarios comparables au niveau de la densité de l'étage arborescent ce qui permettra de préciser encore plus les bilans C des DS boisés.

Ce projet a permis d'effectuer une validation terrain des calculs théoriques portant sur le bilan C dix ans après boisement des dénudés secs boréaux. Des pistes d'optimisation de la séquestration du C ont pu être testées afin de réduire la trop longue période de 26 ans avant d'obtenir un bilan positif ayant été révélé dans les premiers calculs théoriques. Une plus courte période avant d'obtenir un bilan positif rend plus efficace et attrayant l'utilisation du boisement des DS comme méthode pour combattre les changements climatiques. La présente étude suggère donc que le boisement de DS pourrait devenir une mesure d'atténuation efficace dans une approche qui combinerait la préparation de terrain de type scarifiage sans coupe préalable et le boisement avec du pin gris.

CHAPITRE 6
RÉFÉRENCES

Bjarnadottir, B., Sigurdsson, B.D., Lindroth, A. 2009. A young afforestation area in Iceland was a moderate sink to CO₂ only a decade after scarification and establishment. *Biogeosciences* 6 (12): 2895-2906.

Blais, J.R. 1962. Collection and analysis of radial growth data from trees for evidence of past spruce budworm outbreaks. *Forestry Chronicle* 38 (4): 474-484.

Bloom, R.G., Mallik, A.U. 2004. Indirect effects of black spruce (*Picea mariana*) cover on community structure and function in sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) dominated heath of eastern Canada. *Plant and Soil* 265 (1-2): 279-293.

Bolin, B., Sukumar, R., Ciais, P., Cramer, W., Jarvis, P., Kheshgi, H., Nobre, C., Semonov, S., Steffen, W. 2000. Global perspective. In *Land use, land-use change, and forestry*. Edited by R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo, and D.J. Dokken. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 23-52.

Boucher, J.F., Bernier, P.Y., Margolis, H.A., Munson, A.D. 2007. Growth and physiological response of eastern white pine seedlings to partial cutting and site preparation. *Forest Ecology and Management* 240 (1-3): 151-164.

Boucher, J.F., Bernier, P.Y., Munson, A.D. 2001. Radiation and soil temperature interactions on the growth and physiology of eastern white pine (*Pinus strobus L.*) seedlings. *Plant and Soil* 236 (2): 165-174.

Boucher, J.F., Wetzell, S., Munson, A.D. 1998. Leaf level response of planted eastern white pine (*Pinus strobus L.*) seven years after intensive silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 107 (1-3): 291-307.

Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111 (1): 1-11.

Canadell, J.G., Le Quere, C., Raupach, M.R., Field, C.B., Buitenhuis, E.T., Ciais, P., Conway, T.J., Gillett, N.P., Houghton, R.A., Marland, G. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (47): 18866-18870.

Carmean, W.H. 1972. Site Index Curves for Upland Oaks in the Central States. *Forest Science* 18 (2): 109-120.

Carvalho, J.P., Parresol, B.R. 2003. Additivity in tree biomass components of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecology and Management* 179 (1-3): 269-276.

Chen, W.J., Chen, J.M., Price, D.T., Cihlar, J. 2002. Effects of stand age on net primary productivity of boreal black spruce forests in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (5): 833-842.

Compton, J.E., Boone, R.D., Motzkin, G., Foster, D.R. 1998. Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: Role of vegetation and land-use history. *Oecologia* 116 (4): 536-542.

Delisle, I. 2012. Croissance et rendement de la régénération naturelle d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) après traitements sylvicoles dans les terrains dénudés boréaux. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Devore, J., Peck, R. 1994. *Introductory statistics*, 2nd edn. West Publishing Company, St Paul, MN.

Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263 (5144): 185-190.

Evert, F. 1985. Systems of equations for estimating oven-dry mass of 18 Canadian tree species. Service canadien des forêts Rapport d'information PI-X-59.

FAO. 2011. *Situation des forêts du monde 2011*. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie.

Flannigan, M.D., Amiro, B.D., Logan, K.A., Stocks, B.J., Wotton, B.M. 2005a. Forest fires and climate change in the 21st century. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 11 (4): 847-859.

Flannigan, M.D., Logan, K.A., Amiro, B.D., Skinner, W.R., Stocks, B.J. 2005b. Future area burned in Canada. *Climatic Change* 72 (1-2): 1-16.

Fredeen, A.L., Waughtal, J.D., Pypker, T.G. 2007. When do replanted sub-boreal clearcuts become net sinks for CO₂? *Forest Ecology and Management* 239 (1-3): 210-216.

Gaboury, S. 2006. Évaluation du bilan carbone du boisement en épinettes noires de territoires dénudés québécois. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Gaboury, S., Boucher, J.F., Villeneuve, C., Lord, D., Gagnon, R. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Quebec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management* 257 (2): 483-494.

Gagnon, R., Morin, H. 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, perturbations et biodiversité. *Le Naturaliste canadien* 125 (3): 26-35.

GIEC. 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger, A. (publié sous la direction de~)]. GIEC, Genève, Suisse, ..., 103 pages.

Girard, F. 2004. Remise en production des pessières à lichens de la forêt boréale commerciale : nutrition et croissance de plants d'épinette noire trois ans après traitements de préparation de terrain. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Girard, F., Payette, S., Gagnon, R. 2008. Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *Journal of Biogeography* 35 (3): 529-537.

Girard, F., Payette, S., Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecology and Biogeography* 18 (3): 291-303.

Givnish, T.J. 1988. Adaptation to Sun and Shade: a Whole-Plant Perspective. *Australian Journal of Plant Physiology* 15 (1-2): 63-92.

Global Carbon Project. 2011. Carbon budget and trends 2010. [www.globalcarbonproject.org/carbonbudget] released on 4 December 2011.

Hakkila, P. 2004. Developing technology for large-scale production of forest chips. Wood Energy Technology Programme 1999–2003. Helsinki: National Technology Agency p. 99.

Hébert, F., Boucher, J.F., Bernier, P.Y., Lord, D. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. *Forest Ecology and Management* 223 (1-3): 226-236.

Hebert, F., Thiffault, N., Ruel, J.-C., Munson, A.D. 2010. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecology and Management* 260 (2): 219-228.

Houghton, R.A., Hall, F., Goetz, S.J. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 114 (G00E03): pp 13.

Hyvonen, R., Agren, G.I., Linder, S., Persson, T., Cotrufo, M.F., Ekblad, A., Freeman, M., Grelle, A., Janssens, I.A., Jarvis, P.G., Kellomaki, S., Lindroth, A., Loustau, D., Lundmark, T., Norby, R.J., Oren, R., Pilegaard, K., Ryan, M.G., Sigurdsson, B.D., Stromgren, M., van Oijen, M., Wallin, G. 2007. The likely impact of elevated CO₂, nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. *New Phytologist* 173 (3): 463-480.

IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Penman J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngaro, K. Tanabe and F. Wagner, Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Cambridge University Press, Cambridge, UK. Jasinski, J.P.P. and S. Payette.

IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

Jasinski, J.P.P., Payette, S. 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Quebec, Canada. *Ecological Monographs* 75 (4): 561-583.

Jenkins, J.C., Chojnacky, D.C., Heath, L.S., Birdsey, R.A. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science* 49 (1): 12-35.

Krause, C., Morin, H., Plourde, P.Y. 2009. Juvenile growth of black spruce (*Picea mariana* Mill. BSP) stands established during endemic and epidemic attacks by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clemens) in the boreal forest of Quebec, Canada. *Forestry Chronicle* 85 (2): 267-276.

Kurz, W.A., Apps, M.J. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9 (2): 526-547.

Kurz, W.A., Dymond, C.C., White, T.M., Stinson, G., Shaw, C.H., Rampley, G.J., Smyth, C., Simpson, B.N., Neilson, E.T., Tyofymow, J.A., Metsaranta, J., Apps, M.J. 2009. CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling* 220 (4): 480-504.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G. 2008a. Could increased boreal forest ecosystem productivity offset carbon losses from increased disturbances? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363 (1501): 2261-2269.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C., Neilson, E.T. 2008b. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (5): 1551-1555.

Lambert, M.C., Ung, C.H., Raulier, F. 2005. Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 35 (8): 1996-2018.

Lavender, D.P., Parish, R., Johnson, C.M., Montgomery, G., Vyse, A., Willis, R.A., Winston, D. 1990. Physiological principles of regeneration. Dans *Regenerating British Columbia's forests.*, Vancouver, C.-B.

Le Goff, H., Sirois, L. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 34 (12): 2399-2409.

Le Quere, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., van der Werf, G.R., Woodward, F.I. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2 (12): 831-836.

Li, Z., Kurz, W.A., Apps, M.J., Beukema, S.J. 2003. Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (1): 126-136.

Litvak, M., Miller, S., Wofsy, S.C., Goulden, M. 2003. Effect of stand age on whole ecosystem CO₂ exchange in the Canadian boreal forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 108 (D3): 8225.

Luyssaert, S., Schulze, E.D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmoller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455 (7210): 213-215.

Masera, O.R., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A., de Jong, B.H.J., Mohren, G.M.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164 (2-3): 177-199.

Melillo, J.M., McGuire, A.D., Kicklighter, D.W., Moore, B., Vorosmarty, C.J., Schloss, A.L. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363 (6426): 234-240.

Moroni, M.T., Thiffault, N., Titus, B.D., Mante, C., Makeschin, F. 2009. Controlling *Kalmia* and reestablishing conifer dominance enhances soil fertility indicators in central Newfoundland, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 39 (7): 1270-1279.

MRN. 2000. Annexe 1: les tables de rendement. Mise à jour du manuel d'aménagement forestier: documents d'annexes. Edited by Direction des programmes forestiers du ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles.

MRNFP. 2003. Manuel d'Aménagement Forestier. 4ème ed. Direction des programmes forestiers. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.

Myneni, R.B., Dong, J., Tucker, C.J., Kaufmann, R.K., Kauppi, P.E., Liski, J., Zhou, L., Alexeyev, V., Hughes, M.K. 2001. A large carbon sink in the woody biomass of Northern forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98 (26): 14784-14789.

Myneni, R.B., Keeling, C.D., Tucker, C.J., Asrar, G., Nemani, R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386 (6626): 698-702.

Nabuurs, G.J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benitez-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsiddig, J. Ford-Robertson, P. Frumhoff, T. Karjalainen, O. Krankina, W.A. Kurz, M. Matsumoto, W. Oyhantcabal, N.H. Ravindranath, M.J. Sanz Sanchez, Zhang, X. 2007. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom and New York, NY, USA.

Naidu, S.L., DeLucia, E.H. 1997. Growth, allocation and water relations of shade-grown *Quercus rubra* L saplings exposed to a late-season canopy gap. *Annals of Botany* 80 (3): 335-344.

O'Connell, B.M., Kelty, M.J. 1994. Crown architecture of understory and open-grown white pine (*Pinus Strobus* L.) saplings. *Tree Physiology* 14 (1): 89-102.

Parresol, B.R. 1999. Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45 (4): 573-593.

Parresol, B.R. 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (5): 865-878.

Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168 (1-3): 241-257.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Dans: *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest.*, Cambridge, UK. pp 144-169.

Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A., Simard, M. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research* 30 (2): 288-305.

Payette, S., Delwaide, A. 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. *Ecosystems* 6 (6): 540-550.

Pearcy, R.W., Valladares, F. 1999. Resource acquisition by plants: the role of crown architecture. Dans: *Physiological Plant Ecology: 39th Symposium of the British Ecological Society* 45-66., Oxford, UK. pp 45-66.

Prévost, M. 1996. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise. *Canadian Journal of Forest Research* 26 (1): 72-86.

Prévost, M. 1997. Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (*Picea mariana*) stand. *Forest Ecology and Management* 94 (1-3): 219-231.

Prévost, M., Dumais, D. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (11): 2097-2107.

Richter, D.D., Markewitz, D., Trumbore, S.E., Wells, C.G. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature* 400 (6739): 56-58.

Riverin, S., Gagnon, R. 1996. Dynamics of the regeneration of a lichen-spruce woodland in a black spruce feather-moss forest of the northern section of Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Canadian Journal of Forest Research* 26 (8): 1504-1509.

Schelhaas, M.J., P.W. van Esch, T.A. Groen, B.H.J. de Jong, M. Kanninen, J. Liski, O. Masera, G.M.J., Mohren, G.J.N., T. Palosuo, L. Pedroni, A. Vallejo and T. Vilen. 2004. CO2FIX V. 3.1 - description of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. ALTErrA Report 1068. Wageningen, The Netherlands.

Schulze, E.D., Wirth, C., Heimann, M. 2000. Climate change - managing forests after Kyoto. *Science* 289 (5487): 2058-2059.

Simard, M., Payette, S. 2001. Black spruce decline triggered by spruce budworm at the southern limit of lichen woodland in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (12): 2160-2172.

Slayback, D.A., Pinzon, J.E., Los, S.O., Tucker, C.J. 2003. Northern hemisphere photosynthetic trends 1982-99. *Global Change Biology* 9 (1): 1-15.

Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L., Skinner, W.R. 2002. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 108 (D1): 1-12.

Swetnam, T.W., Thompson, M.A., Sutherland, W.K. 1985. Spruce budworm handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees. United States Department of Agriculture handbook no. 639. 39 p.

The Copenhagen Diagnosis. 2009. Updating the World on the Latest Climate Science. I. Allison, N.L. Bindoff, R.A. Bindshadler, P.M. Cox, N. de Noblet, M.H. England, J.E. Francis, N. Gruber, A.M. Haywood, D.J. Karoly, G. Kaser, C. Le Quéré, T.M. Lenton, M.E. Mann, B.I. McNeil, A.J. Pitman, S. Rahmstorf, E. Rignot, H.J. Schellnhuber, S.H. Schneider, S.C. Sherwood, R.C.J. Somerville, K. Steffen, E.J. Steig, M. Visbeck, A.J. Weaver. The University of New South Wales Climate Change Research Centre (CCRC), Sydney, Australia, 60pp.

Thiffault, N., Titus, B.D., Munson, A.D. 2004. Black spruce seedlings in a Kalmia-Vaccinium association: microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 34 (8): 1657-1668.

Tremblay, M. 2009. Ensemencement naturel des pessières à lichens par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) : importance de la source de semences et de la qualité des lits de germination. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi.

Tremblay, P. 2010. Remise en production de dénudés secs à cladonies du domaine de la pessière à mousses du Québec : réponse hâtive des semis d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill]). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi.

Tremblay, S., Ouimet, R., Houle, D. 2002. Prediction of organic carbon content in upland forest soils of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (5): 903-914.

Tremblay, S., Perie, C., Ouimet, R. 2006. Changes in organic carbon storage in a 50 year white spruce plantation chronosequence established on fallow land in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 36 (11): 2713-2723.

Viereck, L.A., Johnston, W.F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black spruce. Dans *Silvics of North America*. Vol. 1, Conifers. Agriculture Handbook 654. Eds. R.M. Burns et B. Honkala. Forest Service, U. S. Dept. Agric, Washington DC, pp 227- 237.

Zhuang, Q.L., Melillo, J.M., Sarofim, M.C., Kicklighter, D.W., McGuire, A.D., Felzer, B.S., Sokolov, A., Prinn, R.G., Steudler, P.A., Hu, S.M. 2006. CO₂ and CH₄ exchanges between land ecosystems and the atmosphere in northern high latitudes over the 21st century. *Geophysical Research Letters* 33 (17): 1-5.