

Évaluation du bilan carbone du boisement en épinettes noires de territoires dénudés québécois

Mémoire présenté à
l'Université du Québec à Chicoutimi
comme exigence partielle de la
maîtrise en Ressources Renouvelables

Par Simon Gaboury
Ing. f. et éco-conseiller diplômé

Université du Québec
Octobre 2006



Mise en garde/Advice

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

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

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

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

Remerciements

J'aimerais remercier, bien sûr, mes directeurs Réjean Gagnon et Claude Villeneuve pour avoir cru à ce projet un peu spécial. Dans la même lignée, ces remerciements s'adressent aussi à Daniel Lord et à toute l'équipe du laboratoire d'écologie végétale et de la Chaire en Éco-Conseil. Toute la gang, je vous aime ben gros et vous avez contribué à faire de mes deux ans passés à la maîtrise une période absolument inoubliable, sans exagérer!!!

Un merci tout particulier à Jean-François Boucher, avec qui j'ai passé de nombreuses journées à analyser, discuter, relativiser et philosopher sur chacune des facettes entourant ce projet et son implication future...

Un gros merci aussi à ceux qui ont collaboré à la cueillette des données nécessaires à cette étude, soit Benoît Bouchard et Jean François Côté de Bowater; Martin Ouellet, Nancy Tanguay et Jérôme Simard de la Coopérative de Girardville; Julie-Anne Chayer, Ian Dessureault et le groupe du CIRAI qui m'ont aussi initié aux principes de l'ACV; Monique Gilbert, Jean-Pierre Girard, Normand Brault, Damien Côté, Guy Marineau et Frédéric Dufour du MRNF; Daniel Mailly et Guy Prégent de la DRF; Michel Prebinsky de laidlaw Carrier; Réjean Boivin de Transport Alfred Boivin.

Merci aux partenaires financiers, soient le Consortium de recherche en forêt boréale commerciale, la Chaire en Éco-Conseil de l'UQAC et Alcan (particulièrement Catherine Munger, Johann Friedrich et Clément Brisson).

Enfin, merci à mon père et à ma mère, pour leur soutien indéfectible durant toutes mes études, au reste de ma famille, à tous mes amis et à ma jolie copine française pour tous les bons moments.

Résumé

L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) (Epn) est l'espèce d'arbre dominante de la forêt boréale québécoise et forme de grands massifs de forêt dense au sein du domaine de la pessière à mousses. Un phénomène de régression naturelle lent et progressif de la pessière noire crée une fragmentation de cette immense forêt où sont ainsi parsemés des terrains dénudés et improductifs (Gagnon et Morin 2001) principalement appelés dénudés secs (DS) et brûlis mal régénérés. Près de 1 000 000 ha seraient dénudés au sein de la portion centrale de la pessière à mousses au Québec, dont 140 000 ha étaient accessibles à moins de 5 km du réseau routier existant dans la région 02 en 2002 (Plante 2003). Une première validation expérimentale (Hébert *et al.* 2006) supporte le potentiel de croissance ligneuse à court terme sur ces territoires, révélant du même coup un potentiel de séquestration accrue du carbone dans le cadre d'une stratégie de mitigation face aux changements climatiques. Les objectifs de cette étude consistaient à établir le potentiel théorique, au meilleur des connaissances actuelles, de la quantité de carbone nette pouvant être séquestrée par le boisement d'un hectare de DS, ainsi qu'à estimer les émissions de gaz à effet de serre (GES) engendrées par les opérations nécessaires à l'établissement d'une plantation. Le bilan net calculé dans cette étude représente la différence entre le scénario de référence, soit un DS atteignant moins de 30 $m^3 \text{ ha}^{-1}$ à 120 ans, et le projet de boisement duquel les émissions des opérations ont été soustraites. La plantation d'Epn du projet de boisement atteint 175 $m^3 \text{ ha}^{-1}$ à 70 ans, en fonction du rendement minimum des plantations d'Epn retrouvé dans les tables de rendement en vigueur au Québec en 2005 (MRNF 2003). Le modèle CO2FIX version 3.1 (Schelhaas *et al.* 2004; Masera *et al.* 2003) a été utilisé pour modéliser la séquestration biologique du C, alors que l'approche de l'analyse de cycle de vie a été utilisée pour quantifier les émissions de GES. Les estimations obtenues révèlent un bilan net de 77 t C ha^{-1} 70 ans après le boisement en épinettes noires d'un DS moyen, soit 1.1 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne. Le bilan devient positif 27 années après l'établissement de la plantation. En intégrant les incertitudes reliées au rendement des plantations sur ces territoires et aux perturbations naturelles, cette moyenne oscille entre 0.2 et 1.9 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les émissions moyennes de GES occasionnées par les opérations de boisement d'un ha de DS sont de 1.3 t CO₂ eq, soit moins de 0.5% du bilan C net moyen après 70 ans. En tenant compte de toutes les incertitudes soulevées dans cette étude, ces émissions peuvent représenter entre 0.1 et 4% du bilan C total du projet de boisement. Les émissions de GES des opérations n'influencent donc pas de manière significative les estimations de séquestration nette de cette étude. Cependant, beaucoup de recherches seront encore nécessaires pour diminuer la variabilité des résultats liée au C séquestré dans le projet de boisement. Effectivement, comme les plantations actuellement implantées en milieu DS sont relativement jeunes, plusieurs années seront encore nécessaires avant de pouvoir valider leur rendement moyen. De même, la possibilité que des catastrophes naturelles viennent minimiser la séquestration devra aussi être analysée plus en profondeur. L'évolution dans le temps d'un DS (scénario de référence) se doit aussi d'être mieux connue, ainsi que la valeur précise des paramètres utilisés dans la modélisation, puisque traditionnellement ces informations ont été laissées de côté lors des inventaires provinciaux. Enfin, des

recommandations sont fournies pour diminuer le niveau des incertitudes soulevées et afin de maximiser le potentiel de séquestration du boisement des DS.

Table des matières

REMERCIEMENTS	II
RÉSUMÉ	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES ANNEXES	VI
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
INTRODUCTION	1
MATÉRIELS ET MÉTHODES	12
2.1 CALCUL DU POTENTIEL DE SÉQUESTRATION	13
2.1.1 <i>Postulats pour le projet de boisement et le scénario de référence</i>	13
2.1.2 <i>Modèle CO2FIX et stocks de carbone considérés</i>	15
2.1.3 <i>Présentation des données et paramètres utilisés pour le fonctionnement du modèle</i>	17
2.1.4 <i>Caractérisation des incertitudes</i>	20
2.2 CALCUL DES GES ÉMIS PAR LES OPÉRATIONS DE BOISEMENT	23
2.2.1 <i>Définition du champ de l'étude</i>	23
2.2.2 <i>Facteurs d'émissions (FE) généraux utilisés dans les calculs</i>	29
2.2.3 <i>Caractérisation des données</i>	30
2.2.4 <i>Caractérisation des incertitudes</i>	34
RÉSULTATS	38
3.1 BILAN CARBONE	39
3.1.1 <i>Incertitudes</i>	44
3.2 BILAN CARBONE DES OPÉRATIONS FORESTIÈRES	45
3.2.1 <i>Incertitudes</i>	52
3.3 BILAN CARBONE TOTAL	55
DISCUSSION	58
4.1 JUSTIFICATION DE L'EXCLUSION DES AUTRES STOCKS DE CARBONE ET SOURCES DE GES	59
4.2 SÉQUESTRATION DU C LORS DU BOISEMENT DES DS	62
4.3 ÉMISSIONS DES OPÉRATIONS	69
4.4 RECOMMANDATIONS FACE AUX INCERTITUDES	74
4.5 AUTRES ENJEUX À CONSIDÉRER	78
CONCLUSION	82
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	85

Liste des annexes

Annexe I : Extrapolation du volume marchand et du diamètre marchand moyen des plantations d'épinette noires de 35 à 70 ans.	97
Annexe II : Biomasse (kg) des différents compartiments de la Tige totale (Tt) de DHP moyen à un âge donné.....	99
Annexe III : Biomasse sèche (kg) des autres compartiments de l'arbre de DHP moyen à un âge donné	101
Annexe IV : Ratios utilisés pour la modélisation de la production de la biomasse à un âge donné à partir du volume marchand et des tableaux précédents.....	103
Annexe V : Explication du modèle CO2FIX version 3.1	105
Annexe VI : Discussion sur la justesse des paramètres utilisés dans la modélisation...	109
Annexe VII : Description du modèle YASSO utilisé pour le module sol dans le modèle CO2FIX v. 3.1.....	117
Annexe VIII : Description des facteurs d'émissions.....	120
Annexe IX : Description des processus couverts par l'analyse de cycle de vie	126

Liste des tableaux

Tableau 1 : Potentiels de réchauffement global.....	29
Tableau 2 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour l'étape de la production des semences	31
Tableau 3 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour la production des plants	32
Tableau 4 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour la préparation de terrain et le reboisement.....	33
Tableau 5 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour les autres étapes post reboisement.....	34
Tableau 6 : Bilan des émissions de CO ₂ eq liées à la production des semences pour le boisement d'un ha dénudé sec (DS).....	46
Tableau 7 : Bilan des émissions de CO ₂ eq liées à la production des plants pour le boisement d'un ha DS, en fonction du type d'intrant de chaque opération	47
Tableau 8 : Bilan des émissions de CO ₂ eq liées aux opérations de récolte, à la préparation de terrain et aux opérations de reboisement nécessaires pour le boisement d'un ha DS	49
Tableau 9 : Bilan des émissions de CO ₂ eq liées aux opérations liées à l'accès du territoire, à l'hébergement des travailleurs forestiers et aux suivis de la plantation pour le boisement d'un ha DS.....	51
Tableau 10 : Bilan total des émissions de CO ₂ eq liées aux grands processus nécessaires au boisement d'un ha DS	52
Tableau 11 : Activités qui influencent le plus le bilan final des émissions de GES (CO ₂ eq)	53
Tableau 12 : Opérations dont les émissions ont été estimées à partir des sources les moins représentatives.....	55

Liste des figures

Figure 1 : Distribution des fréquences de l'indice de qualité de station (IQS) pour les plantations boréales (Prégent et Végiard 2000) et les plantations des tables de rendement (Prégent <i>et al.</i> 1996).....	15
Figure 2 : Principaux processus liés à l'ACV du boisement des DS	25
Figure 3 : Principaux processus liés à l'ACV du boisement des DS qui seraient classés à vocation forestière.....	27
Figure 4 : Estimation de la quantité de C emmagasinée par le projet de boisement dans les différents compartiments au cours des 70 ans du projet.....	40
Figure 5 : Quantité de C emmagasinée par le scénario de référence dans les différents compartiments.....	42
Figure 6 : Bilan C du projet de boisement par rapport au scénario de référence.....	43
Figure 7 : Bilan C du projet de boisement en fonction du rendement attribué à la plantation de 2000 plants d'épinettes noires ha^{-1}	44
Figure 8 : Impacts des hypothèses retenues pour les opérations les plus influentes sur le Bilan GES total	54
Figure 9 : Séquestration (pour les plantations, valeurs positives) et émissions (pour les opérations, valeurs négatives) de C après 70 ans pour les différents scénarios soulevés dans les incertitudes	57

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1. Introduction

L'évidence scientifique des changements climatiques est supportée par des recherches à l'échelle internationale (IPCC 1996; IPCC 2001) qui relient, pour la majorité, ce phénomène à la hausse de la concentration des gaz à effet de serre (GES), principalement d'origine anthropique, dans l'atmosphère terrestre (Villeneuve et Richard 2005). Ces études sont suffisamment crédibles pour que les parties à la convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) mettent en œuvre le Protocole de Kyoto (PK) à partir du 16 février 2005. Ce traité oblige les pays signataires de l'annexe 1¹ à trouver des moyens pour réduire leurs émissions de GES, mesurées en CO₂ équivalent (CO₂ eq), de 5.2 % en moyenne sous le seuil de 1990 entre 2008 et 2012 et à rendre compte de l'évolution du bilan de leurs émissions annuellement.

Les émissions de GES sont principalement associées à l'utilisation de combustibles fossiles, mais aussi au changement de vocation des terres, et en particulier à la déforestation. Dans le cas où les réductions des émissions à la source ne seraient pas suffisantes, mais aussi pour compenser les milieux déboisés pour d'autres types d'utilisation des sols que la foresterie, le PK permet le reboisement et le boisement comme des outils possibles de séquestration du carbone. En effet, dans un écosystème

¹ L'annexe 1 de la CCNUCC comprend les pays industrialisés qui ont convenu en 1992 de leur responsabilité historique quant à l'augmentation des GES dans l'atmosphère. Ces pays se sont ensuite inscrits à l'annexe B du PK en 1997. Les pays de l'annexe B du PK se sont engagés à atteindre une cible contraignante pour le niveau de leurs émissions de GES en équivalent CO₂ pour la période de référence 2008-2012.

forestier, la végétation assimile du CO₂ de l'atmosphère lors de la photosynthèse. Le carbone est alors transféré d'un état oxydé (CO₂) en divers types de forme réduite et est stocké dans les feuilles, les branches, le bois, l'écorce et les racines. En moyenne, c'est entre 50 et 120 tonnes de C par hectare qui seraient stockées dans la végétation forestière dans le monde selon le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) (IPCC 2000), pour un total estimé à plus de 350 Gt (Dixon *et al.* 1994; Schlesinger 1997). Les forêts du monde auraient le même potentiel de séquestration annuel que les océans, avec un potentiel de séquestration nette moyen de 2-3 Gt C an⁻¹ (Schulze 2000). Les forêts boréales à elles seules couvrent 14.5% du territoire terrestre (Melillo 1993), contiennent 26% du carbone stocké dans les écosystèmes de la planète (Dixon *et al.* 1994) et 31% de la quantité de carbone stocké dans les sols forestiers (Gower *et al.* 1997). Lorsqu'un territoire est déboisé, le carbone ainsi accumulé retourne dans l'atmosphère plus ou moins rapidement, en fonction de la vitesse de décomposition de la végétation, de son accumulation dans la litière et le sol et de l'utilisation anthropique de la matière ligneuse s'il y a lieu. Selon les mêmes auteurs, c'est le sol qui serait le plus grand réservoir de carbone en forêt, avec près de 700 Gt de C d'emmagasinées. Dans les forêts boréales, la quantité de carbone séquestrée dans la litière et le sol représente plus de 60% du C organique accumulé dans l'écosystème des forêts tempérées et boréales (Dixon *et al.* 1994). Le lessivage de la couverture arborescente par les précipitations et surtout la chute de litière constituent les principaux flux au dessus du sol contrôlant l'apport de C à la surface du sol (Tremblay *et al.* 2005a). La décomposition des racines est aussi un facteur important (Steele *et al.* 1997; Ruess *et al.* 1996). Des évidences indirectes suggèrent même que la mortalité des racines fines et

la litière contribuent de manière similaire à l'accumulation de C dans le sol (Courchesne *et al.* 2001).

Au Québec, l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) est l'espèce arborescente dominante de la forêt boréale. Dans le domaine de la pessière noire à mousses, l'épinette noire forme de grands massifs de forêts fermées, soit plus de 75% du couvert arborescent se situant dans une bande large de près de 300 km entre les 49^{ième} et 52^{ième} parallèles et représentant 28% du territoire du Québec (Bergeron 1996, Gagnon et Morin 2001).

La reproduction par graines chez l'épinette noire constitue son principal mode de régénération, celui-ci étant adapté aux feux fréquents dans la forêt boréale continue. En effet, les cônes semi-sérotineux de l'épinette noire libèrent massivement les graines sous l'influence de la chaleur du feu (Heinselman 1981, Viereck 1983, Viereck et Johnston 1990). En conditions naturelles, le feu est pratiquement indispensable pour créer un lit de germination propice à l'établissement de semis d'épinette noire puisque quasiment aucune germination n'a lieu quelques années (3 à 5 ans) après feu (Heinselman 1981, Thomas et Wein 1985, Desponts et Payette 1992, Gagnon *et al.* 1992, St-Pierre *et al.* 1992, Zasada *et al.* 1992). La germination et l'installation peuvent toutefois avoir lieu également sur les territoires perturbés comme les sites scarifiés à proximité de semenciers (Prévost 1996).

Puisque l'installation de semis d'épinette noire est négligeable pendant les périodes sans feu, une insuffisance dans les stocks de graines lors du passage d'un feu (et/ou de

mauvaises conditions de germination) se traduira en une régénération en épinette noire insuffisante, voire inexistante, au sein d'un peuplement (Gagnon et Morin 2001). Ainsi, dans certaines circonstances, le feu peu causer une régression des peuplements d'épinettes noires au profit d'autres espèces, notamment le pin gris, le peuplier faux-tremble et le bouleau à papier, ou vers une simple diminution de sa densité en absence de ces espèces compagnes (Payette 1992, Landhäusser et Wein 1993, Riverin et Gagnon 1996, Gagnon et Morin 2001). Cette régression de l'épinette noire est décrite par les « types de peuplements post-feu divergents » ou « des états alternatifs stables » selon Payette et collaborateurs (Payette 1992, Jasinski et Payette 2005), ou encore les « processus ouverts de la dynamique naturelle de l'épinette noire après feu » selon Gagnon et Morin (2001).

Le remplacement progressif de l'épinette noire par d'autres espèces compagnes en peuplements mixtes ou contigus a déjà été rapporté par certains auteurs et serait principalement attribuable aux caractéristiques de régénération plus efficaces de ces espèces après feu et/ou à une plus grande tolérance de ces espèces aux conditions micro-environnementales prévalant suite au feu (Heinselman 1981, Desponts et Payette 1992, St-Pierre *et al.* 1992, Zasada *et al.* 1992, Landhäusser et Wein 1993, Sirois 1993, Jobidon 1995, Bergeron 1996). Lorsque ces autres espèces ne sont pas présentes, situation fréquente dans la pessière noire à mousses, l'ouverture du couvert suite à un faible recrutement en épinette noire résulte souvent en un territoire dénudé avec des épinettes noires éparses sur lichen ou une pessière noire à lichens, aussi appelée dénudé sec à lichens (DS), dont la densité en épinettes noires est faible (Payette 1992, Bergeron 1996,

Riverin et Gagnon 1996, Gagnon et Morin 2001). En dépit du fait que le marcottage soit favorisé en milieu ouvert et qu'une faible installation par graines peut avoir lieu entre les feux sur des microsites minéraux, les mécanismes de redensification naturelle du couvert n'ont pas été observés dans la littérature dans des pessières noires à lichens, comme le suggère le modèle théorique de succession d'une pessière à lichens vers une pessière à mousses (Viereck 1983, Sirois et Payette 1991, Viereck et Johnston 1990, Payette 1992, Riverin et Gagnon 1996).

Le dernier inventaire forestier du Québec révèle qu'environ 8% de la portion centrale (Région 02, 16 M ha) du domaine de la pessière à mousses est représenté par des DS, soit un peu plus de 1 M ha (MRNF, 3^e programme d'inventaire forestier décennal). Une analyse cartographique détaillée de ce même secteur, permettant d'intégrer d'autres types de terrain dénudé éligibles en tant que non-forêt (tel que les vieux brûlis mal régénérés), indique qu'environ 140 k ha étaient accessibles à moins de 5 km du réseau routier existant en 2002 (Plante 2003). Comme le réseau de chemin forestier se développe encore continuellement dans la région nordique de la pessière à mousse classée commerciale, ce nombre a sans doute augmenté considérablement.

Puisque cette régression naturelle des pessières noires s'avère reliée à des phénomènes stochastiques et non pas à des prédispositions d'ordre physiographique ou autre, surtout pour la zone dite « continue » de la forêt boréale du Québec (Jasinski et Payette 2005), l'éventualité d'une restauration par le boisement de ces territoires est apparue comme une approche à tester. C'est ainsi que fut établi, vers la fin des années 1990 par Lord et

collaborateurs (Hébert *et al.* 2006), un réseau de plantations expérimentales d'est en ouest de la partie centrale de la forêt boréale continue, où des DS étaient aménagés, plantés et comparés à des pessières noires à mousses également aménagées. Ces auteurs ont ainsi testé pour la première fois l'idée de reboiser des DS. Cette étude, ainsi que d'autres études parallèles sur le même type de site, ont montré que les DS pouvaient supporter une croissance de plants d'épinette noire et de pin gris productive après 5 ans (Boucher *et al.* 2006, Hébert *et al.* 2006), que la quantité d'éléments nutritifs dans ces milieux était comparable à celle des pessières fermées à proximité (Girard 2004) et que le boisement par ensemencement naturel était également envisageable sur des parterres de DS scarifiés, et ce malgré un nombre relativement faible de semenciers présents (Madec 2005).

Le fait de planter des arbres sur un milieu qui n'en supporte pas, ou peu comme les DS, permettrait donc de séquestrer biologiquement du carbone dans la biomasse aérienne et, à terme, dans la litière et le sol, puisque la biomasse aérienne et les racines constitueraient les principaux apports de C dans ces compartiments. Pour être reconnu par le Protocole de Kyoto, le territoire faisant l'objet d'activités de reboisement et de boisement doit répondre aux critères de l'article 3.3 (IPCC 2000), soit :

1. *Ne pas correspondre à la définition d'une forêt, à définir par chaque pays signataire, et ce depuis au moins le 31 décembre 1989 (reboisement) ou depuis au moins 50 ans (boisement).* Au Canada, la définition d'une forêt sera vraisemblablement un territoire d'une superficie minimale de 1 ha, dont la cime

projetée des arbres d'une hauteur minimale de 5 mètres s'étend sur plus de 25% de la surface (Environnement Canada 2006). Au Québec, la définition d'un territoire dénudé (TD, dont font partie les DS) est un terrain dont le rendement ne dépasse pas 30 m³ de bois marchand en 120 ans (Direction des inventaires forestiers 2002). Généralement, cette valeur est associée à une couverture de la cime projetée des arbres de moins de 25% de la superficie.

2. *Avoir dépassé le délai de régénération.* Normalement, le délai de régénération utilisé au Québec pour ce type de peuplement est de 40 ans. Cette valeur n'est pas encore définie au niveau canadien. Le délai de régénération après feu chez l'épinette noire n'a pas toujours fait consensus dans la littérature, mais 5 à 10 années pour évaluer l'efficacité de la régénération dans la pessière noire revient plutôt fréquemment (Heinselman 1981, Gagnon 1989, Sirois et Payette 1991, Gagnon *et al.* 1992, St-Pierre *et al.* 1992, DesRochers et Gagnon 1996).

Kurz et Apps (1995) avaient déjà estimé le potentiel de séquestration pour différents scénarios de boisement sur des territoires forestiers improductifs. Ils en sont venus à la conclusion qu'à court terme, il était beaucoup plus efficient de ne reboiser que les milieux emmagasinant moins de 2 t C ha⁻¹ dans la végétation arborescente. Par contre, ils recommandaient de relativiser ces résultats en fonctions des émissions occasionnées par les opérations, le taux de succès de l'implantation des plantations et les facteurs écologiques responsables de la faible densité arborescente. Selon les auteurs, seuls les

territoires ayant subi des accidents de régénération, et non ceux dont l'origine provient des contraintes physiques du milieu, devraient être reboisés.

Pour qu'un projet de boisement ou de reboisement puisse être reconnu internationalement et mener à l'obtention de crédits de carbone, il devra aussi vraisemblablement satisfaire d'autres exigences internationales qui sont venues compléter les règles du Protocole de Kyoto, principalement le « Guide des bonnes pratiques pour l'affectation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie » (IPCC 2003), le « *GHG Protocol for Project Accounting* » (GHG Protocol Initiative 2005a) et la série de normes ISO 14 060 sur les gaz à effet de serre (International Standard Organisation 2006). En bref, pour en arriver à prédire adéquatement le bilan carbone complet d'un projet, il faut d'abord calculer la quantité de carbone qui sera séquestrée par le projet en question. Par la suite, on devra soustraire à cette valeur la quantité de carbone qui aurait normalement été séquestrée sur le même territoire en l'absence du projet (scénario de référence) et les émissions de GES liées à la mise en œuvre du projet et à sa maintenance (IPCC 2003; GHG Protocol Initiative 2005a). Un bilan complet doit donc tenir compte du cycle biologique et industriel du carbone (Gower 2003).

Cette méthodologie correspond à l'approche utilisée dans les analyses de cycle de vie (ACV)². L'ACV est un outil permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un

² En foresterie, l'ACV a été utilisée pour comparer le matériau bois à des alternatives en construction (Petersen et Solberg 2005), pour analyser les performances environnementales d'édifices construits principalement avec le matériau bois (Perez Garcia *et al.* 2005), pour faire le bilan carbone des opérations forestières et de l'usinage du matériau bois (Meil 2000; Berg et Lindholm 2005; Berg 1997; Karjalainen et Asikainen 1996; Johnson *et al.* 2005; Klvac *et al.* 2003; White *et al.* 2005) et pour faire le bilan de la substitution énergétique par la valorisation de la biomasse (Baral et Guha 2004).

produit, d'un projet ou d'un service en tenant compte de toutes les étapes de son cycle de vie, de l'extraction des ressources premières à la disposition des produits en passant par la manufacture, la phase d'utilisation et le transport. Cette approche permet d'inclure dans l'analyse des impacts qui sont souvent négligés traditionnellement (U.S. EPA 2001). Plus spécifiquement, l'ACV est une méthodologie qui permet de compiler un inventaire des intrants matériels et énergétiques significatifs ainsi que les rejets dans l'environnement de chacune des étapes du cycle de vie d'un projet. Elle permet par la suite d'évaluer les impacts de ces intrants et rejets sur l'environnement et d'interpréter ces résultats (ISO 1997). Aucune étude consultée n'a évalué le potentiel de séquestration de C du boisement de DS au Québec, ni n'a évalué les émissions reliées au cycle de vie des opérations forestières dans cette région.

L'hypothèse de travail testée dans la présente étude est que le boisement en Epn des DS résulte en un bilan carbone positif, et ce en tenant compte de chacune des étapes du cycle de vie du projet. Les principaux objectifs sont :

- a. Estimer, à l'aide d'outils de modélisation disponibles appropriés au contexte de la forêt boréale canadienne, le potentiel de séquestration nette du boisement en épinettes noires des dénudés secs en forêt boréale continue québécoise

- b. Estimer, et intégrer à l'aide d'une approche par ACV, la quantité de GES émise par les opérations nécessaires au boisement des dénudés secs dans le domaine de la pessière à mousses de la forêt boréale continue
- c. Élaborer des recommandations sur les futurs axes de recherche à prioriser, en fonction de l'importance et de l'incertitude des hypothèses qui pourraient influencer de façon déterminante les résultats.

Cette démarche, bien que théorique, est à notre connaissance la première entreprise dans un contexte québécois sur territoire naturellement déboisé.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

2. Méthodologie

Afin de simplifier la compréhension de la démarche, les calculs liés à la séquestration biologique et ceux liés aux émissions de CO₂ équivalent seront traités séparément. L'approche générale de cette étude a été élaborée conformément à la norme ISO 14 064 sur la quantification des réductions de GES d'un projet de compensation (ISO 2006), en comparant les flux de CO₂ eq de la plantation (projet de boisement) à ceux du statu quo (scénario de référence). La méthodologie ACV proprement dite a été appliquée au calcul des émissions de GES liées aux opérations nécessaires à la remise en production des territoires dénudés, conformément à la norme ISO 14 040 (ISO 1997).

2.1 *Calcul du potentiel de séquestration*

2.1.1 **Postulats pour le scénario de référence et le projet de boisement**

Scénario de référence

Un rendement moyen correspondant à un indice de qualité de station (IQS) de 9 mètres (hauteur des tiges dominantes à 50 ans) pour un peuplement naturel de faible densité (Pothier et Savard 1998) a été attribué au territoire faisant l'objet du scénario de référence. Ce rendement stipule un volume marchand de 23 m³ à l'hectare à 120 ans, ce qui est en accord avec la définition des DS non productifs, i.e. moins de 30 m³ marchand en 120 ans (Direction des inventaires forestiers 2002). Le volume de 30 m³ est atteint à

145 ans sur cet IQS (voir tableau 1 de l'annexe 1). C'est la seule courbe de rendement disponible pouvant simuler la croissance d'un DS qui supporte, par définition, un peuplement improductif, donc pour lequel on ne produit pas de courbe de rendement particulière.

Projet de boisement

Le projet de boisement correspondait à une plantation de 2000 plants d'épinette noire sur l'hectare dénudé sec, décrit dans le scénario de référence.

Le rendement ligneux utilisé pour le scénario de boisement a été celui correspondant à une plantation d'épinettes noires avec un IQS de 6 mètres (hauteur des tiges dominantes à 25 ans) dans les tables de Prégent *et al.* (1996). Bien qu'il s'agisse du plus faible rendement attribué dans ces tables, Prégent et Végiard (2000) du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF) ont évalué le rendement anticipé des plantations d'épinettes noires en milieux boréaux et ont obtenu des IQS plus faibles pour 34% des plantations mesurées (IQS 3, 4 et 5 de la figure 1). Cependant, un % équivalent présentait un rendement supérieur à cet IQS. En l'absence de rendement pour les IQS en deçà de 6 m et puisqu'un certain nombre de plantations était en haut de cet IQS, le choix d'accorder un IQS de 6 m fut maintenu. Prégent *et al.* (1996) ne fournissent les rendements que pour les 35 premières années, mais une extrapolation du MRNF pour le manuel d'aménagement forestier a permis d'estimer un rendement de 175 m³ en 70 ans correspondant à l'IQS 6 (MRNFP, 2003), rendement qui a donc été attribué au projet de boisement (voir annexe 1).

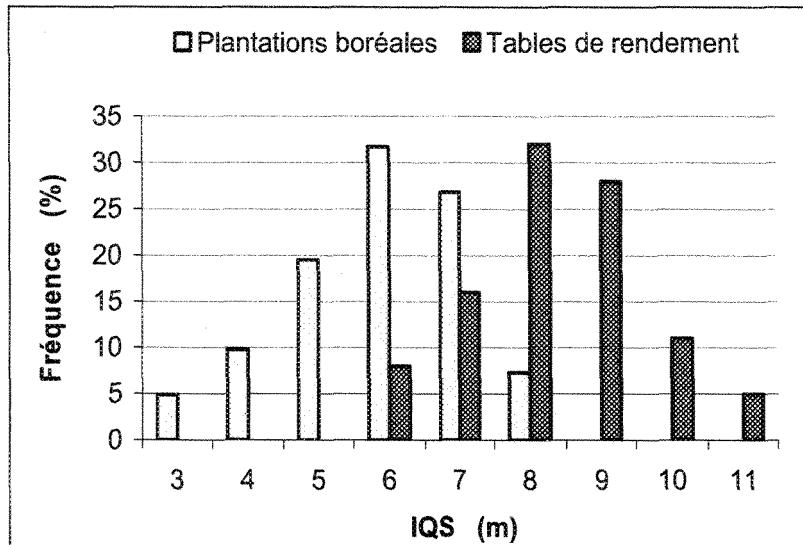


Figure 1 : Distribution des fréquences de l'indice de qualité de station (IQS) pour les plantations boréales (Prégent et Végiard 2000) et les plantations des tables de rendement (Prégent *et al.* 1996).

Le début de la simulation du projet de boisement fut synchronisé 75 ans après la formation du DS afin de respecter le délai de régénération légalement en vigueur et de comparer la plantation à maturité au maximum théorique du volume retrouvé sur un DS, $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

2.1.2 Modèle CO2FIX et stocks de carbone considérés

Afin de comptabiliser la quantité de carbone séquestrée dans la plantation et sur le territoire dénudé, la version 3.1 du modèle CO2FIX (Schelhaas *et al.* 2004; Masera *et al.* 2003) a été utilisée. Ce modèle (ou ses versions précédentes) a déjà été utilisé pour prédire la quantité de carbone accumulée dans des projets de foresterie en Finlande (Liski *et al.* 2001) et ailleurs en Europe (Nabuurs et Schelhaas 2002; Kaipainen *et al.* 2004), de même qu'en Australie (Brack et Richards 2002), au Mexique (Cairns *et al.* 1995) ou

encore en Saskatchewan, au Canada (Lemprière *et al.* 2002). CO2FIX intègre 6 modules : i) biomasse, ii) sol, iii) produit du bois, iv) bioénergie, v) aspect financier et vi) comptabilisation du carbone selon les règles du protocole de Kyoto. Le module sol (incluant la litière) du logiciel CO2FIX V 3.1 est contrôlé par un modèle indépendant, Yasso (Liski *et al.* 2005). Seuls les modules i) et ii) ont été utilisés dans cette étude.

Lors du calcul du bilan carbone d'un projet, il est recommandé d'inclure ou de justifier l'exclusion des principaux stocks de carbone reconnus par le GIEC (IPCC 2003), soit: la biomasse aérienne (arbres marchands, arbres non marchands, végétation en sous-étage), la biomasse souterraine, la litière, le bois mort et le carbone organique du sol. Les GES à identifier autres que le CO₂ sont généralement l'oxyde nitreux (N₂O) et le méthane (CH₄). Pour le présent estimé, la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le carbone organique du sol, la litière et le bois mort ont été considérés. Ces trois derniers stocks ont été traités sous le même module dans le modèle CO2FIX. En ce qui concerne les autres émissions de GES, puisque seuls le drainage et l'application de fertilisants sont généralement considérés dans le calcul de ces émissions (IPCC 2003) et que ces deux pratiques ne font pas partie des modalités d'intervention retenues pour les plantations d'épinette noire du Québec boréal, elles n'ont pas été incluses dans le bilan du projet. Par contre, elles ont été considérées dans l'analyse de cycle de vie des opérations forestières nécessaires au boisement en raison de leur utilisation dans la production de plants.

2.1.3 Présentation des données et paramètres utilisés pour le fonctionnement du modèle

Module biomasse

Les paramètres utilisés par le modèle pour quantifier le carbone séquestré dans la biomasse étaient les suivants :

Les paramètres généraux

- La densité du bois en $t m^{-3}$ (valeur tirée de Chen *et al.* 2002)
- La teneur relative en carbone du bois, exprimée sous forme de ratio (valeur tirée des références suivantes : GIEC (IPCC 2003); Kaipainen *et al.* (2004); Liski *et al.* (2001); Chen *et al.* (2002))

Les facteurs spécifiques à la biomasse aérienne

- L'accroissement annuel brut (AAB) en volume du peuplement exprimé en $m^3 ha^{-1} an^{-1}$, qui comprend le volume de la tige totale (Tt), soit la partie marchande (pm) (valeurs calculées à partir des tables de rendements de Pothier et Savard 1998; Prégent *et al.* 1996; MRNFP 2003), la souche et le sommet de l'arbre (SS) (valeurs tirées de Kull *et al.* (2006)), et l'écorce (Ec) (valeurs calculées à partir des équations de Lambert *et al.* (2005), voir annexe 2).
- La croissance relative de la biomasse des branches (Br) et du feuillage (F) (valeurs calculées à partir des équations de Lambert *et al.* 2005) par rapport à la croissance de la biomasse de la tige totale, exprimée sous forme de ratio pour chacun de ces compartiments en fonction de l'âge (voir annexe 3).

- La mortalité des tiges du peuplement, exprimée en % (valeurs tirées de Kurz et Apps 1999).
- Le cyclage annuel de chacun de ces compartiments, exprimé en % (valeurs tirées de Kurz *et al.* 1999).

Les paramètres spécifiques à la biomasse souterraine

- La croissance relative des racines (R) (valeur tirée de Li *et al.* 2002) par rapport à la croissance de la biomasse de la tige totale, exprimée sous forme de ratio pour chacun de ces compartiments en fonction de l'âge (voir annexe 4).
- Le cyclage annuel des racines, exprimé en % (valeur tirée de Kurz *et al.* 1999).

Pour une explication complète du modèle, il est possible de se référer à Schelhaas *et al.* (2004) et Masera *et al.* (2003). Une brève explication a aussi été fournie dans l'annexe 5, avec la méthodologie utilisée pour adapter les paramètres au modèle. Une discussion sur les équations, facteurs ou ratios existants dans la littérature a été effectuée dans l'annexe 6, en mettant l'accent sur ceux qui ont été utilisés dans cette étude. Enfin, en guise de vérification, la quantité de carbone retrouvée dans chacun des compartiments à chaque année a été recalculée séparément par l'auteur pour s'assurer que les modifications apportées aux paramètres, afin de les adapter au modèle, n'aient pas entraîné d'erreur de calcul.

Module Sol

Le modèle Yasso utilise l'apport lié au cyclage des différents compartiments de la biomasse aérienne et souterraine comme intrants. Le bois mort est considéré comme immédiatement retourné au sol sous forme de litière. Des données climatiques régionales sont intégrées pour estimer la vitesse de décomposition de la litière, en fonction de sa qualité et de son accumulation dans le sol (Schelhaas *et al.* 2004; Masera *et al.* 2003; Liski *et al.* 2005). Pour une brève explication du modèle Yasso, le lecteur peut se référer à l'annexe 7.

Données climatiques

Les données climatiques utilisées dans la simulation (somme des précipitations durant la saison de croissance (mai à septembre), la somme des degrés-jours au dessus de zéro et l'évapotranspiration potentielle moyenne) proviennent des moyennes climatiques annuelles calculées entre 1960 et 2000 à partir de la base de données d'Environnement Canada pour la station météorologique de Bonnard ($50^{\circ} 43' N$ $71^{\circ} 3' O$, altitude 506 m) (Environnement Canada 2000). Cette station a été jugée représentative des territoires visés par la présente étude en raison de sa situation géographique presque centrale au sein de la pessière à mousses du Québec.

Simulation des caractéristiques initiales du module sol

Les caractéristiques initiales du sol ont été estimées en simulant dans le modèle la croissance et la chute de litière d'un peuplement naturel d'Epn de forte densité sur un horizon de 100 ans qui aurait ensuite été touché par une perturbation de forte intensité

retournant 90% de la biomasse aérienne au sol comme débris ligneux. Comme le stock initial de carbone de ce module est le même pour les deux scénarios, sa précision n'a pratiquement pas d'influence sur le bilan C du projet.

2.1.4 Caractérisation des incertitudes

Les incertitudes liées aux calculs dans cette étude sont principalement de trois sources :

Les rendements ligneux

D'abord, il y a l'incertitude reliée au rendement ligneux respectif des deux scénarios. Les milieux dénudés ne présentent pas tous le même potentiel de rendement ligneux, et ce avant et après le boisement pour chacun d'entre eux. Pour traiter cette incertitude, une analyse de sensibilité a été effectuée, comprenant une simulation avec un rendement faible et avec un rendement élevé comparativement au scénario retenu, pour identifier l'influence du rendement attribué à la plantation sur la séquestration nette du projet de boisement et le spectre des résultats potentiels. Pour le faible rendement, il a été supposé que la plantation se comporterait comme un peuplement naturel d'un IQS semblable (IQS 12 m à 50 ans) tiré de Pothier et Savard (1998). Pour le scénario à rendement élevé, le plus fort rendement des plantations rencontré dans la pessière à mousse par Prégent *et al* (2000), soit celui d'un IQS de 8 m à 25 ans, a été attribué au projet de boisement.

La réversibilité

La réversibilité doit être considérée dans le bilan carbone d'un projet (GHG Protocol Initiative 2005a), l'éventualité qu'une catastrophe naturelle (feu, épidémie, chablis) vienne diminuer le bilan carbone de notre simulation doit être évaluée. Intégrer cette probabilité à notre estimation s'avère un exercice plutôt approximatif, puisque l'effet d'une catastrophe sur le bilan carbone peut être très différent si elle survient, par exemple, en début plutôt qu'en fin de rotation, s'il s'agit d'un feu ou d'une épidémie, ou encore si cette catastrophe est de force élevée ou faible. À titre indicatif, Bergeron *et al.* (2004) ont estimé que 0.11% du territoire forestier au centre du Québec brûlait annuellement, comparativement à 0.79% dans le passé et à moins de 0.00001% pour le futur, selon leur prévision. Comme le passage du feu est un élément lié au hasard, la distribution des brûlis n'est pas régulière dans le temps (Bergeron *et al.* 2004; Gauthier *et al.* 2001). Pour les besoins de l'exercice, un % correspondant aux facteurs annuels déterminés par Bergeron *et al.* (2004) multipliés par l'horizon de temps étudié a été soustrait au bilan C final du projet de boisement. Bien que peu réaliste pour une petite superficie, cette démarche permet d'évaluer sommairement l'ampleur des pertes éventuelles qui pourront être attribuables aux incendies dans des grands projets de plantation. Cette approche correspond aussi à celle utilisée par Lemprière *et al.* (2001).

Incertitudes reliées à la variabilité des paramètres

Le troisième type d'incertitude relié au calcul actuel de la séquestration potentielle concerne l'état des connaissances des paramètres. Chacun des stocks de carbone calculés à partir des équations de régression ou des ratios et utilisés pour les fins de la

modélisation souffre inévitablement d'un manque plus ou moins prononcé de connaissances scientifiques adaptées. Les intervalles de confiance tels que rapportés dans la littérature ont été inscrits dans la discussion sur les paramètres dans l'annexe 6, sans faire l'objet d'une analyse plus poussée. En effet, comme ceux-ci ne sont pas issus des milieux simulés en particulier (pour la simple raison que les données sont actuellement très fragmentaires à propos des territoires dénudés de la forêt boréale continue québécoise), ces intervalles de confiance ne sont pas nécessairement représentatifs. Par ailleurs, les données disponibles ne permettent pas d'estimer avec un minimum de fiabilité les compartiments potentiellement importants écartés de la simulation. L'incertitude reliée à ces exclusions n'a pas pu être évaluée dans le cadre de ce travail.

2.2 Calcul des GES émis par les opérations de boisement

2.2.1 Définition du champ de l'étude

Les résultats recherchés par cette ACV ont permis de compléter le calcul d'un bilan carbone théorique complet d'un projet de boisement dans un DS. Cette analyse a aussi permis de cibler les principales incertitudes reliées au calcul des GES des opérations forestières dans le nord québécois et de déterminer les étapes critiques où les efforts devront être concentrés en vue, dans un premier temps, de diminuer effectivement les émissions de GES et, par la suite, de diminuer les incertitudes liées aux calculs. Dans cette optique, les résultats de la présente étude sont destinés aux chercheurs voulant approfondir les connaissances dans le domaine, aux producteurs et aux intervenants forestiers cherchant à améliorer le bilan environnemental de leurs activités ainsi qu'aux décideurs qui orienteront les futures politiques d'aménagement.

Définition du champ de l'étude et des frontières du système

Toutes les opérations nécessaires au boisement d'un milieu dénudé ont été prises en compte lors de l'analyse. Ces opérations ont d'abord été classées en cinq grands processus :

1. La production des semences
2. La production des plants
3. Les opérations de récolte des arbres présents sur le site, si nécessaire

4. La préparation de terrain
5. Les opérations de reboisement

Dans un deuxième temps, les opérations de maintenance (entretien des chemins existants, transport de la machinerie et du personnel entre les sites) et de suivi de la plantation (inventaire) ont aussi été considérées. De même, le transport entre chacun des processus a été intégré. Pour le boisement des territoires inaccessibles par le réseau routier actuel, les opérations liées à la construction de chemins sont à rajouter à cette liste, pour un total de 9 processus (Figure 2):

6. Le transport
7. Les opérations de maintenance et l'hébergement
8. Le suivi de la plantation
9. La construction des chemins, si nécessaire

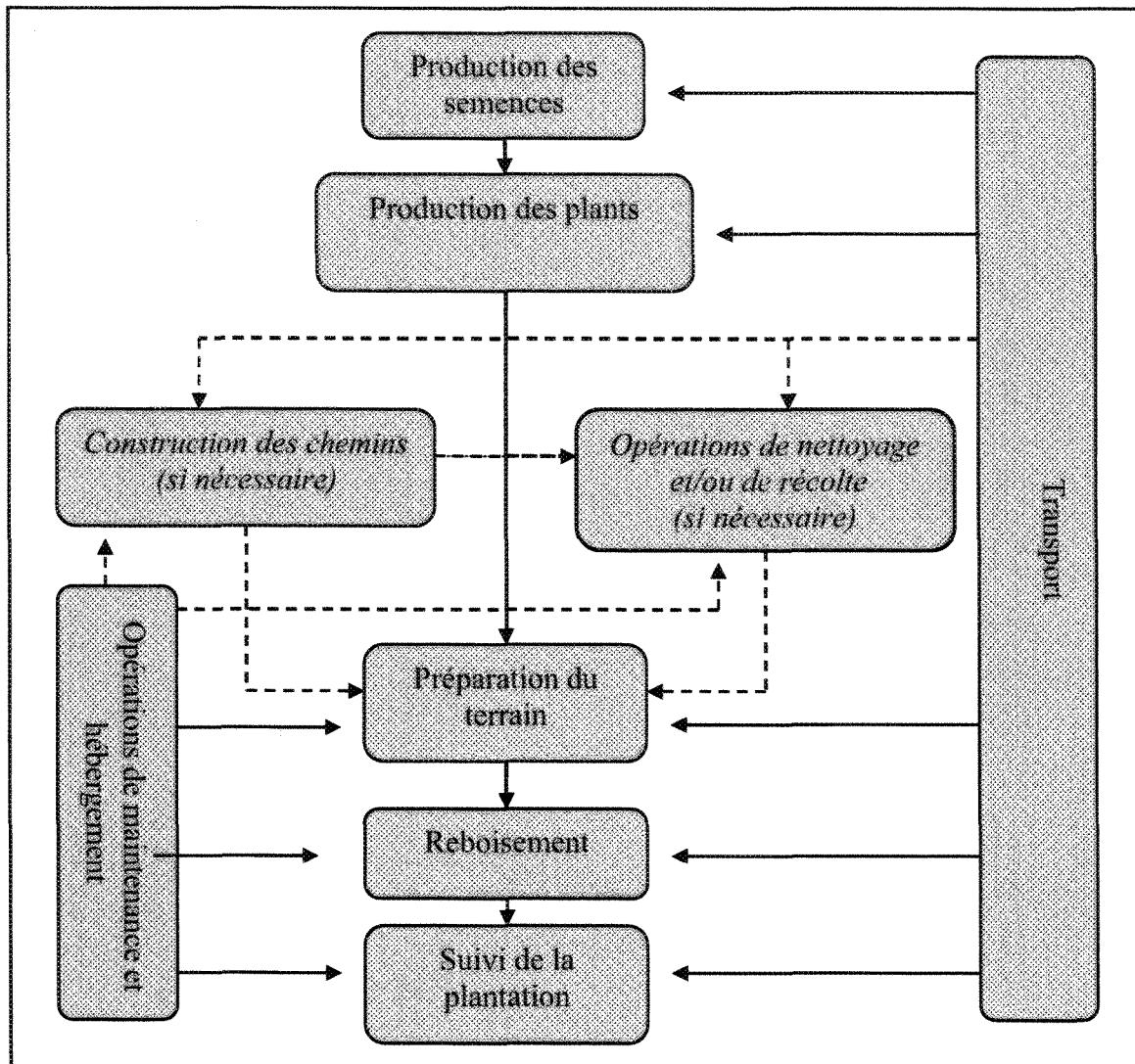


Figure 2 : Principaux processus liés à l'ACV du boisement des DS. Les flèches pointillées représentent les opérations qui ne sont pas toujours requises.

Ces opérations se limitent à la phase initiale des travaux de boisement. Si ces territoires étaient éventuellement classés à vocation forestière, c'est-à-dire s'ils devaient faire l'objet d'une récolte éventuelle, une ou deux opérations d'éclaircie seraient probablement à prévoir. De même, les opérations de récolte finale et le transport du bois devraient être rajoutés au bilan. Par la suite, les opérations de transformation du bois s'ajouteraient au total des émissions de carbone de la remise en production. Parmi ces opérations, notons principalement la production de bois de sciage, de copeaux et de bois

énergie (les résidus divers provenant du bois non utilisés dans les autres types de transformation, par exemple l'écorce, les sciures et la liqueur, sont souvent utilisés pour produire de l'énergie). Les copeaux sont ensuite principalement employés dans la fabrication de pâtes et papiers ou de panneaux de toutes sortes. Une partie du bois coupé serait donc séquestrée plus ou moins longtemps en fonction du type de matériaux produits. Si le bois était brûlé pour produire de l'énergie, les émissions de combustibles fossiles évitées pourraient aussi être comptabilisées. Enfin, pour terminer le cycle de vie, les émissions liées à la disposition des produits, soit le recyclage, l'enfouissement ou l'incinération, par exemple, devraient aussi être pris en compte. Parallèlement, les émissions liées à la maintenance des équipements, au transport de la machinerie et du personnel à chacune des étapes seraient pareillement à comptabiliser (Figure 3). Cependant, comme le boisement des territoires dénudés a pour objectif la séquestration du carbone et non l'exploitation de la matière ligneuse, ces processus n'ont pas été considérés dans la présente étude.

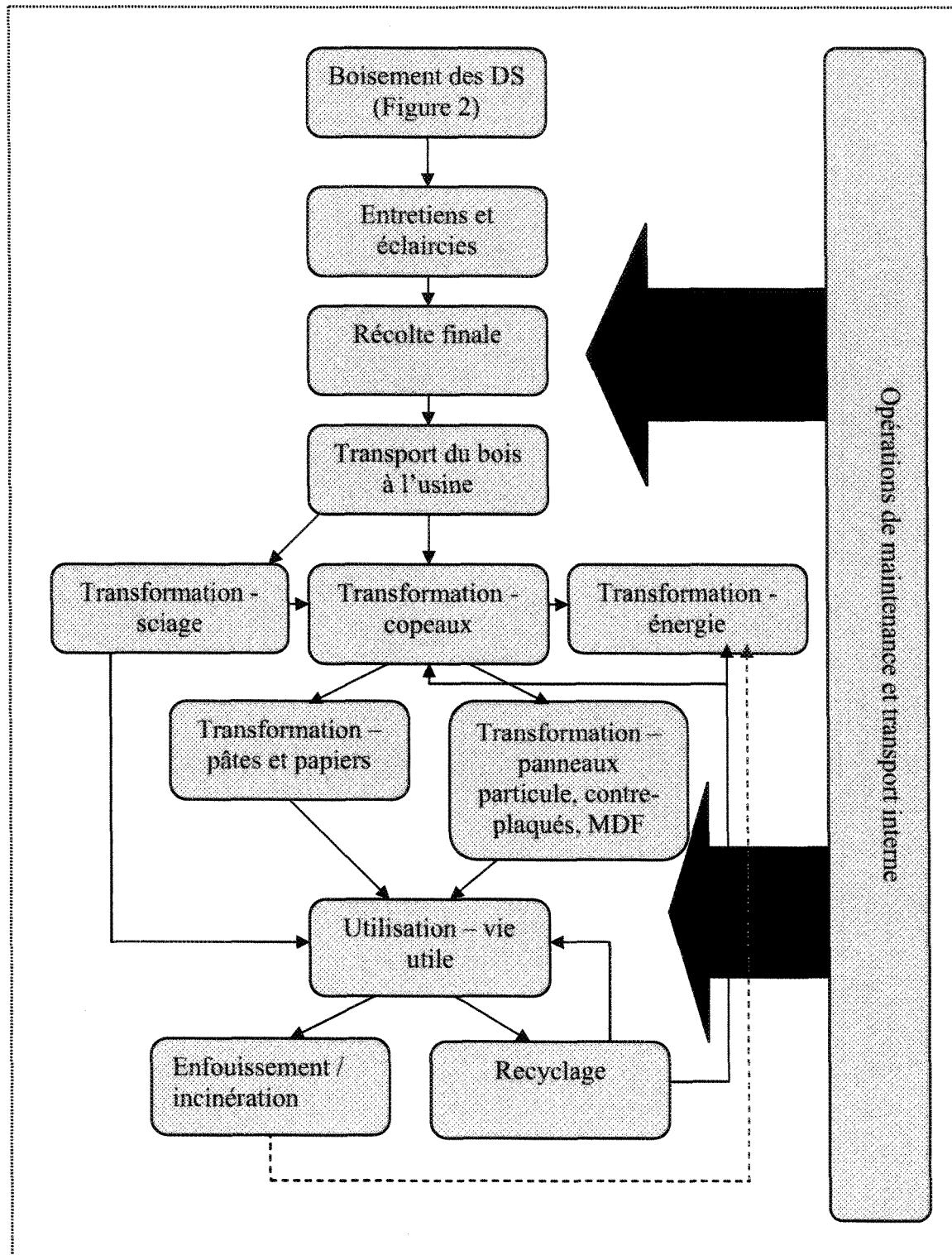


Figure 3 : Principaux processus liés à l'ACV du boisement des DS qui seraient classés à vocation forestière.

Pour chacun des processus, les intrants et les extrants qui sont associés à des GES ont été répertoriés et compilés. Les données d'origine locale qui font référence à l'année 2004-2005 ont été retenues. Ainsi, la majorité des données utilisées proviennent des bilans annuels des producteurs, entrepreneurs ou autres intervenants impliqués dans la gestion et l'aménagement forestier au nord du Québec, plus précisément dans le nord du Lac St-Jean où les milieux dénudés sont plus nombreux et où les premières expériences de boisement sur DS ont été effectuées. Ces différents acteurs (cités dans la description détaillée des processus, en annexe 9) ont donc tous été questionnés, par écrit ou de vive voix, afin de constituer la base de données nécessaire à l'ACV. Lorsque ces sources se sont avérées insuffisantes, les données ont été extrapolées à partir de la littérature en favorisant celles dont la technologie, le temps et la géographie étaient les plus comparables à la présente étude. Les activités de transport ont été traitées au sein de chacun des processus. La production des infrastructures (bâtiment et machinerie) n'a pas été incluse dans la présente analyse par manque de données et de ressources. La majorité des études consultées n'incluaient pas non plus ce processus (Berg 1997; Meil 2000; Aldentun 2002; Berg et Karjalainen 2003; Berg et Lindholm 2005; Johnson *et al.* 2005; White *et al.* 2005). Pour le reste, les flux dont l'importance relative en terme d'émission ou de séquestration de GES étaient inférieurs à 1.0% du bilan total des opérations et dont la précision était faible ont été écartés de l'étude.

Les GES pris en compte dans cette ACV sont le gaz carbonique (CO₂), le méthane (CH₄) et l'oxyde nitreux (N₂O), qui seront exprimés en CO₂ équivalent (CO₂ eq) selon les règles définies par le plus récent rapport officiel du GIEC (IPCC 2001) pour un horizon de calcul de 100 ans (Tableau 1).

Tableau 1 : Potentiels de réchauffement global sur un horizon de 100 ans des GES inventoriés, tirés du GIEC (IPCC 2001)³

Gaz à effet de serre	Potentiel de réchauffement global - 100 ans
CO ₂	1
NH ₄	23
N ₂ O	296

2.2.2 Facteurs d'émissions généraux utilisés dans les calculs

Combustibles fossiles :

Pour les GES émis par toutes les sources de combustion fossile (essence, diesel, propane, huile à chauffage), les facteurs d'émission (FE) utilisés ont systématiquement été ceux proposés par Environnement Canada (2004) en fonction des différents modes de transport ou de production d'énergie. Ces facteurs varient très peu en fonction des sources consultées puisque la quantité de carbone présente dans ce type de combustible est presque toujours la même (GHG Protocol Initiative 2005b).

Production des combustibles fossiles :

En ce qui concerne les émissions liées à la production des différents types de carburants fossiles, les facteurs d'émissions retenus proviennent des études et simulations de GHGenius (2006). Ce modèle a été conçu pour évaluer les GES liés au cycle de vie de différents modes de transport en milieu canadien (GHGenius 2006). Cette étude répond

³ Dans le cas où des promoteurs voudraient justifier des crédits de carbone par des activités de plantation dans le cadre du PK, les données utilisées pour le calcul de CO₂ eq devront être celles du GIEC (IPCC 1996), telles que reprises en annexe A du PK. Les facteurs du GIEC (IPCC 2001) ont ici été retenus par souci de précision scientifique.

bien aux critères temporel, technologique et géographique de la présente recherche, car aucun travail semblable n'a été retrouvé pour le territoire québécois spécifiquement.

Production d'électricité :

Les modes de production d'électricité d'Hydro-Québec, soit le fournisseur électrique des installations de la présente étude, sont divisés entre l'hydraulique, le gaz naturel, le nucléaire, l'éolien et la biomasse. Pour chacun de ces modes de production d'électricité, des facteurs d'émissions de GES par kWh, provenant d'une approche ACV, ont été puisés dans la littérature par Gagnon (2003) et repris dans cette étude. Une moyenne des GES produits pour un kWh fourni par Hydro-Québec a ensuite été calculée et utilisée comme facteur d'émission moyen dans le calcul.

L'annexe 8 du présent document contient l'ensemble des facteurs d'émissions utilisés dans cette étude. Pour la description détaillée de chacun des processus, voir l'annexe 9.

2.2.3 Caractérisation des données

La caractérisation des processus est ici résumée dans les tableaux 2 à 5 en termes de type d'intrant, de source, de représentativité (géographique, technologique, années de référence) et de précision des données (Tableaux 2-5). La qualité des données liées à la quantité des intrants est assurée par le suivi de l'inventaire par les installations ou compagnies consultées (source primaire) pour l'année 2004-2005, lorsque possible. Les distances et la consommation des véhicules liées aux différents transports sont aussi

maximisées par la consultation des ressources représentatives de la région d'étude dans la littérature. Des hypothèses ont cependant été émises pour l'allocation des émissions entre les différents types de plants, de la productivité des opérations de coupe en milieux dénudés et, enfin, des facteurs d'émissions liés à la production de matériaux (perlite, vermiculite, plastique HDPE, herbicide), puisque aucune donnée locale n'était disponible. La précision est une évaluation qualitative effectuée en fonction de la source et de la représentativité des données.

Tableau 2 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour l'étape de la production des semences, en fonction de la source (P : primaire; L : littérature; H : hypothèse), de la géographie (L : local; R : régional; P : provincial; N : national; I : international), de la technologie, lorsque applicable (S : similaire ou identique; D : différente; In : inconnue) et de l'année de référence de la cueillette de données. La précision est qualifiée d'élevée (E), moyenne (M) ou faible (F).

PROCESSUS	Intrants	source	Représentativité des données			Précision	
			Géo	techno	Annnée		
Production des semences			P	P	S	2004-05	E
Récolte des cônes Epn	Essence	P	R	S	2004-05	E	
Transport des cônes	Diesel	P-H	L	S	2004-05	M	
Chauffage des bâtiments	Huile						
Traitements des cônes	Chauffage	P-H	L	S	2004-05	M	
Entreposage des graines							
Extraction des graines - Séchage	électricité	P-H	P	S	2004-05	M	
Autres opérations de gestion	électricité	P-H	P	S	2004-05	E-M	

Tableau 3 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour la production des plants, en fonction de la source, de la géographie, de la technologie, lorsque applicable et de l'année de référence de la cueillette de données. Pour les abréviations, voir le tableau 2.

PROCESSUS	Intrants	source	Représentativité des données			Précision	
			Géo	techno	Année		
Production des plants			P	L	S	2004-05	E
<i>Transport des semences</i>	Diesel		P	L	S	2004-05	E
<i>Ensemencement - rigipots</i>			P	L	In	2004-05	E
Production des rigipots	HDPE		P	R	S	2004-05	E
Transport des rigipots	Diesel		H		In		F
Disposition des rigipots			P	L	In		F
<i>Utilisation de la tourbe</i>			L	N	S	1990-2000	F
Extraction de la tourbe	Tourbe		P	R	S	2004-2005	E
Transport de la tourbe	Diesel		P	L	S	2004-2005	E
<i>Utilisation d'herbicides</i>			L	I	In	2004-05	E
Production des herbicides	Pesticides		L	N	In	?	F
Transport des herbicides	Diesel		L	L	S	2004-05	M
<i>Utilisation de fertilisants</i>			P	L		2004-05	E
Production de fertilisants	N		L	N	S	?	M
	P		L	N	S	?	M
	K		L	N	S	?	M
	Ca		P	N	S	?	M
Transport de fertilisants	Diesel		L	P	S	2004-2005	M
<i>Utilisation de perlite et vermiculite</i>			P	L		2004-05	E
Extraction perlite	Perlite		L	I	In	?	M-F
Transformation perlite	Énergie		L	I	In	?	M-F
Extraction vermiculite	Vermiculite		L	I	In	?	M-F
Transformation vermiculite	Énergie		L	I	In	?	M-F
Transport	Diesel		L	I	In	?	M-F
<i>Chauffage des bâtiments et autres machines</i>			Diesel	L	S	2004-05	E
			Essence	P	S	2004-05	E
			Huile				
			Chauffage	P	S	2004-05	E
			Électricité	P	S	2004-05	E
			Propane	P	S	2004-05	E

Tableau 4 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour la préparation de terrain et le reboisement, en fonction de la source, de la géographie, de la technologie, lorsque applicable et de l'année de référence de la cueillette de données. Pour les abréviations, voir le tableau 2.

PROCESSUS	Intrants	source	Représentativité des données			Précision	
			Géo	techno	Annnée		
Opérations de récolte			P	L	S	2004-05	E-M
Abattage, débardage et ébranchage	Diesel	P-H	L	S	2004-05	E-M	
	Huile	H	L	In	2004-05	E-M	
Changement des tiges	Diesel	P-H	L	S	2004-05	E-M	
Transport du bois rond	Diesel			In	2004-05	E-M	
Transport de la machinerie	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
Préparation de terrain		P	L	S	2004-05	E	
Transport de la machinerie	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
Scarifiage	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Huiles	P	L	In	2004-05	E	
Transport des opérateurs	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
Opérations de reboisement		P	L	S	2004-05	E	
Transport des plants pépinière - camp forestier	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
Transport des reboiseurs et du personnel	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Essence	P	L	S	2004-05	E	
Transport des plants sur le site	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Essence	P	L	S	2004-05	E	

Tableau 5 : Tableau de caractérisation des données récoltées lors de l'inventaire pour les autres étapes post reboisement, en fonction de la source, de la géographie, de la technologie, lorsque applicable et de l'année de référence de la cueillette de données. Pour les abréviations, voir le tableau 2.

PROCESSUS	Intrants	source	Représentativité des données			Précision	
			Géo	techno	Année		
Accès au territoire			P	L	S	2004-05	E
Construction des chemins	Diesel	P-H	L	S	2004-05	E	
	Huile	NA					
Entretien des chemins	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Huile	NA					
Hébergement			P	L	S	2004-05	E
Reboiseur	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Propane	P	L	S	2004-05	E	
	Essence	P	L	S	2004-05	E	
Scarificateur	Diesel	P	L	S	2004-05	E	
	Propane	P	L	S	2004-05	E	
	Essence	P	L	S	2004-05	E	
	Huile						
Autres opérateurs	Chauffage	P	L	S	2004-05	E	
	Propane	P	L	S	2004-05	E	
	Essence	P	L	S	2004-05	M	
Suivi de la plantation			H	L	-	M	
Transport des vérificateurs	Essence	P-H	L	S	2004-05	M	

2.2.4 Caractérisation des incertitudes

La caractérisation des incertitudes a été traitée de deux façons. D'abord, la qualité de chaque donnée utilisée a été consignée dans la section précédente en fonction de sa représentativité géographique, technologique et temporelle, conformément à la méthodologie suggérée dans la norme ISO 14 040 (ISO 1997).

Afin de vérifier les impacts de l'incertitude sur les résultats, des analyses de sensibilité ont été effectuées. Ainsi, les activités ou les facteurs d'émissions ayant une influence jugée marquée sur les résultats, c'est-à-dire qui représentent plus de 5 % du total des

émissions des opérations, qui ne proviennent pas directement de la source et qui ont fait l'objet d'hypothèses, ont été remplacés par d'autres hypothèses jugées plausibles et intégrées dans le calcul. À la lumière des résultats obtenus, des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les activités suivantes:

La construction des chemins :

L'hypothèse retenue stipule que les GES émis par la construction des chemins nécessaires à l'accès d'un ha de DS est équivalente à la quantité de GES émise pour rendre accessible 1 ha de territoire en moyenne dans le nord québécois, en fonction des données d'exploitation utilisées dans la présente étude. Comme hypothèse maximale, il est postulé que la quantité de chemin à construire pour rendre accessible un ha DS est équivalente à la quantité de chemin nécessaire pour rendre accessible un ha productif normal. L'hypothèse minimale retenue stipule que l'ha DS est déjà accessible avec le réseau routier déjà en place.

Transport du bois rond :

L'hypothèse retenue dans la présente étude est que le bois marchand présent sur le site et récolté sera ensuite acheminé à l'usine, avec une distance moyenne de 225 km, chiffre correspondant à la distance entre l'usine de transformation et les opérations forestières en moyenne dans la région étudiée en 2005. Cependant, pour une raison ou pour une autre, le bois pourrait être laissé sur place et aucune émission ne serait alors attribuée au transport vers l'usine. Cette hypothèse est la plus faible possible en terme de réduction

des émissions de GES pour cette activité. Pour ce qui est de l'hypothèse maximale, la distance moyenne entre les territoires et l'usine a été doublée.

Les opérations d'abattage, de débardage et d'ébranchage :

Les émissions rapportées dans la présente étude sont grandement influencées par le facteur d'émission retenu, qui se veut une moyenne de GES par m^3 de bois récolté sur terrain productif, donc en moyenne sur un ha contenant $95 m^3$. Pour les terrains moins productifs, soit près de la limite de $30 m^3 ha^{-1}$, la consommation est augmentée de 30% puisque la machinerie doit quand même se déplacer sur une bonne partie du territoire pour récolter les tiges présentes. L'hypothèse retenue utilise donc la moyenne d'émission par m^3 récolté multiplié par les $8 m^3$ présents sur le DS au début du projet de boisement, augmentée de 30%. Comme hypothèse maximale, il a été supposé que la quantité de GES émis est la même pour abattre, ébrancher et transporter au chemin $8 m^3 ha^{-1}$ que $30 m^3 ha^{-1}$, à cause des nombreux déplacements nécessaires, ce qui reflète aussi le maximum potentiel retrouvé sur un DS. Comme hypothèse minimale, il a été supposé qu'aucune opération de récolte n'est nécessaire pour la remise en production d'un DS, puisque la quantité de bois présente est trop faible pour justifier de telles opérations et ne nuira pas au scarifiage.

Les facteurs provenant de la littérature qui sont de sources incertaines ou extérieures au Canada ont aussi fait l'objet d'une analyse de sensibilité. Comme aucune information concernant ces activités au Canada n'a été trouvée, il est difficile d'estimer les extrêmes

entre lesquelles les émissions pourraient se retrouver. À titre indicatif, les émissions ont été artificiellement augmentées et diminuées d'un facteur 2.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3. Résultats

3.1 Bilan carbone

Suite à l'application des différents paramètres au modèle CO2FIX, les résultats concernant la séquestration du carbone biologique dans le temps ont été obtenus. Ceux-ci indiquent que le projet de boisement aura séquestré 87 t C ha^{-1} après 70 ans. Le C séquestré dans le projet de boisement se retrouve principalement dans la tige totale (46% du total, figure 4). La biomasse marchande à elle seule représente 39% du total du C séquestré. Viennent ensuite le sol avec 26% du C séquestré, les racines avec 14%, le feuillage puis les branches avec 7% chacun, toujours après 70 ans (Figure 4). Le total de C présent sur le territoire diminue durant les 20 premières années suivant la plantation, passant de 17 t C ha^{-1} à 14 t C ha^{-1} . Durant ces 20 premières années, la décomposition de la matière organique surpassé la productivité primaire des tiges, la biomasse arborescente ne commençant à prendre de l'importance qu'après ce temps. Le bilan C dépasse sa valeur initiale à partir de la 23ème année, puis augmente rapidement par la suite, parallèlement à la croissance accélérée des tiges commerciales, avec une moyenne de $1.9 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le sol demeure une source de C durant les 22 premières années, moment à partir duquel l'apport en litière provenant du cyclage de la biomasse aérienne et souterraine dépasse la décomposition du C. La quantité de C du compartiment sol ne retrouve sa valeur initiale qu'à partir de la 38ème année, pour ensuite la dépasser

progressivement. Au final, la quantité de C totale du peuplement augmente de 572 % en 70 ans.

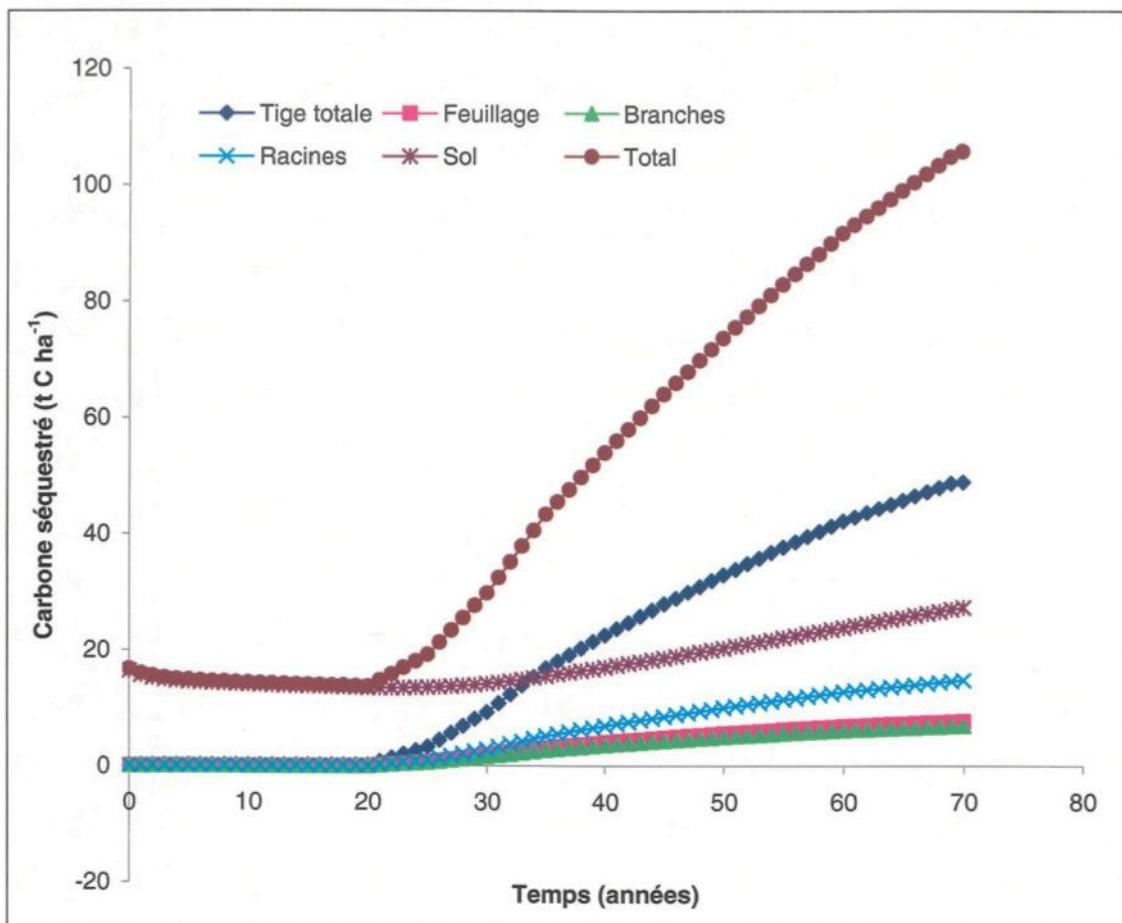


Figure 4 : Estimation de la quantité de C emmagasinée par le projet de boisement dans les différents compartiments au cours des 70 ans du projet.

Le modèle indique que le scénario de référence séquestrera effectivement 10 t C ha^{-1} en 70 ans (de 75 à 145 ans, voir les postulats pour les différents scénarios dans le chapitre précédent), pour un total de 30 t C ha^{-1} présent sur le territoire DS (Figure 5). La majeure partie du C séquestré du scénario de référence se retrouve dans les compartiments du sol (52%) après 70 ans, quantité qui reste stable dans le temps avec une variation maximum de $\pm 2\%$ (Figure 5). La décomposition est donc plus ou moins balancée par l'apport de la litière provenant du cyclage des compartiments de la biomasse tout au long de l'horizon simulé. La tige totale contient 29% du C total, alors que les racines (9%), les branches (4%) et le feuillage (6%) se partagent le reste du C contenu sur le territoire. La quantité de C présente sur le territoire augmente de 156% en 70 ans de manière régulière (Figure 5), au fur et à mesure que les tiges présentes initialement sur le DS continuent de croître.

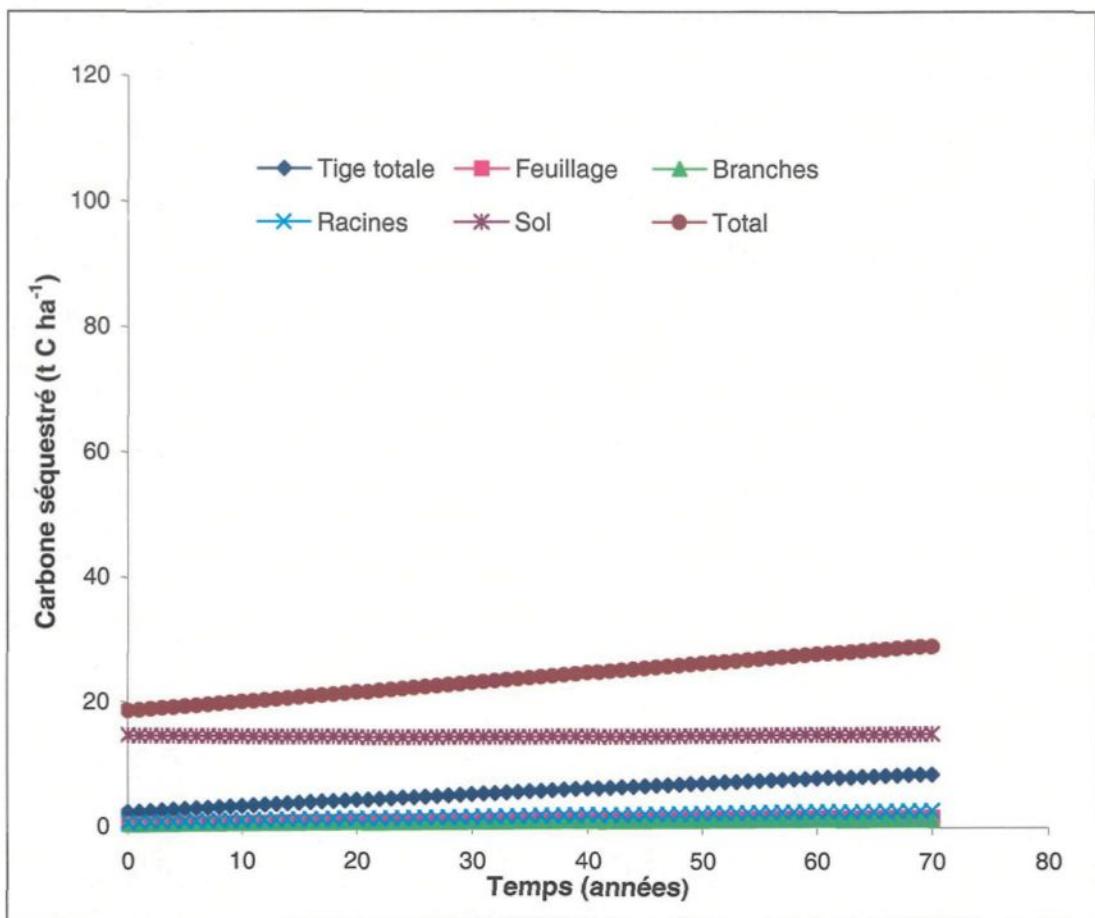


Figure 5 : Quantité de C emmagasinée par le scénario de référence dans les différents compartiments.

Le bilan C net du boisement est obtenu en soustrayant la quantité de C séquestrée dans le scénario de référence à la quantité de C séquestrée dans le projet. Ainsi, jusqu'à l'âge de 20 ans, le projet de boisement perd du C par rapport au scénario de référence (Figure 6) et le bilan C net du projet de boisement ne devient positif que 7 ans plus tard, à 27 ans. Après 70 ans, le bilan C net est de 77 t C ha^{-1} , avec un maximum de séquestration nette annuelle ($2.3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) survenant entre 30 et 35 ans et une moyenne de $1.1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur l'ensemble de l'horizon simulé. Le compartiment où l'accumulation nette de C est la plus élevée est la tige totale, où 53% de la séquestration nette du projet est réalisée (Figure 6). Les racines et le sol se partagent le second rang avec 16%, alors que le feuillage (8%) et les branches (7%) complètent le tableau.

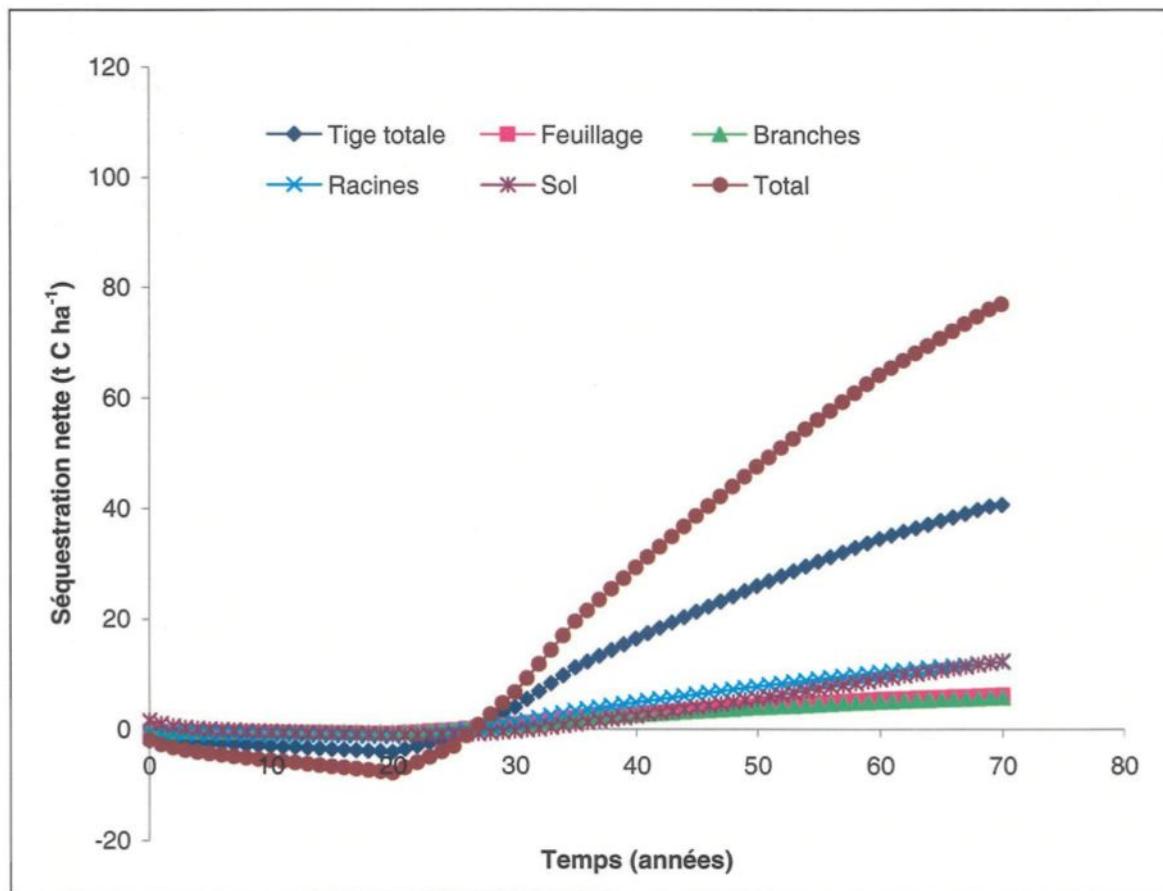


Figure 6 : Bilan C du projet de boisement par rapport au scénario de référence.

3.1.1 Incertitudes

Les rendements ligneux

En fonction des rendements faibles et élevés simulés, le bilan net de la séquestration de C du projet de boisement est de 62% inférieur à 70% supérieur après 70 ans par rapport au rendement moyen utilisé dans la présente étude (Figure 7). Le bilan devient positif entre 22 et 34 ans, et la moyenne de séquestration annuelle sur la durée du projet peut passer de $0.42 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à $1.87 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

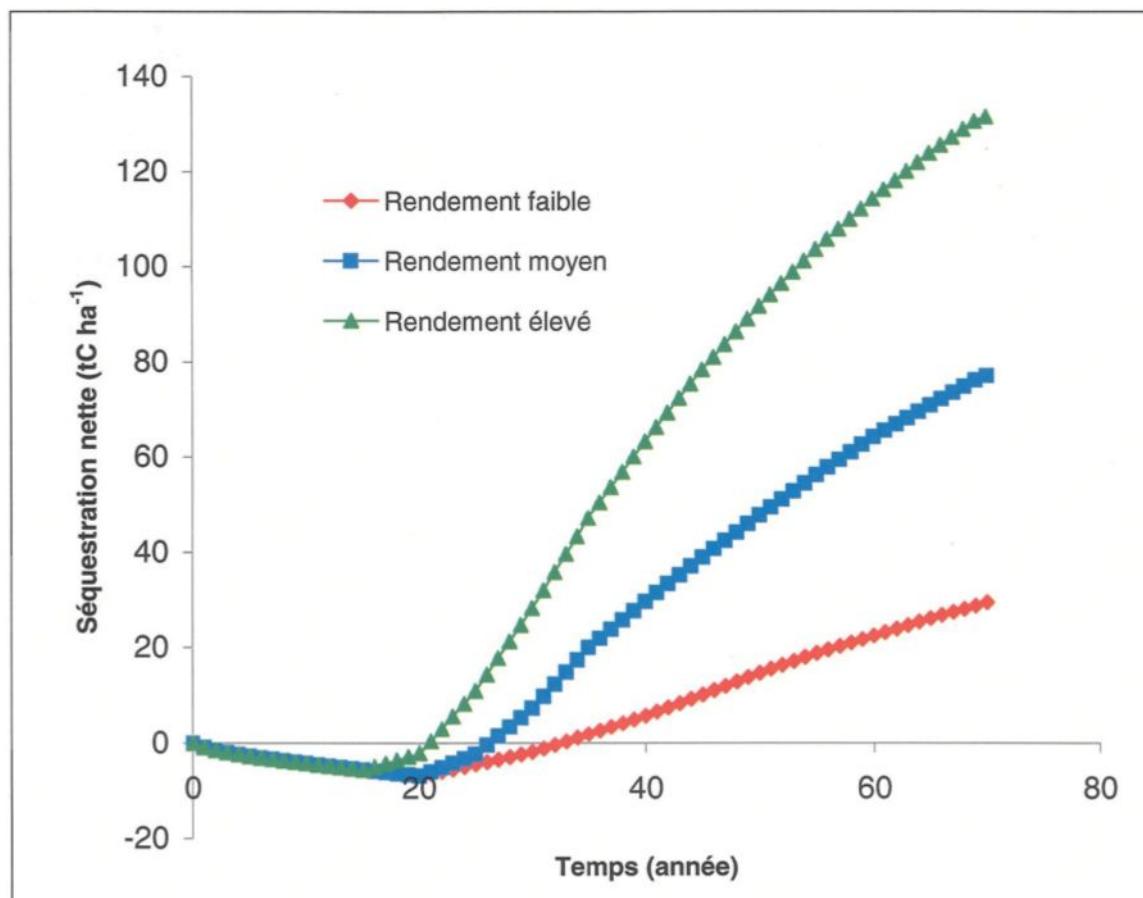


Figure 7 : Bilan C du projet de boisement en fonction du rendement attribué à la plantation de 2000 plants d'épinettes noires ha^{-1} . Le rendement moyen correspond à un IQS 6 en plantation (Prégent *et al.* 1996). Le rendement faible correspond à un IQS 12 en peuplement naturel (Pothier et Savard 1998). Le rendement élevé correspond à un IQS 8 en plantation (Prégent *et al.* 1996).

La réversibilité

Les données extrapolées de Bergeron *et al.* (2004) ont permis d'estimer qu'environ 8% du territoire serait brûlé pendant les 70 années du projet selon les taux actuels pour le centre du Québec, comparativement à 55% en utilisant la moyenne passée et à 0% pour le futur. Le bilan net du projet de boisement pour un rendement moyen serait alors de 259, 127 ou 282 t CO₂ eq ha⁻¹, en supposant que les deux scénarios font face à la même probabilité de subir un feu et que les superficies brûlées contiennent autant de biomasse en plantation qu'en milieu DS suite à un incendie.

3.2 *Bilan carbone des opérations forestières*

I. La production des semences

La majeure partie des émissions attribuables à la production des semences provient de la récolte des cônes (75%) (Tableau 6). L'inclusion d'un facteur de précombustion (PC, voir annexe 8 pour plus de détails) relatif à l'énergie dépensée pour l'extraction, la transformation, le raffinage et le transport des carburants utilisés dans ces opérations augmente le total des émissions de 29% (Tableau 6). La production des semences est le processus qui cause le moins d'émissions de GES dans l'ACV du boisement d'un hectare de DS (Tableau 10).

Tableau 6 : Bilan des émissions de CO₂ eq liées à la production des semences pour le boisement d'un ha dénudé sec (DS), en fonction du type d'intrant de chaque opération. Les émissions liées à la précombustion des carburants fossiles ont d'abord été séparées pour mieux déterminer leur incidence sur le total des émissions.

PROCESSUS	Intrants	Émissions	Précombustion	Total
	Type	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	kg CO ₂ eq ha ⁻¹
Production des semences				
Récolte des cônes Epn	Essence	17	6	23
Transport des cônes	Diesel	2	1	3
Chauffage des bâtiments	Huile			
Traitement des cônes	chauffage	4	1	4
Entreposage des graines				
Extraction des graines - Séchage	Électricité	1	inclus	1
Autres opérations de gestion	Électricité			
TOTAL		24	7	31

II. La production des plants

Trente-six pour cent des émissions de la production des plants proviennent des opérations d'extraction et d'usinage de la perlite et de la vermiculite ainsi que de la production des rigipots (Tableau 7). Cinquante-cinq pour cent des émissions sont dues aux opérations de maintenance et de chauffage de la pépinière (Tableau 7). Les multiples transports nécessaires à l'acheminement des matériaux n'occasionnent que 6% des émissions. Le facteur de PC entraîne une hausse de 21% des émissions (Tableau 7).

Tableau 7 : Bilan des émissions de CO₂ eq liées à la production des plants pour le boisement d'un ha DS, en fonction du type d'intrant de chaque opération. Les émissions liées à la précombustion des carburants fossiles ont d'abord été séparées pour mieux déterminer leur incidence sur le total des émissions.

PROCESSUS	Intrants	Émissions kg CO ₂ eq ha ⁻¹	Précombustion kg CO ₂ eq ha ⁻¹	Total kg CO ₂ eq ha ⁻¹
Production des plants				
<i>Transport des semences</i>				
<i>Ensemencement – rigipots</i>	Diesel	2×10^{-1}	1×10^{-1}	2×10^{-1}
Production des rigipots	HDPE	10	inclus	10
Transport des rigipots	Diesel	8×10^{-1}	2×10^{-1}	1
Disposition des rigipots				
<i>Utilisation de la tourbe</i>				
Extraction de la tourbe	Tourbe	2×10^{-1}	1×10^{-1}	3×10^{-1}
Transport de la tourbe	Diesel	1	4×10^{-1}	1
<i>Utilisation d'herbicides</i>				
Production des herbicides	Pesticides	8×10^{-1}		8×10^{-1}
Transport des herbicides	Diesel	0	0	0
<i>Utilisation de fertilisants</i>				
Production de fertilisants	N	1	inclus	1
	P	0	inclus	0
	K	0	inclus	0
	Ca	0	inclus	0
Transport de fertilisants	Diesel	1×10^{-1}	0	2×10^{-1}
<i>Utilisation de perlite et vermiculite</i>				
Extraction perlite	Perlite	0	0	0
Transformation perlite		9	1	10
Extraction vermiculite	Vermiculite	0	0	0
Transformation vermiculite		2	3×10^{-1}	3
Transport	Diesel	1	2×10^{-1}	1
<i>Chauffage des bâtiments et consommation d'énergie des autres machines</i>				
	Diesel	17	5	22
	Essence	9	3	12
	Huile			
	Chauffage	6×10^{-1}	1×10^{-1}	7×10^{-1}
	Électricité	6×10^{-1}	inclus	6×10^{-1}
	Propane	2×10^{-1}	1×10^{-1}	3×10^{-1}
TOTAL		53	11	63

III. Les opérations de récolte des arbres

Les opérations de transport du bois rond du site de coupe vers l'usine, pour une distance moyenne de 225 km, comptent pour 48% des émissions totales liées aux opérations de récolte, soit un peu plus que les opérations d'abattage, de débardage et d'ébranchage réunies (38%) (Tableau 8). Ces opérations occupent le troisième et le quatrième rang des activités les plus émettrices au niveau du bilan des émissions totales du projet de boisement (Tableau 11). Les émissions liées à la PC augmentent le total de 31% (Tableau 8).

IV. Les opérations de préparation de terrain

Les opérations de scarifiage équivalent à 92% du total des émissions de ce processus, suivies par le transport des opérateurs (7%) et par le transport de la machinerie (1%) (Tableau 8). Les autres opérations de ce processus ont une influence mineure sur le bilan GES du projet de boisement. Les émissions liées à la PC augmentent le total de 32% (Tableau 8).

V. Les opérations de reboisement

Le transport des plants de la pépinière vers le camp où logent les reboiseurs ont causé 43% des émissions liées à ce processus (Tableau 8). Le transport du personnel de supervision et des reboiseurs du camp vers le site de boisement compte pour 42% du total des émissions, alors que le reste des émissions de GES (15%) est causé par le transport des plants du bord de la route sur le site de boisement. Les émissions liées à la PC augmentent le total de 32 % (Tableau 8).

Tableau 8 : Bilan des émissions de CO₂ eq liées aux opérations de récolte, à la préparation de terrain et aux opérations de reboisement nécessaires pour le boisement d'un ha DS, en fonction du type d'intrant de chaque opération. Les émissions liées à la précombustion des carburants fossiles ont d'abord été séparées pour mieux déterminer leur incidence sur le total des émissions.

PROCESSUS	Intrants Type	Émissions kg CO ₂ eq ha ⁻¹	Précombustion	Total kg CO ₂ eq ha ⁻¹
			kg CO ₂ eq ha ⁻¹	
Opérations de récolte				
Abattage, débardage et l'ébranchage	Diesel	72	22	94
	Huile	0	4 x 10 ⁻¹	4 x 10 ⁻¹
Chargement des tiges	Diesel	4	1	5
Transport du bois rond	Diesel	89	27	117
Transport de la machinerie	Diesel	23	7	30
Total		188	58	246
Préparation de terrain				
Transport de la machinerie	Diesel	4 x 10 ⁻¹	1 x 10 ⁻¹	5 x 10 ⁻¹
Scarifiage	Diesel	71	22	92
	Huile	0	2 x 10 ⁻¹	2 x 10 ⁻¹
Transport des opérateurs	Diesel	5	2	7
Total		76	24	100
Opérations de reboisement				
Transport des plants pépinière - camp forestier	Diesel	18	5	23
Transport des reboiseurs et du personnel	Diesel	15	5	20
	Essence	2	6 x 10 ⁻¹	3
Transport des plants sur le site	Diesel	3	1	4
	Essence	3	1	4
Total		41	13	54

VI. Accès au territoire et suivi de la plantation

La construction des chemins compte à elle seule pour 33% du total des émissions liées à l'accès au territoire (Tableau 9). L'entretien des chemins est la deuxième opération en importance dans le bilan total, avec 13% des émissions. L'inclusion du facteur de PC augmente les émissions de 31% (Tableau 9).

VII. Maintenance et hébergement

L'hébergement du personnel responsable des opérations de récolte et d'accès au territoire compte pour 95% des émissions liées à l'hébergement des travailleurs en forêt (Tableau 9). L'hébergement des reboiseurs et des scarificateurs influence peu le bilan (5%). L'inclusion du facteur de PC augmente les émissions dues à l'hébergement de 18% (Tableau 9).

VIII. Suivis de la plantation

Les 12 suivis calculés pour cette opération totalisent 3% des émissions totales attribuées aux opérations de boisement des DS, soit 0.2% par opération de suivi (Tableau 9). L'inclusion du PC augmente de 34% les émissions de GES liées à cette activité (Tableau 9).

Tableau 9 : Bilan des émissions de CO₂ eq liées aux opérations liées à l'accès du territoire, à l'hébergement des travailleurs forestiers et aux suivis de la plantation pour le boisement d'un ha DS, en fonction du type d'intrant de chaque opération. Les émissions liées à la précombustion des carburants fossiles ont d'abord été séparées pour mieux déterminer leur incidence sur le total des émissions.

PROCESSUS	Intrants	Émissions	Précombustion	Total
		kg CO ₂ eq ha ⁻¹	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	
Accès au territoire				
Construction des chemins	Diesel	315	97	411
	Huile	NA		
Entretien des chemins	Diesel	122	37	159
	Huile	NA		
Total		437	134	571
Hébergement				
Reboiseurs	Diesel	3	1	4
	Propane	0	0	0
	Essence	0	0	0
Scarificateur	Diesel	1×10^{-1}	0	2×10^{-1}
	Propane	2×10^{-1}	1×10^{-1}	3×10^{-1}
	Essence	2	1	3
	Huile			
Autres opérateurs	Chauffage	91	11	102
	Propane	6	1	7
	Essence	23	8	31
Total		125	23	148
Suivi de la plantation				
Transport des vérificateurs	Essence	28	10	37

IX. Total

Le grand total des émissions de GES occasionnées par le projet de boisement d'un hectare de DS est de 1.25 t CO₂ eq, soit 0.34 t C ha⁻¹. L'inclusion du facteur de PC à causée une augmentation de 29% du bilan total du projet de boisement (Tableau 10).

Tableau 10 : Bilan total des émissions de CO₂ eq liées aux grands processus nécessaires au boisement d'un ha DS. Les émissions liées à la précombustion des combustibles fossiles ont d'abord été séparées pour mieux déterminer leur incidence sur le total des émissions. L'augmentation totale causée par le facteur d'émission de précombustion (PC) des carburants fossiles est indiquée au bas du tableau. Le graphique ci bas indique la part relative de chacun des processus au bilan final.

PROCESSUS	Émissions kg CO ₂ eq ha ⁻¹	% émissions	Émissions avec PC kg CO ₂ eq ha ⁻¹	% émissions
Production des semences	24	2	31	2
Production des plants	53	5	63	5
Opérations de récolte	188	20	246	20
Préparation de terrain	76	8	100	8
Opérations de reboisement	41	4	54	4
Accès au territoire	437	45	571	46
Hébergement	125	13	148	12
Suivi de la plantation	28	3	37	3
TOTAL	971	100	1249	100

3.2.1 Incertitudes

Les activités qui influencent le plus le bilan des émissions ont fait l'objet d'une analyse de sensibilité, soit la construction des chemins, le transport du bois rond et les opérations d'abattage, de débardage et d'ébranchage (Tableau 11). Les hypothèses sous-jacentes à ces analyses sont expliquées en détail dans la section matériel et méthodes. Pour l'entretien des chemins et le scarifiage, les données récoltées sont de sources primaires et aucune hypothèse n'est venue influencer la moyenne utilisée. Aucune analyse de sensibilité n'a alors été effectuée pour ces opérations.

Tableau 11 : Activités qui influencent le plus le bilan final des émissions de GES (CO₂ eq), à une hauteur d'au moins 5%.

Activités	Émissions kg CO ₂ eq ha ⁻¹	% émissions totales
Construction des chemins	411	33
Entretien des chemins	159	13
Transport du bois rond	117	9
Abattage, débardage et l'ébranchage	94	8
Scarifiage	92	7
Total	874	70

L'imputation au projet de boisement d'un DS des émissions liées à la construction des chemins peut faire diminuer le bilan GES total de 33% ou l'augmenter de 14%, selon l'hypothèse retenue (Figure 8). Les opérations de récolte, débardage et ébranchage peuvent diminuer le bilan de 8% ou l'augmenter de 21% (Figure 8). Pour le transport du bois rond, la variation est de plus ou moins 9% en fonction de l'hypothèse retenue (Figure 8). Si toutes les hypothèses minimales étaient appliquées, le bilan GES total attribuable au boisement serait diminué de 50%. En ne retenant que les hypothèses maximales, le bilan GES total pourrait être augmenté de 44%.

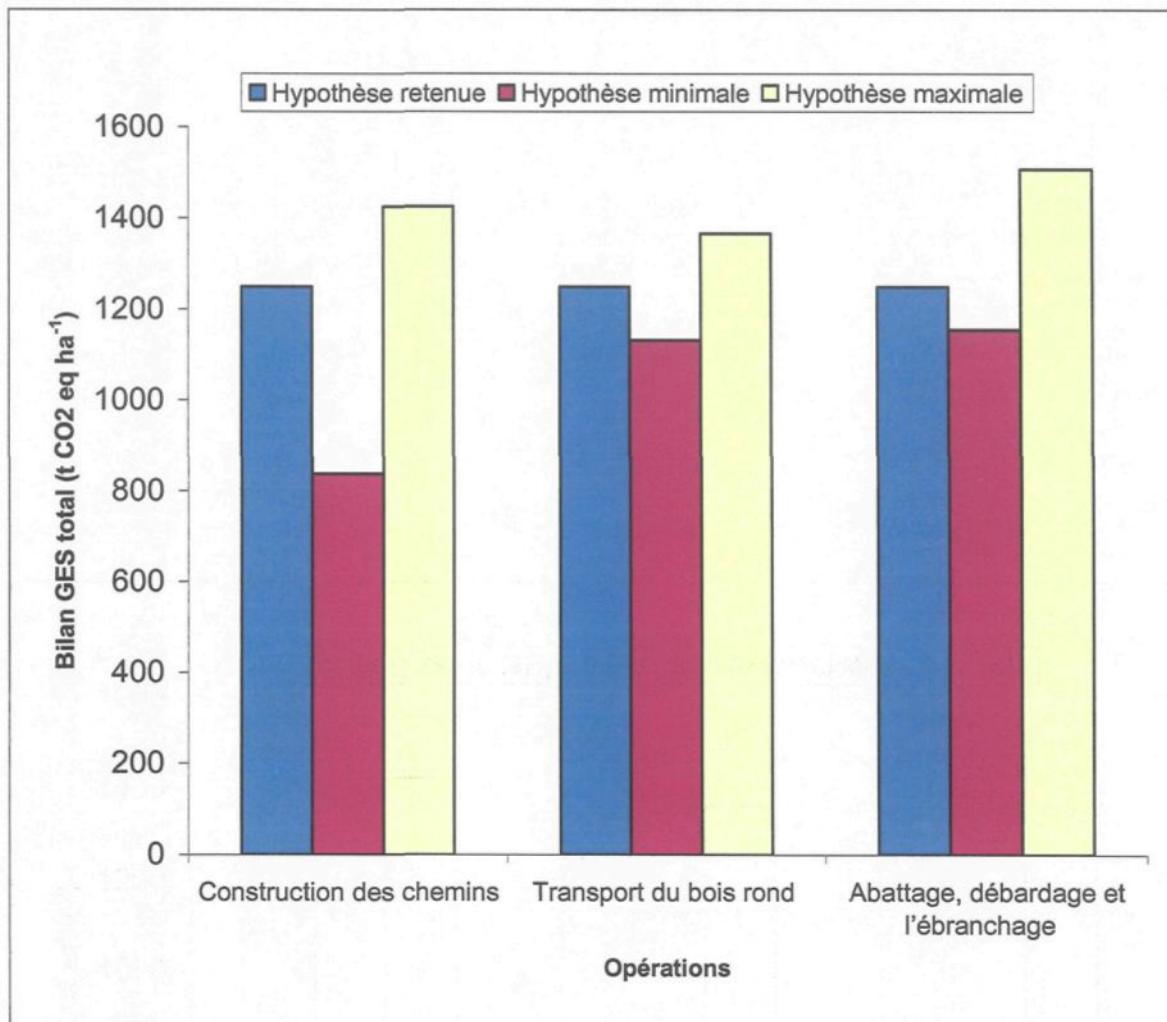


Figure 8 : Impacts des hypothèses retenues pour les opérations les plus influentes sur le Bilan GES total. Pour le détail des hypothèses, voir la section caractérisation des incertitudes dans le calcul des GES émis par les opérations de boisement.

Les activités dont les émissions ont été estimées à partir des sources les plus incertaines sont représentées dans le tableau 12. En fonction des extrêmes, le bilan GES total diminue de 0.9% ou augmente de 1,8%.

Tableau 12 : Opérations dont les émissions ont été estimées à partir des sources les moins représentatives au niveau géographique, technologique et temporel.

PROCESSUS	Émissions kg CO ₂ eq ha ⁻¹	% émissions totales
Production des rigipots	10	0.8
Production des herbicides	8 x 10 ⁻¹	0.1
Extraction perlite	0	0.0
Transformation perlite	10	0.8
Extraction vermiculite	0	0.0
Transformation vermiculite	3	0.2
Total	24	1.8

Les facteurs de PC utilisés dans la présente étude ont une importance marquée, étant directement responsables de 29% des émissions attribuables à l'ACV du projet de boisement (Tableau 10). Ces facteurs proviennent de la même étude (GHGenius 2006) qui est la plus représentative au niveau géographique et temporel.

3.3 **Bilan carbone total**

L'inclusion des émissions liées aux opérations occasionnées par le projet de boisement d'un hectare DS en forêt boréale commerciale québécoise n'influence que de 0.4% le bilan de la séquestration. En effet, le bilan carbone total est le même que le bilan de la séquestration nette lorsqu'on l'arrondit à l'unité près, soit environ 77 tonnes de C ha⁻¹ après 70 ans. De même, ce bilan ne devient positif qu'après 27 ans.

En tenant compte des différentes incertitudes soulevées cependant, le bilan C du projet de boisement pourrait être modifié de manière considérable. En effet, il pourrait augmenter jusqu'à 131 t C ha^{-1} après 70 ans, dans un scénario sans feux où le rendement maximum des plantations est atteint (Figure 9). À l'opposé, il pourrait diminuer à seulement 13 t C ha^{-1} après 70 ans, suivant un scénario où le % du territoire affecté par le feux est élevé (lorsque le taux maximum pour le centre du Québec déterminé par Bergeron *et al.* (2004) est appliqué) et où le rendement minimal des plantations est atteint (Figure 9). Dans ce scénario pessimiste, la part des émissions liées aux opérations de boisement pourrait représenter entre 1.2 et 3.5% du bilan total, en fonction des hypothèses retenues. Cependant, lorsqu'arrondi à l'unité près, le bilan C du boisement demeure identique, même dans le scénario le plus pessimiste, ce qui démontre la faible importance relative de ces émissions. Le bilan C moyen annuel du projet de boisement pourrait alors varier entre 0.2 et $1.87 \text{ t C ha}^{-1}\text{an}^{-1}$, avec une valeur moyenne de $1 \text{ t C ha}^{-1}\text{an}^{-1}$.

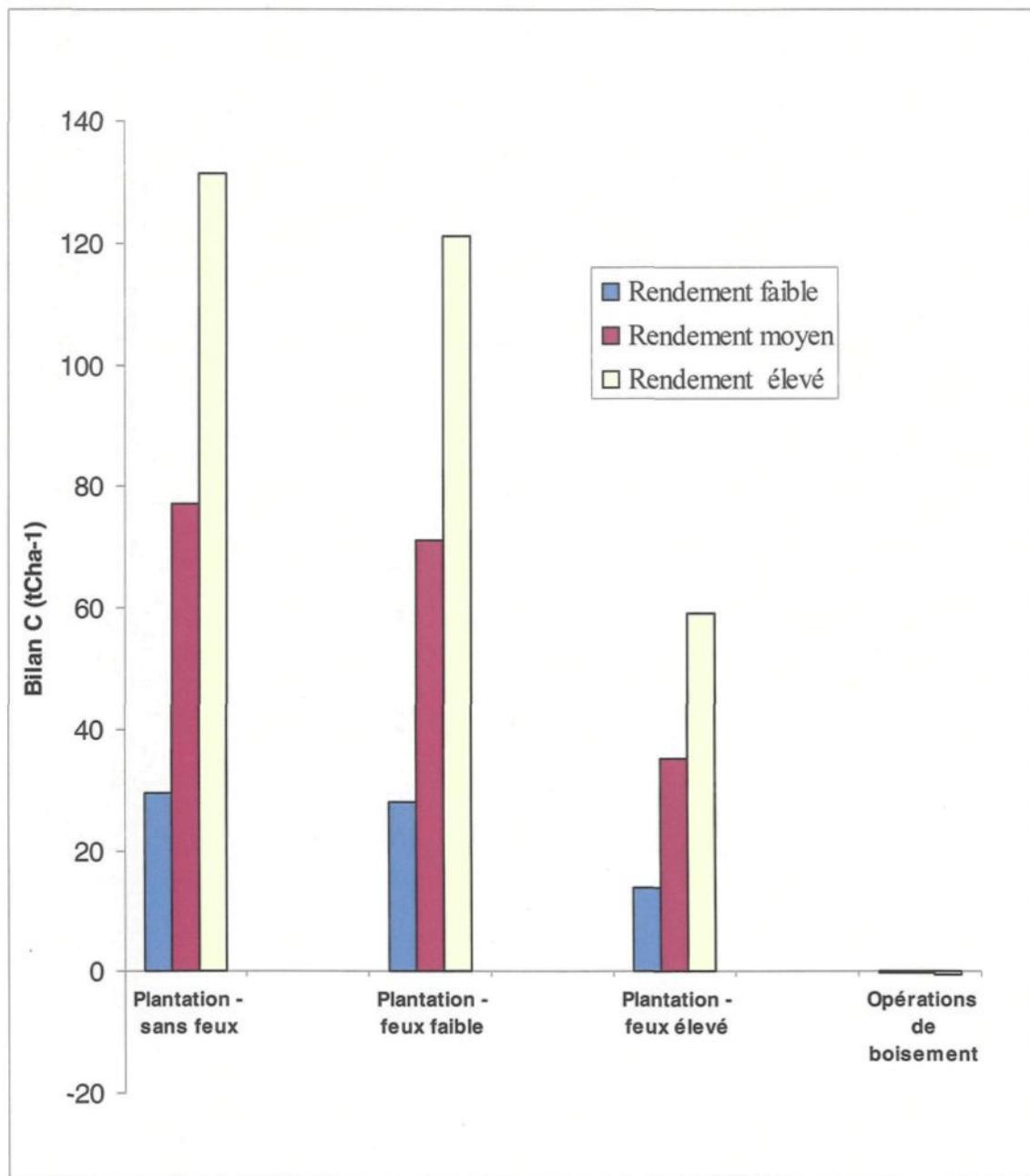


Figure 9 : Séquestration (pour les plantations, valeurs positives) et émissions (pour les opérations, valeurs négatives) de C après 70 ans pour les différents scénarios soulevés dans les incertitudes.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4. Discussion

4.1 Justification de l'exclusion des autres stocks de carbone et sources de GES devant être mesurés

Selon le guide des bonnes pratiques développé par le GIEC (IPCC 2003) et les recommandations de Brown (2002), il faut spécifier et justifier l'exclusion des stocks de carbone dont on ne tient pas compte dans le calcul du bilan carbone. Dans la présente simulation, la biomasse des arbres non marchands, la végétation en sous-étage et les émissions de GES autres que le CO₂, CH₄ et N₂O n'ont pas été comptabilisées.

Biomasse aérienne : arbres non marchands

Les arbres d'un DHP inférieur à 9.1 cm n'ont pas été comptabilisés dans la simulation, puisque aucune information n'est disponible à leur sujet dans les tables de production de Pothier et Savard (1998). Il serait possible de les inclure pour les plantations de moins de 35 ans à l'aide des données recueillies par Prégent *et al.* (1996), mais comme elles ne peuvent être comparées par leur contrepartie des peuplements dénudés, ces données n'ont pas été intégrées dans la simulation. La prémissse de départ était que la biomasse des arbres non marchands des peuplements dénudés est équivalente à celle des plantations d'épinette noire, donc que le bilan carbone pour ce stock est nul. Comme les peuplements simulés sont équiens, cette omission a relativement peu d'impact sur la valeur absolue de la biomasse des deux scénarios en fin de rotation, mais davantage en début de rotation alors que la biomasse commerciale des arbres est faible ou nulle.

Biomasse aérienne : végétation en sous-étage

La végétation en sous-étage des pessières ouvertes est principalement composée de lichens, alors que celle des pessières fermées est principalement composée de mousses. On peut retrouver aussi une quantité importante d'éricacées dans les deux types de milieux, principalement dans les milieux ouverts selon Hébert *et al.* (2006), à tel point que l'on trouve aussi des pessières ouvertes à éricacées en milieu naturel. En comparant dans la littérature la productivité des deux principaux types de végétation, on y trouve que les mousses sont entre 2 et 60 fois plus productives que les lichens. Cependant, comme ces données ne tiennent pas compte de la respiration (décomposition des mousses), il est impossible pour l'instant de les intégrer dans le calcul de la présente étude. De plus, les lichens n'ont fait l'objet que de très peu d'études jusqu'à maintenant. Longton (1992) a néanmoins trouvé que les lichens sur leurs sites d'étude avaient une productivité nette de 0 à $0.05 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Pour les mousses, plusieurs études sont arrivées à des résultats de productivité brute entre 0.12 t C ha^{-1} jusqu'à 0.60 t C ha^{-1} calculés dans des peuplements d'épinettes noires âgées de 80 à 120 ans (Busby *et al.* 1978; Oechel et Van Cleve 1986; Frolking 1997; Gower *et al.* 1997; Trumbore et Harden 1997; Bisbee *et al.* 2001). En ce qui concerne les éricacées, Chastain *et al.* (2006) ont simulé l'importance que pouvaient prendre les éricacées dans les forêts appalachiennes centrales. Leurs résultats démontrent que la biomasse atteinte par ces arbustes variait entre 1.6 et 4.8 t ha^{-1} , ce qui en faisait un compartiment de faible importance dans le bilan carbone du peuplement. Des données recueillies par Bloom et Mallik (2004) dans des forêts d'épinettes noires de l'est canadien démontraient qu'en absence d'une couverture arborescente, l'abondance et la vigueur des éricacées tendait à diminuer. Auclair (1985) a

par contre soulevé l'importance que pouvait prendre la biomasse des éricacées, en tenant compte des racines, et du lichen dans les peuplements ouverts nordiques, qui ensemble représentaient 18% du bilan C d'un peuplement ouvert de 110 ans, soit 8 t C ha^{-1} . Enfin, il est important de mentionner que Brown (2002), repris par le GIEC (IPCC 2003), suggère de ne pas tenir compte de ce stock de carbone dans les projets de plantations, étant donné sa faible importance relative et la difficulté engendrée par le calcul du bilan carbone de ce compartiment. Il semble cependant possible d'avancer que la végétation en sous-étage séquestrerait autant ou un peu plus de carbone dans une pessière fermée que dans les milieux ouverts selon les données retrouvées dans la littérature, à condition que la quantité d'éricacées soit équivalente dans les deux types de peuplement.

Autres émissions de GES

Les émissions de GES autres que le CO_2 sont généralement le CH_4 et le NO_2 . Ces émissions sont normalement attribuées au brûlage de la biomasse, au changement de culture, à l'application de fertilisants, à la culture d'arbres qui fixent de l'azote, à l'inondation d'un territoire ou au drainage (IPCC 2003). Selon les bonnes pratiques recommandées par le GIEC (IPCC 2003), si les émissions de GES autres que le CO_2 devraient représenter moins de 10% des émissions liées au projet, des facteurs génériques pourraient être utilisés pour ces opérations. Comme mentionné précédemment, le projet de remise en production n'inclut pas de fertilisation ni de drainage et ne devrait donc pas changer le bilan des émissions de GES du projet. Keppler *et al.* (2006) ont toutefois récemment démontré que les plantes émettaient du CH_4 en condition d'aérobiose. Bien que beaucoup de recherche soit encore nécessaire pour bien quantifier l'ampleur de ces

émissions, Kirschbaum *et al.* (2006) ont relativisé cette découverte en précisant que pour la région boréale, ce serait 0.3 kg de $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ qui serait relâché, pour un total de 0.7 t $\text{CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ en 100 ans. Comme l'importance de ces émissions s'avérait une fraction (moins de 1%) des bilans disponibles dans la littérature (Lemprière *et al.* 2001; Tremblay *et al.* 2005b; Brown *et al.* 1996) et qu'il est présentement impossible d'estimer plus précisément ce facteur, cette émission a été laissée de côté dans la présente étude. À titre d'exercice, une correction à notre calcul correspondant au facteur déterminé par Kirschbaum *et al.* (2006) équivaudrait à une diminution sur le bilan après 70 ans de moins d'une t C ha^{-1} .

4.2 Séquestration du C lors du boisement des DS

Le taux de séquestration nette moyen d'environ 1 t C ha^{-1} simulé dans cette étude se situe dans l'ordre de grandeur inférieur avancé pour les projets de boisement/reboisement en forêt boréale de 0.8 à 2.4 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ par Brown *et al.* (1996). Selon les mêmes auteurs, cet ordre de grandeur varierait de 0.7 à 7.5 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les forêts tempérées et de 3.2 à 10 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les tropiques. Au Québec plus précisément, des chiffres d'environ 1.5 t C $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ont été trouvés pour des plantations d'épinettes blanches âgées de 50 ans dans le sud de la province sur des friches agricoles par Tremblay *et al.* (2005b), par rapport au statu quo, sans tenir compte de la biomasse racinaire. Cette valeur correspond environ à celle retrouvée dans le scénario de boisement où le rendement maximum des plantations est attribué. Lemprière *et al.* (2002) ont utilisé le logiciel CO2 FIX pour estimer la quantité de carbone stockée dans une plantation de 3300 ha

d'épinettes blanches en Saskatchewan. Ces terres étaient préalablement peuplées de jeunes peuplements clairsemés de peupliers considérés comme improductifs selon les normes provinciales. En 50 ans, un taux moyen de séquestration de $0.32 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ a été estimé, sans tenir compte du sol et de la litière, tout en enlevant un pourcentage pour les pertes potentielles liées aux insectes et aux incendies d'environ 30%. En plus de ces facteurs, l'horizon de calcul plus court que le nôtre, jumelé à la faible productivité des plantations en bas âge, pourraient expliquer la similitude avec notre scénario de boisement où un faible rendement est accordé à la plantation et où un % équivalent lié aux perturbations naturelles est soustrait. Vesterdal *et al.* (2002) ont obtenu une accumulation de 100 t C ha^{-1} en 28-29 ans, pour un rythme d'accumulation de près de $3.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour des plantations d'épinettes de Norvège (*Picea Abies* L.) Cependant, le rendement en volume de ces plantations en Finlande est nettement supérieur à celui des Epn au Québec boréal, pouvant atteindre environ 200 m^3 en 30 ans.

Dans une étude comparant la quantité de biomasse entre les milieux ouverts et les pessières noires fermées dans le nord québécois (Moore et Verspoor 1973), les résultats allaient de 10 à 29 t de biomasse par ha (5 à 14.5 t C) pour les pessières ouvertes et de 78 à 163 t ha^{-1} (38 à 81.5 t C) pour les pessières à mousses. Nos résultats se situent dans la moyenne des ces écarts. Auclair (1985) avait trouvé un maximum de biomasse vivante dans une pessière ouverte en milieu sub-arctique de 110 ans de 84.5 t ha^{-1} (42.25 t C), comparé à 8.9 t ha^{-1} (4.45 t C) immédiatement après feux. Ces valeurs sont plus élevées que celles que nous avons calculées dans notre étude, ce qui peut refléter l'importance

que pourraient prendre les stocks de C ignorés dans cette étude sur certains sites, soient la biomasse arbustive et herbacée.

Une autre méthode, basée sur des données nationales de l'est des Etats-Unis, utilisant un facteur d'expansion de la biomasse à partir du volume marchand a été proposée par Brown et Schroeder (1999) pour tenir compte des jeunes tiges qui ne sont pas marchandes. À partir de la compilation des inventaires effectués, ces auteurs sont arrivés à prédire directement la biomasse aérienne du peuplement à l'aide d'une équation de régression utilisant le volume marchand comme variable indépendante. En utilisant ces équations pour les espèces résineuses (sauf les espèces de pin), un peuplement de $175 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ contiendrait 87 t C pour l'ensemble de sa biomasse aérienne. Pour les territoires dénudés de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 30 t C seraient présentes, pour une différence de séquestration nette de la biomasse aérienne entre les deux scénarios de 57 t C ha^{-1} . Il faut noter que la biomasse par unité de volume marchand présente dans les peuplements à faible densité est près de 2 fois supérieure à celle des peuplements denses, selon cette étude. Cependant, le bilan C net entre les deux peuplements est du même ordre de grandeur que les résultats obtenus dans notre recherche, ce qui laisse présager que l'intégration de la biomasse non marchande dans nos calculs n'entraînerait pas de changements importants.

Le potentiel de séquestration de la forêt boréale naturelle a déjà été étudié en Saskatchewan par le projet « *Boreal Ecosystem-Atmosphere Study* » (BOREAS). Les mesures de la productivité nette de l'écosystème (PNE, soit la différence entre la productivité primaire nette et la respiration de l'écosystème) sur les sites de BOREAS ont

varié de 1.3 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour une forêt mature de peupliers (Black *et al.* 1996; Grant *et al.* 1999) à 0.5 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans une forêt mature de 115 ans d'épinettes noires (Goulden *et al.* 1997). Dans une simulation de Frolking *et al.* (1996) pour les années 1968-89 sur le même site, la PNE variait de -0.37 à 1.42 t C ha⁻¹ an⁻¹ (moyenne de 0.82 t C ha⁻¹ an⁻¹). Les années avec la PNE la plus grande était celle avec des printemps hâtifs et des étés humides (surtout en mai et juin). Pour l'épinette, les facteurs déterminants reliés à l'importance de ce phénomène étaient le dégel du sol et la disponibilité de l'eau. Griffis *et al.* (2003) ont trouvé que la PNE pour ce même peuplement en 2000 était de 0.35 t C ha⁻¹ an⁻¹ (0.18-0.53). Bonan (1993) a pour sa part évalué la séquestration nette moyenne de 9 peuplements d'épinette noire en Alaska âgés entre 60 et 140 ans à 0.88 t C ha⁻¹ an⁻¹, comparativement à la PNE du projet de boisement de 0.60 t C ha⁻¹ an⁻¹ lorsque le rendement attribué à la plantation est faible et de 1.25 t C ha⁻¹ an⁻¹ lorsqu'un rendement moyen est escompté. Il apparaîtrait raisonnable que la PNE des plantations soit supérieure à celle des peuplements naturels étudiés par les auteurs précédents, d'autant plus que ces peuplements étaient relativement âgés et que le rendement des plantations est normalement supérieur à celui des forêts naturelles.

Par ailleurs, en Europe, Albert *et al.* (2004) ont trouvé des PNE variant de -1.5 à 7.2 t C ha⁻¹ an⁻¹, avec une moyenne de 3.2 t C ha⁻¹ an⁻¹. La seule variable négative était attribuable à une superficie forestière ayant fait l'objet d'un drainage intensif. Valentini *et al.* (2000) ont mesuré une PNE en Finlande dans le réseau Euroflux entre 1996-1998 de 2.45 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour un peuplement boréal de 30 ans et de 1.9 t C ha⁻¹ an⁻¹ en Suède à 37 ans. La PNE à ces endroits est supérieure ou équivalente à celle du projet de

boisement lorsque le rendement de la plantation est élevé, vraisemblablement à cause des différences inhérentes aux espèces en cause et aux conditions climatiques. Ces facteurs favorisent généralement la croissance des forêts européennes par rapport à la forêt boréale québécoise.

Il apparaît donc que le taux de séquestration moyen obtenu dans la présente étude se trouve dans un ordre de grandeur conservateur face aux études européennes, mais relativement élevé par rapport aux études canadiennes en milieu naturel. Celles-ci se rapprochent davantage du taux de séquestration retrouvé dans le scénario à faible rendement, lui même calculé à partir des tables de rendement des forêts naturelles au Québec. Les comparaisons sont toutefois plus difficiles à effectuer pour les compartiments sol et litière. En effet, l'évaluation du budget de C dans la forêt boréale est limitée par le manque d'estimation pour le carbone stocké dans le sol, les bryophytes et la végétation sous le couvert ligneux (Gower *et al.* 2001).

L'évolution du stock de C dans le sol après la mise en terre est très variable. Entre autres, elle varie selon la profondeur échantillonnée et l'horizon de temps étudié. Polglase *et al.* (2000) ont estimé que le taux de variation du C dans le sol minéral était de $\pm 2.5\% \text{ an}^{-1}$, pour la majorité des 117 études provenant d'un peu partout à travers le monde. La quantité de C décroît généralement durant les 10 premières années après le reboisement, surtout durant les cinq premières années. Par la suite, il y aurait un rétablissement de l'accumulation du carbone, lentement d'abord puis de manière accélérée avec la croissance du peuplement. La durée du déclin du C dans le sol peut

varier de 3 à 35 ans dans le sol après le reboisement de terre en friche et serait attribuable au fait que les pertes en C par la respiration du sol sont plus grandes que l'apport de la litière (Richter et al 1999). Les résultats de la simulation de la présente étude, avec une perte les 23 premières années suivie d'un retour à des valeurs positives à la 43^e année, se trouvent donc dans les valeurs faibles des amplitudes trouvées dans la littérature. La faible production de litière s'explique par la faible biomasse végétale des jeunes plants et un faible couvert arborescent. La décomposition des racines en dessous du sol pourrait aussi s'avérer d'une grande importance dans l'accumulation du carbone dans le sol (Tremblay *et al.* 2005a).

L'atteinte de l'équilibre entre l'apport de la litière et les pertes par décomposition se produit donc à un âge variable selon les régions. Dans le cas des forêts naturelles de la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec, cette perte nette en C de la couverture morte se poursuit au moins 22 ans après la coupe (St-Laurent *et al.* 2000). Dans le suivi de plantations effectué sur une longue période, des taux d'accumulation ont été mesurés dans le sol. Dans des sols agricoles de l'Ontario et de l'Ohio, reboisés dans les années 1950 et 1970, il variait de -0.07 à $0.58 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour des sites feuillus et de -0.85 à $0.56 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour des sites reboisés avec des conifères (Paul *et al.* 2003). Ces variations peuvent être dues au fait que le stock de C accumulé dans le sol après la mise en terre a été calculé en soustrayant le stock de C d'un sol d'un champ cultivé voisin, alors que le contenu en C des sols agricoles est très variable pour une région donnée (Tremblay *et al.* 2005b). En forêt naturelle, Frolking *et al.* (1996), ont estimé que l'apport au sol de C de la litière était supérieur à la respiration hétérotrophe, faisant du

sol un petit puits de C au rythme moyen de $0.088 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Pour notre projet de boisement, sur un horizon de 70 ans, le rythme d'accumulation moyen calculé par le modèle est de $0.16 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, ce qui se situe encore une fois dans un ordre de grandeur comparable aux résultats trouvés dans la littérature.

Les peuplements denses en forêt boréale contiennent une grande quantité de carbone dans leur litière. Dans la Réserve faunique des Laurentides au Québec, on a trouvé que le stock de C dans le sol minéral des forêts dépendait du dépôt de surface, de la classe de drainage du sol et du climat, selon un ordre d'importance décroissant (Lévesque *et al.* 1999). Le type de couvert forestier n'influençait pas le stock de carbone dans le sol minéral, mais influençait le stock de carbone dans la couverture morte, lequel variait de 35 t C ha^{-1} pour les peupleraies à 80 t C ha^{-1} pour les pessières sur sol minéral. Les territoires dénudés, qui possèdent peu de tiges, produisent donc proportionnellement moins de détritus qui s'accumulent dans la litière. De plus, la réduction du couvert forestier augmenterait la proportion de radiation solaire atteignant le sol (Slaughter 1983), ce qui peut augmenter la température du sol et lorsque que l'humidité n'est pas limitante, augmenter la décomposition (O'Neill *et al.* 2002). Cependant, l'albedo élevé du lichen présent dans les DS (Kershaw 1978) pourrait venir nuancer cette affirmation. Wang *et al.* (2002) affirment que la plus grande présence du feuillage dans les peuplements plus vieux réduit la proportion de radiation solaire touchant le sol, ce qui résulte en une diminution de la température au sol et en l'accumulation de litière. Les résultats des simulations de la présente étude sous-estiment donc probablement la différence de C dans le compartiment sol entre le projet de boisement et le scénario de

référence, d'autant plus que l'apport de la végétation en sous-étage n'est pas considéré, ainsi que celui des racines fines, potentiellement plus élevé dans le scénario de boisement.

Enfin, l'impact des perturbations naturelles pourrait se traduire en un bilan C nettement inférieur aux résultats attendus dans un scénario où la fréquence des feux est maximale, ou peu affecté dans le cas où les conditions climatiques et la lutte contre les feux seraient optimisées. Cependant, les évaluations effectuées dans cette étude concernant les perturbations naturelles sont superficielles et incomplètes. Beaucoup de recherche en ce sens est encore nécessaire pour en arriver à mieux comprendre la fréquence des feux et son impact sur la séquestration du carbone. De même, les impacts des maladies et des insectes ravageurs sur la production de la biomasse et l'accumulation de litière seront à quantifier ultérieurement.

4.3 Émissions des opérations

Le bilan carbone des émissions reliées aux opérations de boisement des DS n'influence pas de manière significative le bilan net du projet sur sa durée de vie, et ce même si toutes les opérations nécessaires au boisement ont été traitées. D'autres études corroborent un tel résultat : par exemple, Berg et Karjalainen (2003) avaient trouvé que le carbone relâché par les opérations forestières serait l'équivalent de moins de 1% du carbone contenu dans l'ensemble des tiges récoltées, résultat supporté par Schwaiger et

Zimmer (2001) qui ont démontré que les opérations forestières (récolte + débardage) consomment entre 0.25% et 0.75% de l'énergie solaire emmagasinée dans le bois.

Le bilan GES de toutes les opérations forestières nécessaires pour le boisement d'un ha de DS est faible par rapport aux émissions des opérations plus traditionnelles visant la récolte. En effet, sur un hectare moyen dans la région étudiée (qui contient 95 m³), 3.5 t CO₂ eq ha⁻¹ sont normalement relâchés pour l'ensemble du cycle de vie des opérations forestières, incluant celles reliées au reboisement. Johnson *et al.* (2005) ont trouvé une consommation de 1 700 L de diesel ha⁻¹ (6.1 t CO₂ eq ha⁻¹ en utilisant les mêmes facteurs d'émission que dans la présente étude) pour ces mêmes opérations dans le sud est des États-Unis et 4 240 L (15.5 t CO₂ eq ha⁻¹) dans le Nord-Ouest. Berg (2005) a rapporté des valeurs de 1.1 t CO₂ eq ha⁻¹ pour le Nord de la Suède et de 2.5 t CO₂ eq ha⁻¹ pour le Sud. Cependant, lorsque ces émissions sont relativisées par rapport au volume récolté, la comparaison devient nettement moins avantageuse. Par exemple, une étude menée au Canada par Meil (2000), basée principalement sur une étude de Ash *et al.* (1980), avait trouvée une valeur de 31 kg CO₂ eq émises par m³ récolté, comparativement à 37 kg CO₂ eq m⁻³ pour un hectare moyen productif situé dans notre région étudiée et 156 kg CO₂ eq m⁻³ pour le projet de boisement d'un DS dans notre étude. Le volume récolté par hectare variant beaucoup d'un endroit à l'autre (plus de 500 m³ ha⁻¹ aux É.U. et moins de 30m³ ha⁻¹ pour un DS), la comparaison entre chacune des études est difficile. Le boisement d'un DS est une pratique nouvelle qui comporte des particularités qui la différencient des opérations normalement documentées, puisque le but premier n'est pas la récolte d'un volume ligneux.

Pour les opérations de production des semences et de production des plants, Schlosser *et al.* (2003) ont identifié des émissions de 150 kg de CO₂ pour 2000 plants de *Larix gmelinii* (Rupr.) dans l'est de la Russie, en tenant compte cependant de la construction des infrastructures. De plus et surtout, leur principale source d'énergie était de l'électricité produite à partir de centrale au charbon, ce qui amplifie les émissions d'un facteur d'un facteur 30 par rapport à l'hydroélectricité utilisée dans nos calculs. Aldentun (2002) avait trouvé que la production de 2000 plants d'épinette de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst.) émettait 98 kg CO₂ eq dans le Nord de la Finlande, ce qui est presque identique aux 94 kg CO₂ eq calculés dans la présente étude. Les arbres produits étaient aussi des conifères de petites dimensions cultivés en milieu nordique, ce qui explique probablement la cohérence entre les résultats. De même, pour les opérations de préparation de terrain, Karjalainen et Asikainen (1996) ont constaté pour la Finlande une valeur identique à celle de la présente étude, alors que Berg (1997) a trouvé un chiffre 15% inférieur pour la Suède.

Les différences parfois majeures avec les autres études se situent surtout au chapitre des émissions reliées à l'accès du territoire et, dans une moindre mesure, des opérations de récolte. En effet, plusieurs études ne considèrent pas les opérations d'accès au territoire dans leur analyse (Berg 1997; Berg 2005; Johnson *et al.* 2005) ou arrivent à des chiffres très bas (0.4 kg CO₂ eq m⁻³ pour Karjalainen et Asikainen (1996); 0.7 kg CO₂ eq m⁻³ pour Meil (2000)). Cette différence s'explique par le fait que chaque hectare récolté dans le nord québécois nécessite souvent la construction d'un nouveau chemin, alors que

la majorité des autres régions d'où proviennent les analyses (Etats-Unis, Suède, Finlande, Sud du Canada) utilise généralement des chemins déjà construits, puisque ces régions ont fait l'objet d'exploitation par le passé. En ce qui concerne les opérations de récolte, la différence principale provient du transport du bois rond du site de récolte jusqu'à l'usine de transformation. Les émissions moyennes de la région analysée dans la présente étude sont de 15.0 kg CO₂ eq m⁻³ récolté, alors qu'elle est de 5.6 kg CO₂ eq m⁻³ en Finlande (Karjalainen et Asikainen 1996), de 7.0 à 10 kg CO₂ eq m⁻³ en Suède (Berg et Lindholm 2005) et de 11.6 kg CO₂ eq m⁻³ dans le Sud-Est Américain (Johnson *et al.* 2005). Une fois encore, les opérations forestières dans le Nord québécois impliquent des distances plus grandes entre le site de récolte et le lieu de transformation, de l'ordre de 225 km pour la présente étude comparativement à moins de 100 km pour les études scandinaves. Les opérations d'abattage, de débardage et d'ébranchage sont aussi plus énergivores au Québec (9.0 kg CO₂ eq m⁻³ pour un peuplement productif contre 11.6 kg CO₂ eq m⁻³ pour un DS), comparativement aux études finlandaises (Karjalainen et Asikainen 1996) avec 3.2 kg CO₂ eq m⁻³ et Suédoise du nord avec 5.9 kg CO₂ eq m⁻³ (Berg et Lindholm 2005). Cependant, ces études tiennent aussi compte de l'abattage manuel, qui exige moins de carburant fossile par m³ récolté, et la récolte finale se réalise dans des peuplements où le volume par hectare est beaucoup plus élevé (généralement supérieur à 200 m³ ha⁻¹), ce qui améliore la productivité de la machinerie. La demande d'énergie primaire pour la récolte d'épinette est aussi, par exemple, deux fois plus importante que pour un chêne, un hêtre ou un pin à cause des efforts relatifs requis pour ébrancher la tige, le volume de la tige influençant la consommation de carburant reliée aux opérations (Schwaiger and Zimmer, 2001).

De plus, pour les étude consultées, le facteur de pré-combustion du carburant est ou bien ignoré, ou bien plus faible que celui utilisé dans nos calculs. Une ACV menée en Norvège par Furuholt (1995) démontrait que le facteur de PC était l'équivalent d'environ 5 à 15% des émissions de la phase de combustion, alors que cette proportion pour le facteur de PC utilisé dans la présente étude est de plus de 30%. En utilisant d'autres facteurs retrouvés dans la littérature provenant d'un autre modèle (GREET 2004) et qui répondent bien à la représentativité géographique, mais qui sont plus anciens, une diminution du bilan GES total de 4% est observée. Les normes actuelles qui sont plus exigeantes en terme de raffinage expliquent en partie cette augmentation (GHGenius 2006).

Il se pourrait que plusieurs opérations de dégagement et/ou d'éclaircies soient nécessaires pour atteindre les rendements prévus dans la présente étude, si la densité des tiges ou des espèces indésirables devenait trop élevée après le scarifiage. À la lumière des résultats retrouvés dans la littérature, le bilan des émissions serait légèrement augmenté de 16 kg CO₂ eq ha⁻¹ par intervention selon Karjalainen et Asikainen (1996), ce qui n'affecterait pas le bilan C total du projet de boisement. Enfin, aucune des études mentionnées précédemment ne contient de données sur les émissions reliées à l'hébergement des travailleurs en forêt. Il n'est pas toujours indiqué non plus si le transport des travailleurs, de la machinerie et l'entretien des chemins sont inclus dans le bilan total. Ces différences dans la méthodologie démontrent les limites inhérentes à l'ACV lorsqu'il s'agit de comparer le résultat de plusieurs études entre elles, car la

méthodologie, les frontières du système, la représentativité géographique et temporelle, les hypothèses et les facteurs d'émissions, entre autres, peuvent changer considérablement (ISO 1997).

4.4 Recommandations face aux incertitudes

Comme les plantations en milieu DS sont relativement jeunes, plusieurs années devront s'écouler avant de pouvoir valider le rendement du scénario de boisement. Les résultats de Hébert *et al.* (2006) démontrent une croissance inférieure des plantations effectuées sur un DS par rapport à celles établies à proximité sur des pessières à mousses après 3 ans. Thiffault *et al.* (2004) ont de leur côté déterminé, après 10 ans, que des plantations d'Epn établies sur des pessières à éricacées non productives, scarifiées avec une herse forestière dans la région de la pessière à mousse de l'est, atteindraient un IQS légèrement supérieur à 6 m. D'autres recherches seront donc nécessaires afin de déterminer si les plantations sur DS peuvent présenter une variabilité de rendements comparable à celle utilisée dans Prégent et Végiard (2000). L'évolution dans le temps d'un DS laissé à lui même se doit aussi d'être mieux connue, puisque traditionnellement ces territoires ont été laissés de côté lors des inventaires provinciaux. De plus, l'inclusion des compartiments ignorés dans cette étude (végétation en sous-étage et des tiges non marchandes, autres émissions de GES) pourrait venir modifier en partie les résultats. L'hypothèse sous-jacente aux scénarios présentés, soit que ces compartiments s'équivalent en plantation et en DS, devra être soumise à de plus amples recherches, tout comme chaque paramètre utilisé dans la modélisation. Les pertes liées aux perturbations

naturelles, soient les incendies et les épidémies d'insectes, devront aussi faire l'objet de recherches importantes, aussi bien pour augmenter la compréhension des phénomènes que pour en diminuer les risques de propagation. Des mesures préventives pourraient minimiser le risque de pertes. Par exemple, une quantité de carbone à déterminer pourrait être soustraite du potentiel de séquestration du boisement des DS pour tenir compte des incendies et des épidémies d'insectes. Une stratégie de protection intensive pourrait aussi être mise en place pour minimiser les pertes. Une attention particulière devrait aussi être portée aux territoires jugés moins « risqués ». Plusieurs autres méthodes pourront réduire les risques liés aux perturbations naturelles, comme la répartition des projets de boisement sur des milieux éloignés les uns des autres et l'intégration de mesures d'aménagement particulières comme les coupes d'assainissement.

Pour maximiser le potentiel de séquestration du C sur les DS, plusieurs stratégies sylvicoles devraient être analysées. Le boisement avec d'autres essences à croissance plus rapide pourrait être envisagé, par exemple avec du pin gris, du mélèze Laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) et de l'épinette blanche, là où ces espèces se retrouvent naturellement. La fertilisation pourrait être testée, puisque Thiffault *et al.* (2005) ont remarqué une réponse positive des semis d'Epn à cette approche. Ces derniers soulignent aussi l'importance du scarifiage dans la croissance des semis. Les DS les plus dégarnis devraient être priorisés, tel que conseillé par Kurz et Apps (1995), afin de minimiser les pertes de C lors de la coupe et de la préparation de terrain, à la condition que leur potentiel de croissance ne soit pas limité par des facteurs physiques reliés au site. De plus, boiser le plus hâtivement possible après la création d'un DS permettrait aussi de

diminuer les pertes de C lors de la plantation. Raccourcir ce délai de 40 à 5 ans, comme le suggèrent Gagnon et Morin (2001), maximisera le potentiel de séquestration du C lié au boisement des DS. Ces stratégies pourraient aussi permettre aussi de diminuer la période où le bilan C du projet est négatif.

Le boisement des DS pourrait influencer le climat autrement que par le captage du carbone de l'atmosphère. En effet, certains auteurs rapportent que le potentiel de mitigation des émissions des GES par le boisement pourrait être amoindri par l'augmentation de l'absorption thermique (diminution de l'albédo) de la surface reboisée en milieu boréal versus la surface dénudée, particulièrement en hiver et d'autant plus sur les DS boréaux, souvent recouverts d'un tapis de lichens (Betts, 2000; Gibbard *et al.* 2005). Cependant, la séquestration du CO₂ atmosphérique a un effet global, alors que l'augmentation de l'absorption thermique de la surface a un effet plus localisé. Il faudra donc possiblement tenir compte de cet effet au niveau local. Une autre incertitude concerne aussi la production d'aérosols par les forêts (IPCC 2001). Typiquement, la production d'aérosols favorise la condensation et la formation de nuages, absorbant et réfléchissant les rayons solaires (Meir *et al.* 2006), ce qui pourrait avoir un effet refroidissant sur la surface terrestre. Kurtén *et al.* (2003) ont même affirmé que l'effet des aérosols produits par une plantation en milieu boréal aurait un effet du même ordre de grandeur mais opposé à celui du changement d'albedo sur la balance énergétique de la surface. D'autres recherches devront être menées pour en arriver à bien comprendre la complexité des liens entre la végétation terrestre et le climat. La dernière (5^{ème}) version du modèle climatique régional canadien intégrera pour la première fois les phénomènes

de surface (Laprise 2006). Il est vraisemblable que bien des travaux seront encore nécessaires pour en arriver à prédire les effets exacts de la végétation de surface sur le climat régional et global.

En ce qui concerne les émissions de GES des opérations, les recherches devront principalement s'articuler autour des émissions reliées aux opérations de coupe en DS, en fonction de différentes densités. De plus, le repérage cartographique des DS devra être effectué pour évaluer l'étendue des chemins à construire pour les rendre accessibles, puisque les émissions liées à ce processus sont relativement importantes.

Afin de réduire les émissions de C des opérations, plusieurs axes de recherche pourraient être approfondis (Berg et Lindholm 2005) :

- Mieux planifier les opérations de manière à diminuer les transports à vide
- Utilisation des biocarburants pour la machinerie forestière
- Amélioration des conditions routières
- Formation des conducteurs à une conduite qui minimise les dépenses en carburant (entretiens réguliers des véhicules; éviter les accélérations et les freinages brusques; respect des limites de vitesse; etc.)
- Amélioration du design et de l'ajustement des moteurs pour les opérations forestières

Dans le futur, le bilan carbone du boisement pourrait aussi inclure les aspects liés au matériau bois, ou le bois énergie, dans l'analyse. La biomasse forestière est considérée comme un combustible neutre au niveau des GES par le protocole de Kyoto si la forêt

dont il provient est aménagée selon les principes du rendement soutenu, puisque le carbone relâché par sa combustion avait été préalablement séquestré de manière naturelle et qu'il retournerait aussi de manière naturelle, à terme, dans l'atmosphère. Certaines études démontrent cependant que la combustion de la biomasse dégage du méthane, faisant de ce combustible considéré comme neutre un combustible émettant un peu de GES (Olsson et Kjällstrand 2006; U.S. EPA 1985), mais demeurant une source d'énergie verte très intéressante lorsque l'efficacité de la combustion est optimisée (Olsson et Kjällstrand 2006). Elle offre ainsi des potentiels significatifs de réduction si elle est utilisée pour remplacer des combustibles fossiles (Baral et Guha, 2004). De même, la substitution par le bois de matériaux, dont la production est basée sur des combustibles fossiles permettrait aussi de décroître les émissions de carbone dans l'atmosphère (Schlamadinger et Marland 1996; Perez-Garcia *et al.* 2005).

4.5 Autres enjeux à considérer

Les changements climatiques ne sont pas le seul enjeux touché par le boisement des DS. La biodiversité du milieu se révèle un aspect primordial à considérer avant de changer la vocation d'un territoire. Le boisement des DS peut être considéré comme un moyen privilégié de lutter contre l'ouverture naturelle des peuplements en forêt boréale, restaurant les peuplements d'Epn fermés. Cependant, certains y verront une interférence humaine dans un processus naturel, artificialisant le milieu et pouvant mener à la raréfaction d'habitats privilégiés par certaines espèces animales ou végétales, comme le caribou forestier ou les lichens terricoles. Étant donné l'importance des superficies

dénudées, un effort de boisement ne portant que sur une partie des DS ne devrait pas mettre de pression sur les espèces dépendant de ce type de milieu, si de telles espèces sont identifiées, et permettrait de contribuer à la conservation d'une partie des caractéristiques offertes par les habitats fermés d'Epn. Encore une fois, des recherches devront être menées pour en arriver à prescrire des stratégies d'intervention qui maximiseront les avantages offerts par un peuplement fermé et minimiseront les inconvénients liés à la perte des habitats ouverts et l'uniformité des plantations. À titre d'exemple, l'ensemencement naturel des DS pourrait alors être une solution intéressante (Madec 2005).

Un autre enjeu relatif au boisement des DS est le potentiel ligneux offert par les plantations arrivées à maturité. Le volume marchand pourrait être utilisé à des fins commerciales après un certain temps et créer des opportunités d'emploi dans les régions concernées. Une partie du carbone serait ainsi relâchée dans l'atmosphère, diminuant l'importance du réservoir de carbone établi. Par contre, une partie du C serait toujours séquestrée dans le matériau bois et des émissions de GES pourraient aussi être évitées si la biomasse récoltée remplaçait des combustibles fossiles comme carburant. Advenant que la récolte du volume ligneux soit effectuée et utilisée dans une chaîne d'approvisionnement de manière traditionnelle, le critère d'additionnalité auquel un projet de boisement doit satisfaire pour l'obtention de crédits de carbone pourrait ne pas être rempli. Actuellement, le temps durant lequel une quantité de CO₂ doit être emprisonnée pour que la séquestration soit considérée effective dépend de la méthode de comptabilisation du C retenue (Gabus 2003) et fait l'objet d'un débat. Afin de satisfaire

au critère d'additionnalité, des mesures d'aménagement particulières, ayant comme principal objectif la maximisation du C séquestré sur le territoire et dans les matériaux, pourraient être envisagées afin d'augmenter les retombées potentielles. De telles mesures pourraient aussi s'inscrire dans le cadre d'une stratégie permettant de diminuer les risques liés aux perturbations naturelles. Cependant, il serait prudent de ne pas inclure pour l'instant le boisement des DS dans le calcul de possibilité forestière actuel, le temps que la recherche apporte des réponses et que les choix socio-politiques tracent la voie quant au devenir des éventuelles plantations destinées à la lutte aux changements climatiques.

Enfin, le coût la tonne séquestrée deviendra un élément majeur qui influencera la pertinence du boisement des DS projet dans un contexte de marché du carbone. Une analyse effectuée pour le Pew Center on Global Climate Change (Stavins et Richards 2005) est arrivée à la conclusion qu'un programme visant à séquestrer 300 millions de tonnes de carbone dans les forêts coûterait entre 7.50 US\$ et 22.50 US\$ la tonne de CO₂. Cette analyse est affectée principalement par l'espèce d'arbre utilisée, les pratiques d'aménagement, le coût lié à la perte de terrain disponible pour d'autres activités, la disposition de la biomasse, le prix des produits forestiers et agricoles, le taux d'épargne projeté et des instruments politiques mis en œuvre pour atteindre les objectifs de séquestration. La prise en compte des pertes d'opportunité économique pour d'autres secteurs d'activité (*opportunity cost of land*), occasionnées par le boisement des territoires non forestiers, peut influencer grandement le coût de séquestration. Manley *et al.* (2003) ont trouvé que les études incluant ce facteur arrivaient à des coûts totaux de 2 à 3.5 fois supérieurs. Par contre, cette restriction ne s'applique pas aux territoires dénudés,

puisque'ils n'ont présentement aucune valeur économique. Van Kooten *et al.* (2004) ont trouvé de multiples scénarios menant à des coûts de séquestration inférieurs ou égaux à 15 US\$ la tonne de CO₂ séquestré en forêt. En ne tenant compte que du coût des opérations de boisement, une analyse préliminaire nous laisse croire qu'un projet de boisement en territoire dénudé se situerait près des limites inférieurs rapportées dans la littérature, quoique les incertitudes face au rendement des plantations et la réversibilité rendent cette analyse incomplète pour l'instant.

CHAPITRE 5

CONCLUSION

5. Conclusion

À la lumière de la présente étude et des hypothèses posées, le boisement des DS en Epn permettrait de séquestrer du carbone à un rythme d'environ $1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, même en tenant compte de l'ensemble du cycle de vie des opérations, ce qui supporte l'hypothèse de départ. Les émissions de GES liées aux opérations de boisement se sont ainsi révélées peu significatives sur le bilan total du projet. Cependant, près de 30 années devront s'écouler avant que le bilan ne devienne positif, ce qui pourrait diminuer l'intérêt des décideurs et/ou promoteurs de projet envers cette mesure de mitigation. Les incertitudes soulevées, principalement le rendement des plantations en milieu DS et la réversibilité, pourraient toutefois venir diminuer fortement le bilan C du boisement. Effectivement, une fois quantifiées à l'aide d'une méthodologie simplifiée, elles pourraient faire varier le bilan C net du projet de boisement entre 0.2 et $1.9 \text{ t C ha an}^{-1}$. Les différentes recommandations suggérées pourront servir à orienter les recherches futures, afin de minimiser ces incertitudes et de maximiser le potentiel de mitigation offert par le boisement des DS. L'étendue de la superficie des territoires dénudés en jeux soulève l'importance de continuer les recherches afin de proposer une approche qui viserait à intégrer cette opération dans une stratégie globale de mitigation des GES, si le coût la tonne séquestrée s'avère raisonnable. Enfin, une réflexion plus globale devra être amorcée au sein de la société afin de considérer tous les enjeux environnementaux, économiques, politiques et sociaux relatifs au devenir des territoires dénudés en général et aux changements climatiques. Dans le contexte actuel, toutes les avenues permettant de

s'y adapter et de minimiser leurs impacts doivent être considérées sérieusement (Villeneuve et Richard 2005).

CHAPITRE 6

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

6. Bibliographie

- Albert, I., J.M. Van Dijk and A.J. Dolman, 2004. Estimates of CO₂ uptake and release among European forests based on eddy covariance data. *Global Change Biology* 10: 1445-1459.
- Aldentun, Y., 2002. Life cycle inventory of forest seedling production – from seed to regeneration site. *Journal of Cleaner Production* 10: 47-55.
- Alemdag, I.S., 1983. Mass equations and merchantability factors for Ontario softwoods. *Can. For. Serv. Petawawa Natl. For. Inst. Inf. Rep. PI-X-23*.
- Ash, M.J., P.C. Knoblock and N. Peters, 1980. Energy analysis of Energy from the forest options. ENFOR Project P-59., Ottawa, Canada.
- Auclair, A.N.D., 1985. Postfire regeneration of plant and soil organic pools in a *Picea mariana-Cladonia stellaris* ecosystem, *Can.J.For.Res.* 15: 279-291.
- Baral, A and G.S. Guha, 2004. Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issues of cost vs. Carbon benefit, *Biomass & Bioenergy* 27: 41-55.
- Berg, S., 1997. Some aspects of LCA in the analysis of forestry operations. *J. Cleaner Prod.* 5(3):211-217.
- Berg, S. and T. Karjalainen, 2003. Comparison of greenhouse gas emissions from forest operations in Finland and Sweden. *Forestry*, 76(3): 271-284.
- Berg, S. and E.L. Lindholm, 2005. Energy use and environmental impacts of forest operations in Sweden, *J. of Cleaner Production* 13, 33-42.
- Bergeron, J.-F., 1996. Domaine de la pessière noire à mousses. In *Manuel de foresterie*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc and P. Lefort, 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio* 33(6): 356-360.
- Betts, R.A., 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408 (6809): 187-190.
- Birdsey, R., 1992. Carbon storage and accumulation in United States forest ecosystems. Gen. Tech. Rep. WO-GTR-59. Radnor, PA: Northeastern Forest Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, USA.
- Bisbee, K. E., S.T. Gower, J.M. Norman and E.V. Nordheim, 2001. Environmental controls on ground cover species composition and productivity in a boreal black spruce forest. *Oecologia* 129 (2): 261-270.
- Black, T.A., G. DenHartog, H.H. Neumann, P.D. lanken, P.C. Yang, C. Russel, Z. Nesic, X. Lee, S.G. Chen, R. Staebler and M.D. Novak, 1996. Annual cycles of water vapour and carbon dioxide fluxes in and above a boreal aspen forest. *Global Change Biology* 2 (3): 219-229
- Bloom, G.B. and A.U. Mallik, 2004. Indirect effects of black spruce (*Picea mariana*) cover on community structure and function in sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) dominated heath of eastern Canada. *Plants and Soil* 265: 279-293.

- Bonan, G.B., 1993. Physiological controls of the carbon balance of boreal forest ecosystems. *Can. J. For. Res.* 23: 1453-1471.
- Bond-Lamberty, B., C. Wang and S.T. Gower, 2002. Aboveground and belowground biomass and sapwood area allometric equations for six boreal tree species of northern Manitoba. *Can. J. For. Res.* 32 : 1441-1450.
- Boucher, J.-F., D. Mailly and D. Lord, 2006. Afforestation of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) lichen woodlands within the closed-crown boreal forest. Inaugural Meeting of the Canadian Society for Ecology and Evolution (CSEE), 3-4 April 2006, Montreal, Qc, Canada.
- Boustead, I., 2005. Eco-profiles of the European Plastics Industry. A report prepared for PlasticsEurope, Bruxelle, Belgium.
- Brack, C.L. and G.P. Richards, 2002. Carbon accounting model for forests in Australia. *Environmental Pollution* 116(Supplement 1): S187-S194.
- Brown, S., J. Sathaye, M. Cannel and P. Kauppi, 1996. Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. In R.T. Watson, M.C. Zinyowera & R.H. Moss, eds. *Climate change 1995, impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. Report of Working Group II, Assessment Report, IPCC*, p. 773-797., Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Brown, S., 2002. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 360: 1669-1684.
- Brown, S.L. and P.E. Schroeder, 1999. Spatial pattern of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern U.S. forest. *Ecological Applications* 9(3): 968-980.
- Busby J.R. and D.W.A. Whitfield, 1978. Water potential, water content, and net assimilation of some boreal forest mosses. *Can J Bot* 56: 1551-1558
- Cairns, M., J. Barker, R. Shea and P. Haggerty, 1995. Carbon dynamics of Mexican tropical evergreen forests - influence of forestry mitigation options and refinement of carbonflux estimates. *Interciencia* 20(6): 401-408.
- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer and G.A. Baumgardner, 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111: 1-11.
- Chastain Jr, R.A., W.S. Currie and P.A. Townsend, 2006. Carbon sequestration and nutrient cycling implications of the evergreen understory layer in Appalachian forests. *Forest ecology and Management* 231: 63-77.
- Chen, W., J.M. Chen, D.T. Price and J. Cihlar, 2002. Effects of stand age on net primary productivity of boreal black spruce forests in Ontario, Canada. *Can J. For. Res.*, 32: 833-842.
- Cleary, J., N.T. Roulet and T.R. Moore, 2005. Greenhouse Gas Emissions from Canadian Peat Extraction, 1990-2000: A Life Cycle Analysis. Royal Swedish Academy of Sciences, *Ambio* 34 (6): 456-461.
- Coleman, K. and D.S. Jenkinson, 1996. RothC-26.3 – A Model for the turnover of carbon in soil. In: Powson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil organic matter models, Using Existing Long-Term Datasets*. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 237–246.
- Courchesne, F., A.G. Roy, P.M. Biron, B. Cote, J. Fyles and W.H. Hendershot. 2001. Fluctuations of climatic conditions, elemental cycling and forest growth at the watershed scale. *Environmental Monitoring and Assessment* 67(1-2): 161-177.

Delucchi, M.A., 1998. Lifecycle Energy Use, Greenhouse Gas Emissions, and Air Pollution from the Use of Transportation Fuels and Electricity. Institute of Transportation Studies, University of California, Davis, USA.

Desponts, M. and S. Payette, 1992. Recent Dynamics of Jack Pine at Its Northern Distribution Limit in Northern Quebec. *Can.J.Bot.* 70: 1157-1167.

DesRochers, A. and R. Gagnon., 1997. Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age? *Can.J.For.Res.* 27 : 1263-1267.

Direction Canada, page consultée le 20 février 2006. Distances Between Major Cities (en ligne). <http://www.directions.ca/sections/places/index.html>

Direction des inventaires forestiers (DIF), 2002. Normes d'inventaire forestier. Forêt Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, Canada.

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

Environnement Canada, 2000. Normales et moyennes climatiques 1960-2000, station Bonnard, Qc., Service météorologique du Canada., Ottawa, Canada.

Environnement Canada, 2004. Canada's Greenhouse Gas Inventory, 1990-2002. Environnement canada, Division des Gaz à effet de serre, Ottawa, Canada.

Environnement Canada, 2006. Canada's Greenhouse Gas Inventory, 1990-2004. Environnement canada, Division des Gaz à effet de serre, Ottawa, Canada.

Evert, F., 1985. Systems of equations for estimating ovendry mass of 18 Canadian tree species. *Can. For. Serv. Petawawa Natl. For. Inst. Inf. Rep. PI-X-59.*, Canada.

Freedman, B., F. Meth and C. Hickman. 1992. Temperate forest as a carbon-storage reservoir for carbon dioxide emitted by coal-fired generating stations. A case study for New-Brunswick, Canada. *For. Ecol. Manage.* 15: 103-127.

Frolking, S., M.L. Goulden, S.C. Wofsy, S.M. Fan, D.J. Sutton, J.W. Munger, A.M. Bazzaz, B.C. Daube, P.M. Crill, J.D. Aber, L.E. Band, X. Wang, K. Savage, T. Moore and R.C. Harriss, 1996. Modelling temporal variability in the carbon balance of a spruce/moss boreal forest. *Global change biology* 2 (4): 343-366.

Frolking, S., 1997. Sensitivity of spruce/moss boreal forest carbon. balance to seasonal anomalies in weather. *J. Geophys. Res.* 102(D24): 29 053 – 29 064.

Furuholz, E., 1995. Life cycle assessment of gasoline and diesel. *Ressources, Conservation and Recycling* 14 : 251-263.

Gabus, A., 2003. L'économie mondiale face au climat... À responsabilités accrues, opportunités nouvelles. Éditions l'Harmattan, Paris, France.

Gagnon, L., 2003. Comparaison des options de production d'électricité, Hydro-Québec, Direction de l'environnement, Montréal, Canada.

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

- Gagnon, R. et H. Morin, 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, perturbations et biodiversité. *Naturaliste Can.* 125: 26-35.
- Gagnon, R., G. Villeneuve, H. Morin and H. St-Pierre, 1992. Dating mistake of mature black spruce (*Picea mariana*) after fire and their impact on population dynamics studies. In *Proceedings of Disturbance dynamics in boreal forest Workshop*, 10-14 August 1992, Umea, Sweden.
- Gauthier, S., A. Leduc, B. Harvey, Y. Bergeron et P. Drapeau, 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste Can.* 125: 10-17.
- Gibbard, S., K. Caldeira, G. Bala, T.J. Phillips and M. Wickett, 2005. Climate effects of global land cover change. *Geophys. Res. Lett.* 32 (23): Art. No. L23705
- 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. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Département des Sciences fondamentales, Chicoutimi, Canada.
- GHGenius, 2006. Results from GHGenius Feedstocks, Power, Fuels, Fertilizers and Materials prepared for Natural Ressources Canada, 2006. Prepared by (S&T)2 Consultants Inc., Delta, Canada.
- GHG Protocol Initiative, 2005a. The Greenhouse Gas Protocol for project accounting. World Buisness Council for Sustainable Development and World Ressources Institute, Washington, USA.
- GHG Protocol Initiative, 2005b. GHG Protocol guidance on uncertainty assessment in GHG inventories and calculating statistical parameter uncertainty, World Buisness Council for Sustainable Development and World Ressources Institute, Washington, USA.
- Gonzalez, J.S. 1990. Wood density of Canadian tree species. *Can. For. Serv. North. For. Cent. Inf. Rep.* NOR-X-315.
- Goulden, M.L. and P.M. Crill, 1997. Automated measurements of CO₂ exchange at the moss surface of a black spruce forest. *Tree Physiology* 17(8-9): 537-542.
- Gower, S.T., 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 28: 169-204.
- Gower, S.T., O. Krankina, R.J. Olson, M. Apps, S. Linder and C. Wang, 2001. Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems. *Ecological Application* 5: 1395-1411.
- Gower, S.T., J.G. Vogel, J.M. Norman, C.J. Kucharik, S.J. Steele and T.K. Stow, 1997. Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine, and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *J. Geophys. Res.* Vol. 102, No. D24, p. 29,029 (97JD02317).
- Grant, R.F., T.A. Black, G. den Hartog, J.A. Berry, H.H. Neumann, P.D. Blanken, P.C. Yang, C. Russell and I.A. Nalder, 1999. Diurnal and annual exchanges of mass and energy between an aspen-hazelnut forest and the atmosphere: Testing the mathematical model Ecosys with data from the BOREAS experiment. *J. Geophys. Res. - Atmosphere* 104: 27 699-27 717.
- GREET, 2004. Greenhouse Gas, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation (GREET) Model. Results generated by model developped at Argonne National Labatory, version 1.6, Chicago, USA.
- Griffis, T. J.; T.A. Black, K. Morgenstern, A.G. Barr, Z. Nesic, G.B. Drewitt, D. Gaumont-Guay, and J.H. McCaughey, 2003. Ecophysiological controls on the carbon balances of three southern boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 117(1-2): 53-71.

- Grigal, D.F. and Kernik, L. K., 1984, Generality of black spruce biomass estimation equations Can. J. For. Res. 14(3): 468-470.
- Hall, J.P., 1984. The relationship between wood density and growth rate and the implications for the selection of black spruce plus trees. Can. For. Serv. Nfld. For. Res. Cent. Inf. Rep. N-X-224.
- Harding, R. B. and D. F. Grigal, 1985. Individual tree biomass estimation equations for plantation-grown white spruce in northern Minnesota, Can J. For. Res. 15: 738-739.
- Hébert, F., J.F. Boucher, P.Y. Bernier and D. Lord, 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. For. Ecol. Manage. 223: 226-236.
- Heinselman, M.L., 1981. Fire and Succession in the Conifer Forests of Northern North America. In Forest Succession. Concepts and Application. Springer-Verlag, New-York, NY, U.S.A. pp. 374-405.
- International Standards Organization (ISO), 1997. Environmental Management—Life Cycle Assessment: Principle and framework (ISO 14 040). ISO, Geneva, Switzerland.
- International Standards Organization (ISO), 2006. Greenhouse gases – Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions of removal enhancements. ISO, Geneva, Switzerland.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D.J. Griggs and B.A. Callenders. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2000. Special Report on 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. Dokken, Science, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2001. Third Assessment Report – Climate Change.“Volume One: Climate Change 2001: The Scientific Basis”, Technical Summary, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 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. Ngara, 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, 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. Ecological Monographs 75(4) : 561-583.
- Jobidon, R., 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec, revue de littérature. Sainte-Foy, Qc (Canada), Mémoire de recherche forestière no 117. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no 117, Québec, Canada.
- Johnson, L.R., B. Lippke, J.D. Marshall and J. Comnick, 2005. Life-cycle impacts of forest resource activities in the pacific northwest and southeast United States. Wood and Fiber Science 37 Corrim Special Issue: 33-46.
- Kaipainen, T., J. Liski, A. Pussinen and T. Karjalainen, 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. Environmental Science & Policy 7: 205-219.
- Karjalainen, T. and A. Asikainen, 1996. Greenhouse gas emissions from the use of primary energy in forest operations and long-distance transportation of timber in Finland. Forestry 68(3):215–28.

- Kellenberger, D., H. J. Althaus, N. Jungbluth and T. Küniger, 2004. Life Cycle Inventories of Building Products. Final report ecoinvent 2000 No. 7. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Switzerland.
- Kershaw, K. A., 1978. The role of lichens in boreal tundra transition areas. *The Bryologist* 81 : 294-306.
- Keppler, F., J.T.G. Hamilton, M. Brab and T. Röckmann, 2006. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Letters to Nature* 439: 187-191.
- Ker, M.F., 1984. Biomass equations for seven major Maritimes tree species. *Can. For. Serv. Maritimes For. Cent. Inf. Rep. M-X-148*.
- Kirschbaum, M.U.F., D. Bruhn, D.M. Etheridge, J.R. Evans, G.D. Farquhar, R.M. Gifford, K.I. Paul and A.J. Winters, 2006. A comment on the quantitative significance of aerobic methane release by plants. *Functional Plant Biology* 33(6): 521-530.
- Klavac, R., S. Ward, P. M. O. Owende and J. Lyons, 2003. Energy Audit of wood harvesting systems. *Scand. J. For. Res.* 18: 176-183.
- Kull, S.J., Kurz, W.A., Rampley, G.J., Banfield, E.G., Schivatcheva, R.K. and M.J. Apps. 2006. Operational-Scale Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) Version 1.0: User's Guide. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, Canada.
- Kurten, T., M. Kulmala, M. Dal Maso, T. Suni, A. Reissell, H. Vehkamaki, P. Hari, A. Laaksonen, Y. Viisanen and T. Vesala , 2003. Estimation of different forest-related contributions to the radiative balance using observations in southern Finland. *Boreal Env. Res.* 4: 275-285
- Kurz, W.A. and M.J. Apps, 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecol. Appl.* 9: 526-547.
- Kurz, W. A. and M.J. Apps, 1995. An analysis of future carbon budgets of Canadian boreal forests. *Water, Air, & Soil Pollution* 82: 321-331.
- Lambert M.C., C.H. Ung and F. Raulier, 2005. Canadian national tree aboveground biomass equations. *Can. J. For. Res.* 35: 1996-2018.
- Landhäusser, S.M. and R.W. Wein, 1993. Postfire vegetation recovery and tree establishment at the Arctic treeline: climate-change-vegetation-response hypotheses. *J.Ecol.* 81: 665-672.
- Laprise, R., 2006. Modélisation climatique régionale. 2e Symposium Scientifique, Consortium Ouranos, 2 et 3 novembre 2006, Montréal, Qc, Canada.
- Lavigne, M.B., 1982. Tree mass equations for common species of Newfoundland. *Can. For. Serv. Nfld. For. Cent. Inf. Rep. N-X-213*.
- Lemprière, T.C., M. Johnston, A. Willcocks, B. Bogdanski, D. Bisson, M.J. Apps and O. Bussler, 2002. Saskatchewan forest carbon sequestration project. *Forestry Chronicle* 78(6): 843-849.
- Lesvesque, F., H. D'Avignon, R. Ouimet et S. Tremblay, 1999. Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans une aire commune : stocks de carbone des sols forestiers. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière # 92, Québec, Canada.

- Li, Z., W. Kurz, M.J. Apps, and S. J. Beukema, 2002. Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector : recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Can J. For. Res.* 33: 126-136.
- Liski, J., T. Palosuo and R. Sievänen, 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189: 168-182.
- Liski, J., A. Pussinen, K. Pingoud, R. Mäkipää and T. Karjalainen, 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration. *Can J. For. Res.* 31: 2004-2013.
- Longton, R.E., 1992. The role of bryophytes and lichens in terrestrial ecosystems. In: Bates JW, Farmer AW (eds) *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford, pp 77-102.
- Madec, C., 2005. Effet du scarifiage sur l'ensemencement naturel de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dans des pessières noires à lichens. Mémoire de maîtrise dans le cadre d'un échange CRÉPUQ, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Canada.
- Manley, J., G.C. Van Kooten and T. Smolak. 2003. How Costly are Carbon Offsets? A Meta-Analysis of Carbon Forest Sinks. Working Paper, University of California, Berkeley, USA.
- Masera, O. R., J. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, B.H.J. de Jong and G.M.J. Mohren, 2003. Modelling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological modelling* 164:177-199.
- Meir, P., P. Cox and J. Grace, 2006. The influence of terrestrial ecosystems on climate. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21(5): 254-260.
- Meil, J.K., 2000. Summary Report: A life cycle analysis of Canadian softwood lumber production. ATHENA Sustainable Materials Institute, Ottawa, Canada.
- Melillo, J.M., A.D. McGuire, D.W. Kicklighter, B. Noore, C.J. Vorosmarty and A.L. Schloss, 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* (363) : 234-240.
- Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP), 2003. Manuel d'Aménagement Forestier, 4ème édition. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Mokany, K., R.J. Raison and A. S. Prokushkin, 2005. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 11: 1-13.
- Moore, T.R. and E. Verspoor, 1973. Aboveground Biomass of Black Spruce Stands in Subartic Quebec. *Can. J. Ror. Res.* 3: 596-599.
- Nabuurs, G.J. and M.J. Schelhaas. 2002. Carbon profiles of typical forests types across Europe assessed with CO2FIX. *Ecological Indicators* 1: 213-223.
- Oechel, W.C. and K. Van Cleve, 1986. The role of bryophytes in nutrient cycling in the taiga. In: Van Cleve K, Chapin FS III, Dryness CT, Viereck LA, Flanagan PW (eds) *Forest ecosystems in the Alaskan taiga. A synthesis of structure and function*. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Olsson, M. and J. Kjällstrand, 2006. Low emissions from wood burning in an ecolabelled residential boiler. *Atmospheric Environment* 40: 1148-1158.
- O'Neill, K.P., E.S. Kasischke and D.D. Richter, 2002. Environmental controls on soil CO₂ flux following fire in black spruce, white spruce, and aspen stands of interior Alaska. *Can. J. For.* 32 (9): 1525-1541.

- Palosuo, T., J. Liski, J.A. Trofymow and B.D. Titus, 2005. Litter decomposition affected by climate and litter quality – Testing the Yasso model with litterbag data from the Canadian intersite decomposition experiment. *Ecological Modelling* 189: 183-198.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole and D.S. Ojima, 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173–1179.
- Paul, E.A., S.J. Morris, J. Six, K. Paustian and E.G. Gregorich, 2003. Interpretation of soil carbon and nitrogen dynamics in agricultural and afforested soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1620-1628.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the north American boreal forest. In *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 144-169.
- Perez Garcia, J., B. Lipke, J. Comnick and C. Manriquez, 2005. An assessment of carbon pools, storage, and wood product market substitution using life cycle analysis results. *Wood and Fiber Science*, 37 Corrim Special Issue: 140-148.
- Petersen, A.K. and B. Solberg, 2005. Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternatives materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy Eco.* 7: 249-259.
- Pitt, D.G. and F.W. Bell, 2004. effects of stand tending on the estimation of aboveground biomass of planted juvenile white spruce. *Can. J. For. Res.* 34: 649-658.
- Plante, F., 2003. Évaluation des superficies potentielles de remise en production des strates mal régénérées de la région 02. Rapport de l'étape 3, Les Entreprises Gauthier, Parent, Ltée, pour le compte du Bureau régional 02 du MRNF, Québec, Canada.
- Polglase, P.J., K.I. Paul, P.K. Khanna, J.G. Nyakengama, A.M. O'Connel, T.S. Grove and M. Battaglia, 2000. Change in soil carbon following afforestation or reforestation. Review of experimental Evidence and Development of a Conceptual Framework. CSIRO Forestry and Forest Products, Australian Greenhouse office, Australia.
- Pothier, D. and Savard, F., 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec,-Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Prégent, G., V. Bertrand and L. Charrette, 1996. Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'Épinette noire au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles du Québec, Mémoire de recherche forestière no 118, Québec, Canada.
- Prégent, G. and S. Végiard, 2000. Rendement anticipé des plantations d'épinette noire dans les domaines écologiques de la pessière noire. Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources naturelles du Québec, Note de recherche forestière no 109, Québec, Canada.
- 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. *Can. J. For.* 26: 72-86.
- Rencz, A. N. and A. N. Auclair, 1980. Dimension analysis of various components of black spruce in subarctic lichen woodland. *Can. J. For. Res.* 10: 491-497.
- Richter, D.D., D. Markewitz, S.E. Trumbore and C.G. Wells, 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature* 400 (6739): 56-58.
- Riverin, S. and R. Gagnon, 1996. Dynamique de la régénération d'une pessière à lichen dans la zone de la pessière noire à mousses, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec). *Can. J. For.* 26: 1504-1509.

Ruess, R.W., K. van Cleve, J. Yarie and L.A. Viereck, 1996. Contributions of fine root production and turnover to the carbon and nitrogen cycling in taiga forests of the Alaskan interior. *Can. J. For. Res.* 26: 1326–1336.

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. Nabuurs, 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.

Schlundinger, B. and G. Marland, 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Energy* 10(5/6): 275-300.

Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry: an analysis of global change. London, Academic Press, San Diego. CA. USA.

Schlosser, W.E., J.H. Bassman, P.R. Wandschneider and R.L. Everett, 2003. A carbon balance assessment for containerized *Larix gmelinii* seedlings in the Russian Far east. *Forest. Ecol. Manage.* 173: 335-351.

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

Schwaiger, H. and B. Zimmer, 2001. A comparison of fuel consumption and greenhouse gas emission from forest operations in EuropeEnergy, Carbon and Other Material Flows in the Life Cycle Assessment of forestry and Forest Products, European Forest Institute, Discussion paper 10, chapter 5, pp 33-53.

Singh, T., 1984. Biomass equations for six major tree species of the Northwest Territories. *Can. For. Serv. North. For. Cent. Inf. Rep. Nor-X-257*, Canada.

Singh, T., 1986. Wood density variation of six major tree species of Northwest Territories. *Can. J. For. Res.* 16: 127–129.

Sirois, L., 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *J. Veg. Sci.* 4: 795-802.

Sirois, L. and S. Payette, 1991. Reduced Postfire Tree Regeneration Along a Boreal Forest Forest-Tundra Transect in Northern Québec. *Ecology* 72: 619-627.

Slaughter, C.W., 1983. Summer shortwave radiation at a subarctic forest site. *Can. J. For. Res.* 13(5): 740-746.

Standish, J.T., G.H. Manning and J.P. Demaerschalk, 1985. Development of biomass equations for British Columbia tree species. *Can. For. Serv. Pac. For. Cent. Inf. Rep. BC-X-264*.

Stavins, R.N. and K.R. Richards, 2005. The cost of U.S. forest-based sequestration. Prepared for the Pew Center on Global Climate Change, Arlington, USA.

Steele, S.J., S.T. Gower, J.G. Vogel and J.M. Norman, 1997. Root mass, net primary production and turnover in aspen, jack pine and black spruce forests in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Tree Physiol.* 17: 577–587.

St-Laurent, S., R. Ouimet, S. Tremblay and L. Archambault, 2000. Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec. *Can. J. Soil Sci.* 80 : 507-514.

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

Transports Québec, page consultée le 20 février 2006. Distances routières (en ligne). <http://www.mtq.gouv.qc.ca/fr/information/distances/index1.asp>

TerMikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin, 1997. Biomass equations for sixty-five North American tree species. *For. Ecol. Manage.* 97 (1): 1-24.

Thiffault, N., G. Cyr, G. Prégent, R. Jobidon and L. Charrette, 2004. Régénération artificielle des pessières à noires à éricacées : effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans. *For. Chron.* 80 (1): 141-149.

Thiffault, N., B. Titus and A.D. Munson, 2005. Silvicultural options to promote seedling establishment on *Kalmia-Vaccinium*-dominated sites. *Scand. J. For. Res.* 20(2): 110-121.

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

Tremblay, A., L. Varfalvy, C. Roehm and M. Garneau, 2005a. Greenhouse Gas Emissions – Fluxes and Processes. Springer, Germany.

Tremblay, S., R. Ouimet et C. Périé, 2005b. Évolution des stocks de carbone dans les plantations d'épinette blanche établies sur des friches du bas Saint-Laurent – Résultats préliminaires-. Gouvernement du Québec, Direction de la recherche forestière, Rapport interne #486, Québec, Canada.

Trumbore, S.E. and J.W. Harden, 1997. Accumulation and turnover of carbon in organic and mineral soils of the BOREAS northern study area. *J. Geophys. Res.* 102: 28 817–28 830

U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1985. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Vol. 1, Stationary Point and Area Sources, 4e édition, U.S. Environmental Protection Agency, AP-42, USA.

U.S. EPA and Science Applications International Corporation *LCAccess - LCA 101*. 2001. Document disponible à l'adresse suivante (consulté le 15 janvier 2005) : <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm>.

Valentini, R., G. Matteucci, A.J. Dolman, E.D. Schulze, C. Rebmann, E.J. Moors, A. Granier, P. Gross, N.O. Jensen, K. Pilegaard, A. Lindroth, A. Grelle, C. Bernhofer, T. Grunwald, M. Aubinet, R. Ceulemans, A.S. Kowalski, T. Vesala, U. Rannik, P. Berbigier, D. Loustau, J. Guomundsson, H. Thorgeirsson, A. Ibrom, K. Morgenstern, R. Clement, J. Moncrieff, L. Montagnani, S. Minerbi and P.G. Jarvis, 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404 (6780): 861-865.

Van Kooten, G.C., J.E. Alison, J. Manley and T. Smolak, 2004. How costly are carbon offsets? A meta-analysis of carbon forest sinks. *Environmental Science and Policy* 7: 239-251.

Vesterdal, L., E. Ritter and P. Gundersen, 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For. Ecol. Manage.* 169: 137-147

Villeneuve C. et Richard F. 2005, Vivre les changements climatiques : Quoi de neuf?, Éditions Multimondes, Québec, Canada.

Viereck, L.A., 1983. The effects on fire in black spruce ecosystems of Alaska and Northern Canada. In The role of fire in Northern Circumpolar ecosystems. John Wiley & Sons Ltd., Canada, pp. 201-220.

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

Wang, C.K., B. Bond-Lamberty and S.T. Gower, 2002. Soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce fire chronosequence. *Journal of Geophysical research*, 108(D3), Article no. 8224.

White, M.K., S.T. Gower and D. E. Ahl, 2005. Life cycle inventories of roundwood production in northern Wisconsin: Inputs into an industrial forest carbon budget. *For. Ecol. Manage.* 219: 13-28.

Zasada, J.C., T.L. Sharik and M. Nygren, 1992. The reproductive process in boreal forest trees. In A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 85-12.

Annexe I

Extrapolation du volume marchand et du diamètre marchand moyen des plantations d'épinette noires de 35 à 70 ans à partir des tables de rendement de Prégent *et al.* (1996) et des équations développées par Pothier et Savard (1998).

Âge	volume Marchand (m ³ /ha)		DHP Marchand moyen (cm)	
	DS Epn IQS naturel 9	Plantation Epn IQS plantation 6	DS Epn IQS naturel 9	Plantation Epn IQS plantation 6
...	0	0	x	x
20	0	0	x	x
25	0	11	x	10.40
30	0	32	x	11.80
35	0	59	x	12.90
40	1	79	12.67	13.26
45	1	98	12.57	13.59
50	2	116	12.51	13.87
55	3	133	12.48	14.12
60	4	149	12.46	14.34
65	5	162	12.45	14.53
70	7	175	12.44	14.70
75	8	186	12.43	14.85
80	10	195	12.42	14.97
85	12	204	12.42	15.08
90	13	212	12.41	15.17
95	15	218	12.40	15.26
100	17	224	12.39	15.33
105	18	x	12.38	x
110	20	x	12.37	x
115	22	x	12.36	x
120	23	x	12.35	x
125	25	x	12.34	x
130	26	x	12.33	x
135	27	x	12.32	x
140	29	x	12.31	x
145	30	x	12.30	x

Tableau 1 : Volume marchand et diamètre moyen marchand d'un peuplement d'Epn avec un IQS de 9 en milieu naturel (Pothier et Savard 1998) et d'une plantation d'Epn avec un IQS de 6 (Prégent *et al.* 1996 jusqu'à 35 ans; MRNFP 2003 pour le volume marchand de 35 à 70 ans; extrapolation de l'auteur pour le DHP marchand moyen de 35 à 70 ans)

* Les chiffres en italique, qui correspondent aux caractéristiques de la plantation après 70 ans, sont jugés trop incertains pour être utilisés dans la présente étude.

** La méthode permettant d'extraire le diamètre marchand moyen en plantation de 35 à 70 ans est la même que celle utilisée par le MRNFP (2003) pour estimer le volume marchand pour les mêmes âges : On doit d'abord prendre les valeurs de ces variables pour une plantation à 35 ans dans les tables de Prégent *et al.* (1996) et les intégrer dans les tables de Pothier et Savard (1998) pour les faire évoluer en fonction de l'âge, de leur hauteur dominante et de la densité relative du peuplement jusqu'à 70 ans, comme si ces variables provenaient d'un peuplement naturel, en utilisant les équations appropriées. Les valeurs ainsi trouvées sont alors transformées en taux d'accroissement annuels, qui sont ensuite appliqués aux valeurs des variables en plantation à partir de 35 ans (Daniel Mailly, Direction de la recherche Forestière, MRNF, communication personnelle 2005). Cette méthode est approximative, mais elle est le meilleur estimé disponible et est jugée conservatrice.

Annexe II

Biomasse (kg) des différents compartiments de la Tige totale (Tt) de DHP moyen à un âge donné à partir des équations de Lambert *et al.* (2005) pour la tige, l'écorce (Ec) et la Tt, puis à partir de Kull *et al.* (2006) pour la souche et le sommet de l'arbre (SS) et la partie marchande (pm).

Tableau 1 : Biomasse (kg) des différents compartiments d'une tige totale de DHP moyen pour une plantation d'Epn d'un IQS 6 à un âge donné

Âge	B. tige	B. SS	B. pm	B. Éc	B. Tt
...					
15	0.31	0.02	0.28	0.08	0.39
20	2.09	0.17	1.93	0.45	2.54
25	17.22	1.38	15.84	2.92	20.14
30	23.66	1.89	21.77	3.88	27.54
35	29.60	2.37	27.23	4.74	34.34
40	31.75	2.54	29.21	5.04	36.79
45	33.73	2.70	31.03	5.32	39.05
50	35.54	2.84	32.70	5.58	41.12
55	37.18	2.97	34.20	5.81	42.98
60	38.65	3.09	35.55	6.01	44.66
65	39.96	3.20	36.76	6.19	46.15
70	41.12	3.29	37.83	6.35	47.47

Tableau 2 : Biomasse (kg) des différents compartiments d'une tige totale de DHP moyen pour un peuplement naturel DS d'Epn d'un IQS de 9 à un âge donné

Âge	B. tige	B. SS	B. pm	B. Éc	B. Tt
...					
40	28.31	2.27	26.05	4.55	32.87
45	27.74	2.22	25.52	4.47	32.21
50	27.42	2.19	25.22	4.43	31.84
55	27.23	2.18	25.05	4.40	31.63
60	27.12	2.17	24.95	4.38	31.50
65	27.05	2.16	24.89	4.37	31.43
70	27.01	2.16	24.84	4.37	31.37
75	26.97	2.16	24.81	4.36	31.33
80	26.93	2.15	24.78	4.36	31.29
85	26.90	2.15	24.74	4.35	31.25
90	26.86	2.15	24.71	4.34	31.20
95	26.81	2.15	24.67	4.34	31.15
100	26.77	2.14	24.63	4.33	31.10
105	26.72	2.14	24.58	4.32	31.04
110	26.66	2.13	24.53	4.32	30.98
115	26.61	2.13	24.48	4.31	30.91
120	26.55	2.12	24.42	4.30	30.85
125	26.49	2.12	24.37	4.29	30.78
130	26.43	2.11	24.31	4.28	30.71
135	26.37	2.11	24.26	4.27	30.64
140	26.31	2.10	24.20	4.27	30.57
145	26.25	2.10	24.15	4.26	30.50

Annexe III

Biomasse sèche (kg) des autres compartiments de l'arbre de DHP moyen à un âge donné à partir des équations de Lambert *et al.* (2005) pour le feuillage (F) et pour les branches (Br) et de Li *et al.* (2002) pour les racines (R)

Tableau 1 : Biomasse sèche (kg) des autres compartiments d'un arbre de DHP moyen pour une plantation d'Epn d'un IQS 6 à un âge donné

Âge	B. F	B. Br	B. Aérienne	B. R	B. Totale
...					
15	0.47	0.13	0.99	0.22	1.21
20	1.38	0.64	4.56	1.01	5.58
25	4.52	3.66	28.33	6.29	34.61
30	5.41	4.76	37.71	8.37	46.08
35	6.13	5.73	46.21	10.26	56.46
40	6.38	6.08	49.25	10.93	60.18
45	6.60	6.39	52.04	11.55	63.60
50	6.80	6.67	54.59	12.12	66.71
55	6.97	6.92	56.88	12.63	69.51
60	7.13	7.15	58.93	13.08	72.02
65	7.26	7.35	60.76	13.49	74.25
70	7.38	7.53	62.37	13.85	76.22

Tableau 2 : Biomasse sèche (kg) des autres compartiments d'un arbre de DHP moyen pour un peuplement naturel DS d'Epn d'un IQS de 9 à un âge donné

Âge	B. F	B. Br	B. Aérienne	B. R	B. Totale
...					
40	5.98	5.53	44.38	9.85	54.23
45	5.91	5.43	43.56	9.67	53.23
50	5.87	5.38	43.10	9.57	52.67
55	5.85	5.35	42.83	9.51	52.34
60	5.84	5.33	42.67	9.47	52.15
65	5.83	5.32	42.58	9.45	52.03
70	5.82	5.31	42.51	9.44	51.95
75	5.82	5.31	42.45	9.42	51.88
80	5.82	5.30	42.40	9.41	51.82
85	5.81	5.30	42.35	9.40	51.76
90	5.81	5.29	42.30	9.39	51.69
95	5.80	5.28	42.23	9.38	51.61
100	5.80	5.27	42.17	9.36	51.53
105	5.79	5.27	42.09	9.35	51.44
110	5.78	5.26	42.02	9.33	51.35
115	5.78	5.25	41.94	9.31	51.25
120	5.77	5.24	41.85	9.29	51.15
125	5.76	5.23	41.77	9.27	51.04
130	5.75	5.22	41.68	9.25	50.94
135	5.75	5.21	41.60	9.23	50.83
140	5.74	5.20	41.51	9.22	50.73
145	5.73	5.19	41.43	9.20	50.62

Annexe IV

Ratios utilisés pour la modélisation de la production de la biomasse à un âge donné à partir du volume marchand et des tableaux précédents

Tableau 1 : Ratios utilisés pour la modélisation de la production de la biomasse d'une plantation d'Epn d'un IQS 6 à un âge donné à partir du volume marchand

Âge	Tt/pm	SS/Tt	Ec/Tt	F/Tt	Br/Tt	R/Tt
...						
15	1.37	0.06	0.21	1.21	0.34	0.57
20	1.32	0.07	0.18	0.54	0.25	0.40
25	1.27	0.07	0.15	0.22	0.18	0.31
30	1.27	0.07	0.14	0.20	0.17	0.30
35	1.26	0.07	0.14	0.18	0.17	0.30
40	1.26	0.07	0.14	0.17	0.17	0.30
45	1.26	0.07	0.14	0.17	0.16	0.30
50	1.26	0.07	0.14	0.17	0.16	0.29
55	1.26	0.07	0.14	0.16	0.16	0.29
60	1.26	0.07	0.13	0.16	0.16	0.29
65	1.26	0.07	0.13	0.16	0.16	0.29
70	1.25	0.07	0.13	0.16	0.16	0.29

Tableau 2 : Ratios utilisés pour la modélisation de la production de la biomasse d'un peuplement naturel DS d'Epn d'un IQS de 9 à un âge donné à partir du volume marchand

Âge	Tt/pm	SS/Tt	Ec/Tt	F/Tt	Br/Tt	R/Tt
...						
40	1.26	0.07	0.14	0.18	0.17	0.30
45	1.26	0.07	0.14	0.18	0.17	0.30
50	1.26	0.07	0.14	0.18	0.17	0.30
55	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
60	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
65	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
70	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
75	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
80	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
85	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
90	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
95	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
100	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
105	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
110	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
115	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
120	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
125	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
130	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
135	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
140	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30
145	1.26	0.07	0.14	0.19	0.17	0.30

Annexe V

Explication du modèle CO2FIX version 3.1 (Schelhaas *et al.* 2004; Masera *et al.* 2003)

La méthode utilisée dans le modèle pour déterminer la quantité de carbone séquestrée dans la biomasse consiste d'abord à transformer l'accroissement annuel brut du volume des tiges du peuplement en biomasse, puis en carbone. Pour ce faire, la densité du bois et le contenu en carbone propre à l'épinette noire devaient être insérés dans le modèle.

Équation 1

$$C_{Tt} = \Sigma AAB * D * TrC$$

C_{Tt} = Quantité de carbone dans les tiges du peuplement (t C ha⁻¹)

AAB = Accroissement annuel brut du volume des Tt (m³ an⁻¹ ha⁻¹)

D = Densité de la biomasse sèche (t m⁻³)

TrC_{Tt} = Teneur relative en carbone de la biomasse de la tige totale (t C / t biomasse sèche)

Pour calculer la quantité de carbone contenue dans les branches, le feuillage et les racines (Br, F et R), le modèle simule la croissance de la biomasse contenue dans les tiges totales à un âge donné en fonction de la croissance relative de ces compartiments et du ratio exprimant leur contenu en carbone.

Équation 2

$$C_{(Br, R, F)} = (\Sigma (AAB * D) * Cr_{(Br, R, F)}) * TrC_{(Br, R, F)}$$

$C_{(Br, R, F)}$ = Quantité de carbone de chacun des compartiments (t ha⁻¹)

AAB = Accroissement annuel brut du volume des Tt ($m^3 \text{ an}^{-1} \text{ ha}^{-1}$)

D = Densité de la biomasse sèche ($t \text{ m}^{-3}$)

$Cr_{(Br, R, F)}$ = Croissance relative de la biomasse de chacun des compartiments par rapport à l'AAB (croissance du compartiment $(AAB * D)^{-1}$)

$TrC_{(Br, R, F)}$ = Teneur relative en carbone de la biomasse de chacun des compartiments ($t \text{ C} \text{ t}^{-1}$ de biomasse sèche)

Comme les tables de rendement utilisées ne comprennent que le volume marchand sans écorce en fonction de l'âge, la biomasse des autres compartiments (Ec, SS, Br, F et R) a dû être calculée à partir d'équations de régression retrouvées dans la littérature, conformément à la méthodologie proposée par Brown (2002) et Masera *et al.* (2003) et utilisée par Chen *et al.* (2002) et Gower *et al.* (1997). La variable dépendante utilisée dans ces équations étant le diamètre à hauteur de poitrine (DHP), la valeur moyenne du DHP marchand fournie dans les tables de rendement de Pothier et Savard (1998)⁴ en fonction de l'âge et du volume marchand a été utilisée (Voir les tableaux de l'annexe 2 et 3). La biomasse de chacun de ces compartiments à un âge donné a pu ainsi être estimée.

Un ratio entre la biomasse provenant de la partie marchande des tiges du peuplement et leurs parties non-marchandes (écorce, souche et sommet de l'arbre) a ensuite été calculé, afin d'intégrer ces compartiments dans le calcul de l'AAB pour la tige totale (Tt, soit partie marchande + partie non-marchande). Par la suite, un ratio entre la biomasse des feuilles et des branches du peuplement et la biomasse provenant des tiges totales du

même peuplement a été calculée (Kaipainen *et al.* 2004). La biomasse des racines a quant à elle été évaluée à partir d'un ratio entre la biomasse aérienne totale du peuplement (Tt + Br + F) et la biomasse souterraine (Cairn *et al.* 1997, Brown 2002, Li *et al.* 2002). En appliquant ces différents ratios aux volumes marchands et aux DHP marchands moyens fournis par les tables de rendement, la croissance de chacun des compartiments a pu être calculée et relativisée face à celle de la tige (Voir les tableaux de l'annexe 4). Cette méthode de calcul s'inspire de la méthode indirecte⁵ décrite par le guide des bonnes pratiques du GIEC (IPCC 2003).

Le modèle permet ensuite d'estimer la production de litière de chacun des compartiments en fonction de leur coefficient de cyclage annuel (et de mortalité, dans le cas de la tige totale), laquelle est multipliée par la quantité de biomasse présente dans ces mêmes compartiments (Kaipainen *et al.* 2004; Masera *et al.* 2003), puis la teneur respective en carbone. Cette quantité de carbone a été ensuite transférée dans le module sol à chaque année. Pour le système d'équations utilisé dans ce module, se référer à Liski *et al.* (2005).

⁴ Pour les plantations, l'extrapolation du diamètre moyen des tiges marchandes de 35 à 70 ans s'est faite de la même manière que l'extrapolation du volume marchand à partir des tables de rendement de Prégent *et al.* (1996) par le MRNFP (2003) (Annexe 1).

⁵ Cette méthode consiste à mesurer le volume disponible par ha, à partir des tables de production locale utilisées couramment en foresterie. Une fois le volume par unité de surface calculé (m^3/ha), il faut le convertir en biomasse à l'aide de la densité du bois. Ensuite, le rapport de cette biomasse du volume marchand sur la biomasse aérienne totale de l'arbre (incluant les feuilles, l'écorce, les branches, la souche et le sommet de l'arbre) doit être évalué pour en arriver à l'établissement d'un facteur d'expansion (ratio de la biomasse totale de l'arbre (écorce, souche, branches et feuillage) sur la biomasse du volume marchand). Ainsi, la *biomasse aérienne totale = le volume marchand * la densité du bois * le facteur d'expansion de la biomasse* (IPCC 2003).

Annexe VI

Discussion sur la justesse des paramètres utilisés dans la modélisation

Les paramètres généraux

La densité du bois représente le ratio de la masse sèche du bois sur le volume en $t m^{-3}$. Moore et Verspoor (1973) arrivent à des valeurs de densité qui se situent entre 0.37 et $0.65 t m^{-3}$ pour la tige et entre 0.42 et $0.64 t m^{-3}$ pour les branches d'Epn. Les moyennes respectives étaient de 0.53 et $0.56 t m^{-3}$. Ces échantillons provenaient seulement de 10 tiges cependant. Singh (1986) a trouvé que la densité du bois d'épinettes noires, à partir de 348 échantillons, est en moyenne de $0.454 t m^{-3}$ (0.353 à $0.625 t m^{-3}$) pour le bois vert. Les données compilées par Gonzalez (1990) pour 2153 épinettes noires ont montré une grande variation dans cette mesure, allant de 0.304 à $0.625 t m^{-3}$, mais cette variation ne montrait pas de relation claire avec la vitesse de croissance et l'âge des peuplements, comme rapporté par Singh (1986) pour la région des prairies canadiennes et par Hall (1984) pour Terre-Neuve. Conséquemment, une constante peut-être utilisée pour convertir le volume en biomasse. Chen *et al.* (2002), après avoir effectué des analyses, ont trouvé qu'une valeur constante de $0.445 t m^{-3}$ était acceptable pour tous les âges et les qualités de site en Ontario. La première valeur tirée d'un échantillon limité, citée ci-haut, a été écartée dans la présente étude. Celle-ci a été utilisée pour les fins du calcul.

En ce qui concerne la teneur relative du bois en carbone, presque toutes les études consultées utilisaient le facteur par défaut du GIEC (IPCC, 2004; Kaipainen *et al.* 2005; Tremblay *et al.* 2005b; Liski *et al.* 2001; Chen *et al.* 2002; Masera *et al.* 2003) qui est de 0.5 pour l'épinette noire, i.e. 50% de la biomasse totale du bois étant constituée de carbone. Ce facteur a donc été utilisé pour l'ensemble des équations intégrant le contenu en carbone de la biomasse dans le présent document. Chaque type de biomasse (feuilles,

racines, tige, litière, etc.) pourrait faire éventuellement l'objet d'analyses spécifiques, car Gower *et al.* (1997) ont trouvé que ce ratio était de 0.45 pour le feuillage et les racines fines de cette espèce.

Les paramètres spécifiques à la biomasse aérienne

Plusieurs études se sont attardées à confectionner des équations allométriques pour estimer la biomasse de différents compartiments de l'épinette noire. En Ontario, Chen *et al.* (2002) ont utilisé les équations de Evert (1985) pour prédire la biomasse des peuplements d'épinette noire. Ces équations ont été développées pour une utilisation à l'échelle canadienne en compilant les résultats de plusieurs études effectuées un peu partout au Canada (Ker 1984; Standish *et al.* 1985; Singh 1984; Lavigne 1982). Récemment, Lambert *et al.* (2005) ont apporté des modifications à ces équations pour corriger certaines faiblesses qui avaient été notées à partir de la base de données de « Energy from the Forest » (ENFOR) (principalement, les compartiments de l'arbre étaient traités comme totalement indépendants, alors qu'en fait ils sont dépendants). Cette base de données contenait 1534 analyses de tiges d'épinette noire, dont 714 provenaient du territoire québécois, qui ont permis de bâtir des équations de régression avec une capacité de prédiction (R^2) de 96% pour l'ensemble de la biomasse aérienne (93% pour la tige; 90% pour l'écorce; 61% pour les branches et 53% pour le feuillage). Ce sont donc ces dernières équations qui ont été retenues pour les estimations de la présente étude.

Bond-Lamberty *et al.* (2002) et Ter-Mikalian et Korzukhin (1997) affirment que l'inclusion de la hauteur des arbres n'amenait qu'une légère amélioration de la précision. Cependant, cette affirmation pourrait être relativisée par le fait que la mesure de la hauteur d'un arbre est plus imprécise que celle du diamètre à hauteur de poitrine, amenant ainsi une imprécision supplémentaire dans les estimations. C'est pour cette raison que la majorité des études, dont la présente, se concentrent sur une seule variable dans leur modèle. Alors que les équations générales semblent bien fonctionner pour la biomasse totale aérienne et celle des grosses racines, les équations pour le feuillage et les branches sont plus spécifiques au site (Bond-Lamberty *et al.* 2002).

Lambert *et al.* (2005), tout comme Grigal et Kernik (1984), ont noté que la majorité des équations évaluant la biomasse des Epn dans la littérature rapportaient des résultats comparables. Par contre, les peuplements ouverts et les plantations semblent se comporter différemment des peuplements fermés naturels en terme de répartition de la biomasse des feuilles et des branches (Moore and Verspoor 1973; Rencz and Auclair 1980). Une telle structure semble augmenter la quantité de biomasse par classe de diamètre par rapport aux forêts fermées (Grigal et Kernik, 1984). Cependant, ces études ont été faites sur un échantillonnage très limité (seulement 4 et 5 arbres, respectivement, ont été échantillonnés avec un diamètre supérieur à 10 cm) et la méthodologie appliquée diffère des études plus récentes (entre autre, Rencz and Auclair (1980) qui mesurent le DHP à 1.2 mètre du sol; pour leur part, Moore et Verspoor (1973) ne calculent que la biomasse totale de l'arbre). C'est pourquoi ces équations ont été écartées.

De même, Harding et Grigal (1985) ainsi que Pitt et Bell (2004) au Minnesota ont noté également des divergences entre les plantations d'épinettes blanches comparativement aux peuplements naturels. La biomasse d'un arbre en plantation était significativement plus grande que pour un arbre du même DHP en peuplement naturel. L'élagage naturel plus lent dans les plantations d'épinettes, particulièrement avant la fermeture du couvert, serait possiblement une raison pour expliquer ces différences (Harding et Grigal, 1985; Pitt et Bell, 2004).

Dans la littérature canadienne, les équations de régression qui servent à prédire la biomasse de la tige incluent souvent le sommet non marchand de la tige et la souche (Lambert *et al.* 2005). Elles excluent toutefois les cônes, les fruits et les branches mortes, conformément au protocole établi par Alemdag (1983). Afin d'établir un ratio entre la biomasse marchande et la biomasse totale de la tige, le pourcentage de la biomasse représenté par la souche et le sommet de l'arbre doit être estimé et soustrait de la biomasse de la tige. Ce pourcentage est cependant difficile à évaluer et peut varier de manière importante (Lambert *et al.* 2005). Freedman *et al.* (1992) évaluent cette valeur à 12% en moyenne pour les arbres matures. Dans une étude menée par le Service Canadien des Forêts, il a été trouvé que cette proportion représente en moyenne 8% pour un arbre mature au Québec (Kull *et al.* 2006). C'est donc ce ratio qui a été appliqué de manière constante aux estimations de la présente étude. Cette approche aura pour effet de sous-estimer la biomasse des arbres de faible diamètre, mais comme seuls les arbres marchands sont considérés, le biais amené sera vraisemblablement mineur.

De manière générale, il appert que le système d'équations retenu et les ratios utilisés sous-estimeront la biomasse du feuillage, des branches, de la souche et du sommet des arbres marchands des peuplements dénudés et de la plantation.

En ce qui concerne les facteurs de mortalité et le cyclage des différents compartiments, peu d'information sur l'épinette noire a été trouvée dans la littérature. Les valeurs proposées par Kurz *et al.* (1999) ont été retenues puisqu'elles semblent constituer une valeur acceptable pour l'ensemble de la région boréale canadienne et que ces mêmes valeurs sont utilisées dans le modèle CBM-CFM2 (Kurz *et al.* 1999). Dans cette étude, la mortalité des arbres et le cyclage de la tige sont évalués à 1% an⁻¹, le cyclage du feuillage à 10% an⁻¹ et le cyclage des branches à 4% an⁻¹. Les mesures prises sur les sites de BOREAS (Gower *et al.* 1997) indiquent des valeurs un peu plus faibles pour le feuillage et les branches, mais les sites étudiés ne sont pas représentatifs du contexte de la présente étude.

Les paramètres spécifiques à la biomasse souterraine

Une revue menée par Cairns *et al.* (1997) démontre que la biomasse racinaire est en général de 18 à 30 % celle de la biomasse aérienne, avec une moyenne de 26 % pour l'ensemble des espèces retrouvées dans la littérature. Cette proportion ne variait pas avec les zones latitudinales, la texture du sol et le type d'arbre. Par contre, l'âge et la latitude exacte permettent d'améliorer les estimations (Cairns *et al.* 1997). Mokany *et al.* (2005) ont aussi développé des équations spécifiques au type de biome, ce qui a eu pour effet

d'augmenter les estimations de la quantité de carbone retrouvée dans les racines à l'échelle mondiale. Birdsey (1992) a estimé que la biomasse totale des racines chez les espèces américaines, toutes essences confondues, était en moyenne entre 15.5 et 19.7% de la biomasse totale. Considérant les difficultés associées aux calculs de la biomasse souterraine, il est conseillé d'utiliser un facteur de conversion de la biomasse aérienne en biomasse souterraine développé localement, ou plus globalement si ces études sont inexistantes (IPCC 2003; Brown 2002). Au Canada, Li *et al.* (2002) ont déterminé qu'en général la biomasse racinaire des conifères était 22.2% celle de la partie aérienne. Freedman *et al.* (1992) estime que, selon la littérature, ce facteur pourrait varier de 20 à 50% dans les forêts tempérées. Pour les estimations de la présente étude, le ratio 22.2% proposé par Li *et al.* (2002) a été utilisé, car il intègre un maximum de données en territoire canadien (35 sites, alors que la majorité des sites étudiés proviennent de la Russie, soit 191 sur 340). De plus, ce ratio a été déterminé uniquement à partir de conifères et un R^2 de 0.80 lui confère une puissance relativement élevée.

En ce qui concerne le cyclage des racines, la valeur annuelle proposée par Kurz *et al.* (1999) de 2% de la biomasse sera utilisée. Le modèle CO2FIX ne fait pas de distinction entre la biomasse des racines fines et celle des grosses racines. Le fait d'appliquer le même pourcentage de cyclage pour les racines fines et pour les grosses racines sous-estime sans doute de beaucoup la quantité de biomasse racinaire qui sera retournée au sol à chaque année. En effet, la mortalité des racines fines a été évaluée à 21 \% an^{-1} et à 40 \% an^{-1} (par rapport à la masse racinaire totale) dans le nord et le sud de la région de BOREAS, respectivement (Chen *et al.* 2002, à partir des données de Steele *et al.* 1997).

Comme la production de racines fines et leur décomposition sont d'importants processus responsables de l'apport de C dans le sol (Steele *et al.* 1997; Ruess *et al.* 1996), la quantité de C accumulée dans la litière et le sol sera probablement sous-estimée. D'autres recherches seront nécessaires afin de préciser cet autre élément important de la biomasse totale.

Annexe VII

Description du modèle YASSO utilisé pour le module sol dans le modèle CO2FIX v. 3.1

Comparativement à d'autres modèles, par exemple CENTURY (Parton et al. 1987) et Roth C (Coleman et Jenkinson, 1996), Yasso requiert moins d'intrants, ce qui convient bien aux projets qui utilisent des données typiquement récoltées dans les inventaires forestiers. Palosuo *et al.* (2005) ont testé la capacité de Yasso à prédire la décomposition de la litière prélevée en milieu canadien avec des espèces locales, dont l'épinette noire. Ils ont découvert que le modèle surestima en général le taux de décomposition de la litière. Pour les espèces autres que le mélèze et les espèces herbacées, la capacité de prédiction variait entre 50 et 66% selon les années suivant le cyclage, ce qui est satisfaisant étant donné la difficulté à mesurer la vitesse de décomposition de la matière organique (Palosuo *et al.* 2005). Comme la capacité de prédiction est plus élevée pour les estimations réalisées en Europe, où le modèle a été calibré, une calibration régionale propre à la forêt boréale canadienne pourrait améliorer les résultats, selon Palosuo *et al.* (2005).

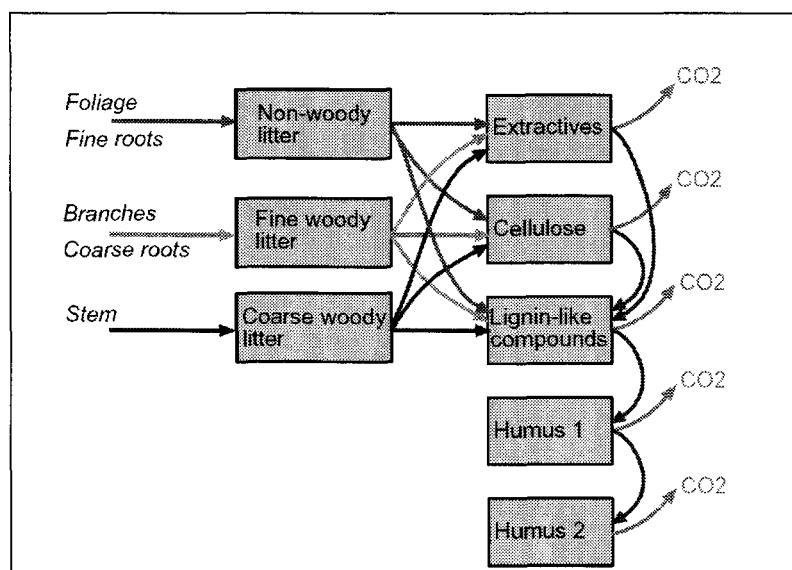


Figure 1: Flux et compartiments impliqués dans le modèle Yasso (tirée de Schelhaas et al. 2004)

Yasso estime donc les changements dans le carbone organique du sol à partir des changements dans la production annuelle de litière. La quantité de carbone retrouvée dans le sol au temps 0, soit avant le début du projet à modéliser, provient d'un calcul de l'apport régulier moyen de litière, de la qualité de cette litière et des données climatiques annuelles moyennes de la région. Liski *et al.* (2005) ont trouvé que les estimés des changements annuels de stock de carbone dans le sol liés à une production de litière différente sont plus précis que les estimés de la quantité de C contenu dans le sol à un moment donné. Ce résultat indique que le modèle est adéquat pour comparer la différence entre le carbone organique retrouvé dans le scénario de référence et celui du projet de boisement, mais moins pour évaluer la quantité de carbone retrouvée à un moment précis dans l'une ou l'autre des simulations. D'autant plus que la quantité estimée de carbone contenu dans le sol pour chacun des deux scénarios a été vraisemblablement sous-estimée par le fait que la production de litière par la végétation et les tiges non commerciales n'a pas été comptabilisée, faute de données.

Annexe VIII

Description des facteurs d'émissions

Facteurs d'émissions (FE) généraux utilisés dans les calculs

En ce qui concerne les GES émis par tous les carburants fossiles (Essence, diesel, propane, huile à chauffage), les facteurs d'émission utilisés seront systématique ceux proposés par Environnement Canada (2004) en fonction des différents modes de transport ou de production d'énergie. Ces facteurs varient très peu en fonction des sources consultées puisque la quantité de carbone présente dans ce type de combustible est presque toujours la même (GHG Protocol Initiative 2005b). Les émissions de CH₄ et de N₂O peuvent parfois varier considérablement en fonction de la technologie, mais elles ne changent jamais les résultats en CO₂ eq de plus de 5% pour un même combustible pour les facteurs choisis dans cette étude. Le tableau 1 présente les facteurs d'émissions en fonction du type d'utilisation et du carburant en kg de CO₂ eq l⁻¹.

Tableau 1 : Facteur d'émission des sources de carburants fossiles utilisés dans cette étude, en kg d'émissions par litre de combustible (adapté d'Environnement Canada, 2004)

Type d'utilisation et de carburant	CO ₂ (kg L ⁻¹)	NH ₄ (kg L ⁻¹)	N ₂ O (kg L ⁻¹)	CO ₂ eq (kg L ⁻¹)
<i>Transport</i>				
Machinerie et camion lourd, Diesel	2.73	1.00 x 10 ⁻⁴	1.00 x 10 ⁻⁴	2.76
Camion léger, Diesel	2.73	1.00 x 10 ⁻⁴	2.00 x 10 ⁻⁴	2.79
Camion léger, Essence	2.36	2.00 x 10 ⁻⁴	4.00 x 10 ⁻⁴	2.49
Véhicule tout terrain, Essence	2.36	2.70 x 10 ⁻³	1.00 x 10 ⁻⁴	2.45
<i>Chauffage et production d'électricité autonome</i>				
Bouilloire, Diesel	2.73	1.00 x 10 ⁻⁴	4.00 x 10 ⁻⁴	2.85
Bouilloire, Propane	1.50	0.00	1.00 x 10 ⁻⁴	1.53
Bouilloire, huile à chauffage	2.83	2.00 x 10 ⁻⁴	0.00	2.84
Générateur, Diesel	2.73	1.00 x 10 ⁻⁴	4.00 x 10 ⁻⁴	2.85

Les activités de transport ont été traitées au sein de chacun des processus. Pour chaque type de transport, la consommation annuelle moyenne de carburant par kilomètre parcouru fournie par la compagnie a été utilisée lorsque possible. Dans le cas où cette donnée spécifique n'était pas disponible pour la compagnie de transport en question, un facteur fourni par une autre source, indiquée dans les processus correspondants, a été privilégié. Le tableau 2 présente les facteurs d'émissions de ces modes de transport ajustés en fonction de la consommation de carburant par kilomètre parcouru. Dans les rares cas où le type de transport n'était pas connu, le facteur d'émission du transport des marchandises au Canada en t*km fourni par Villeneuve et Richard (2005) (0.114 kg CO₂ eq t⁻¹ km⁻¹) a été utilisé. Les distances parcourues, lorsque non précisées par la compagnie, ont été calculées à partir du lieu d'origine jusqu'à la destination avec l'outil développé par Directions Canada (page consultée le 20 février 2006), ou encore avec celui développé par le ministère des Transports au Québec (page consultée le 20 février 2006).

Tableau 2 : Consommation et facteurs d'émission des différents modes de transport autres que forestier

Mode de transport	Carburant	Consommation (L 100km ⁻¹)	FE ⁶ (kg L ⁻¹)	kg CO ₂ eq km ⁻¹
Camion transport de marchandise	Diesel	39.3	2.76	1.08
Camion remorque	Diesel	55.4	2.76	1.53
Camion construction	Diesel	100	2.76	2.76
Camion de livraison	Diesel	15.0	2.79	0.42

En ce qui concerne les émissions liées à la production des différents types de carburants fossiles, les facteurs d'émissions retenus et présentés dans le tableau 3 proviennent des études et simulations de GHGenius (2006). Ce modèle a été conçu pour évaluer les GES liés au cycle de vie de différents modes de transport en milieu canadien (GHGenius 2006). Cette étude répond bien aux critères temporel, technologique et géographique de la présente étude, car aucun travail semblable n'a été retrouvé pour le territoire québécois spécifiquement. Le projet GHGenius est le fruit de plus de 6 ans de travail adapté au contexte canadien à partir d'un modèle développé par Delucchi (1998). Les étapes prises en compte pour le calcul d'un facteur d'émission propre aux émissions de précombustion sont l'extraction de la matière brute et de son transport, la production et le raffinage du carburant proprement dit, le stockage et le transport du carburant vers le lieu de distribution puis, enfin, les fuites ou autres pertes encourues en moyenne lors de ces différentes étapes (GHGenius 2006).

⁶ Tirés du tableau 1

Tableau 3 : Facteur d'émission relatif aux opérations de précombustion des différents carburants fossiles (adapté de GHGenius 2006)

Opérations	kg CO ₂ eq L ⁻¹ en fonction du type de combustible				
	Huile				
	Huile chauffage	synthétique	Essence	Diesel	Propane
Extraction de la matière première	0.24	0.48	0.29	0.33	0.03
Transport de la matière première	0.04	0.04	0.03	0.04	NA
Production et raffinage du carburant	0.09	0.02	0.41	0.34	0.11
Distribution et stockage du carburant	NA	NA	0.03	0.02	0.09
Fuite et autres pertes	NA	NA	0.09	0.12	0.13
FE précombustion total	0.36	0.54	0.85	0.85	0.35

Dans la présente étude, l'huile moteur et les huiles hydrauliques seront traitées comme des huiles synthétiques.

Les modes de production d'électricité d'Hydro-Québec, soit le fournisseur électrique des installations branchées au réseau de la présente étude, sont divisés entre l'hydraulique, le gaz naturel, le nucléaire, l'éolien et la biomasse. Pour chacun de ces modes de production d'électricité, des facteurs d'émissions de GES par kWh, provenant d'une approche ACV, ont été puisés dans la littérature par Gagnon (2003) et repris dans cette étude (tableau 4). Une moyenne des GES produits pour un kWh fourni par Hydro-Québec a ensuite été calculée et utilisée comme facteur d'émission moyen dans le calcul.

Tableau 4 : Quantité de GES produite par Hydro-Québec, en fonction d'analyses de cycle de vie existantes (adapté de Gagnon et al. 2003)

Mode de production Électricité	Proportion de la production HQ (%)	kg CO ₂ éq kWh ⁻¹
Hydraulique – moyenne des réservoirs	92.7	0.02
Mazout Lourd	0.96	1.00
Charbon (importations d'électricité)	1.00	1.02
Gaz naturel	0.63	0.50
Biomasse	0.71	0.01
Nucléaire	3.74	0.02
Éolien	0.10	0.02
TOTAL	100	0,04
kg CO₂ éq kWh⁻¹ au Québec)		

Annexe IX

Description des processus couverts par l'analyse de cycle de vie

Pour chacun des grands processus analysés, la liste des intrants et extrants est approfondie. Les hypothèses reliées à la quantification des flux de GES leur étant associés sont aussi expliquées et les sources d'où proviennent les données sont affichées.

1. La production des semences

La production des semences au Québec se fait entièrement au centre de semences forestières de Berthier. Ce complexe comprend une usine de traitement des graines forestières d'une capacité annuelle de 15 000 hectolitres de cônes (337 538 000 semences), deux séchoirs à cônes et trois chambres froides pour la conservation des semences⁷. Les étapes nécessaires aux traitements des semences sont les suivantes :

1.1. Récolte des cônes en forêt naturelle et surtout en vergers à graines

La récolte se fait manuellement à partir d'échelles, de structures surélevées ou de nacelles. Les données relatives à la consommation de carburant et la productivité de la machinerie utilisée ont été fournies par un entrepreneur engagé par le Ministère des ressources naturelles et de la Faune (Monique Gilbert, communication personnelle) qui récolte les cônes avec des nacelles.

1.2. Transport des cônes de leur site de récolte jusqu'au lieu d'extraction

Le transport des cônes se fait par camion remorque, sur une distance moyenne d'environ 500 Km pour la région du Saguenay Lac St-Jean (Jean-

⁷ <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/entreprises/entreprises-semences-berthier.jsp>

Pierre Girard, MRNF, communication personnelle) avec un camion de transport de type régulier.

1.3. Utilisation de l'énergie pour les différentes étapes de production (chauffage des bâtiments, traitement des cônes de résineux, extraction des graines, séchage à l'aide de tarares, nettoyage des graines, enlèvement des ailes et autres opérations de gestion).

Il a été supposé que la quantité d'énergie nécessaire à la production de semences était identique pour chaque espèce, bien que certaines caractéristiques puissent varier d'une espèce à l'autre. La consommation énergétique a été fournie pour l'ensemble de la production des semences et la production de 5,065 millions de plants, correspondant à la production de la saison 2004-2005. L'allocation des besoins énergétiques pour les différentes opérations du centre n'a pas pu être effectuée de manière précise, puisque aucune mesure n'est prise sur place en ce sens. L'hypothèse retenue a donc été que la quantité d'énergie utilisée pour produire les plants dans ces serres était équivalente à celle d'une autre installation gouvernementale située à Normandin qui produit et livre elle-même 7,867 millions de plants. Cette quantité d'énergie, relativisée en fonction de la production, a été soustraite au bilan énergétique des installations de Berthier pour estimer le bilan propre aux semences. Cependant, les procédés utilisés et les types de plants produits diffèrent parfois entre les deux installations, ce qui diminue la qualité de ces estimés, qui seront tout de même utilisés puisqu'ils représentent la meilleure évaluation disponible. Afin de trouver le nombre de semences nécessaires au boisement d'un

hectare, le nombre de semences commandées par la pépinière de Normandin a été divisé par le nombre de plants livrés, puis multiplié par 2000 pour refléter la densité de plants mis en terre à l'hectare. Il a ensuite été possible de relativiser les émissions engendrées par la production des semences nécessaires au boisement d'un hectare.

1.4. Transport des graines vers la pépinière de Normandin

Les semences sont réexpédiées par service de messagerie (ex. Dicom, Purolator) à l'aide d'une camionnette jusqu'aux pépinières de Normandin, qui est le site de production analysé dans la présente étude.

2. La production des plants

Pour la culture des semis, les données recueillies auprès de la pépinière de Normandin (G. Marineau, communication personnelle) ont été utilisées pour quantifier les intrants et les extrants. Cette pépinière fournit une grande quantité des plants dans la région du nord du Lac St-Jean et tient un registre détaillé de son activité. En 2005, tous les plants furent produits en pépinière à l'extérieur et aucune dépense énergétique ne fut enregistrée pour le chauffage des plants en hiver. Il a été supposé que les plants utilisés pour le projet de boisement sont de gabarit 67-50 (réceptacles à 67 cavités de 50 cm³ chacune), comme il est normalement utilisé dans les territoires nordiques avec peu de végétation de compétition. L'allocation des dépenses énergétiques directement reliées aux installations de Normandin entre les différents types de plants produits a été effectuée en fonction de l'espace relatif occupé par chacun des types de plants. Comme les dépenses énergétiques

rapportées par la compagnie sont annuelles, elles ont dû être multipliées par le temps nécessaire à la production du type de plants en question pour trouver l'ensemble des dépenses énergétiques leur étant attribuables. L'allocation des dépenses liées à la matière première utilisée dans le substrat (engrais, herbicide, perlite, vermiculite, tourbe) de même que pour l'emballage (poly-éthylène haute densité (HDPE), carton pour les emballages) a été relativisée en fonction du volume de la carotte de chacun des types de plants.

2.1. Ensemencement dans les rigipots

2.1.1. Production des rigipots (plastique HDPE)

La compagnie chargée de produire les rigipots pour les Pépinières de Normandin, soit Plastiques IPL⁸ Inc. située à Saint Damien (Québec), a été contactée. IPL a transmis la quantité de plastique nécessaire à la fabrication d'un rigipot de 67 ou de 45 cavités. Les émissions de GES associées à la production de cette quantité de plastique ont du être tirées d'une étude préparée pour Plastics Europe (Boustead 2005) pour l'ACV de 1 kg de plastique haute densité (HDPE).

2.1.2. Transport des rigipots

Plastiques IPL Inc. a fourni les informations sur le type de transport utilisé, soit un camion remorque de 16.15 mètres de long, et la quantité de rigipots contenue dans un chargement (12 500 rigipots de 45 cavités et 20 000 rigipots de 67 cavités). Il a été supposé que le camion repart avec un

chargement de rigipots hors d'usage destinés au recyclage. La consommation de ce type de camion a été fournie par un transporteur qui œuvre dans l'est du Canada à partir de ses données provinciales (Michel Prebinski, Laidlaw carrier Inc., comm. pers.)

2.1.3. *Disposition des rigipots*

La durée de vie d'un rigipot est de 5 à 10 ans selon les données statistiques du fournisseur. Le total des émissions attribuables aux rigipots a donc été divisé par 7.5 pour les 67 cavités (rotation de 1 an) et par 3.75 pour les 45 cavités (rotation de 2 ans). Par manque de données, il a été supposé que l'énergie nécessaire au recyclage des rigipots est équivalente à l'énergie évitée de la production de matière première entrant dans la fabrication du plastique HDPE.

2.2. Utilisation de la tourbe comme substrat

2.2.1. *Extraction de la tourbe*

La tourbe utilisée dans la préparation des plants à la pépinière de Normandin provient des Tourbières Premier Horticulture, situées à Rivière du Loup. Seules les émissions provenant de l'extraction de la tourbe ont été calculées à partir de Cleary *et al.* (2005), qui ont calculé les dépenses énergétiques de l'industrie canadienne de la tourbe entre les années 1990

⁸ <http://www.ipl-plastics.com/>

et 2000. La majorité des émissions de cette activité proviennent de la combustion du diesel par la machinerie.

2.2.2. Transport de la tourbe

Le transport de la tourbe est effectué par des camions remorques de 16.15 mètres de long transportant 24 palettes de 909 kg chacune. La consommation de ce type de camion a été fournie par un transporteur qui œuvre dans l'est du Canada à partir de ses données provinciales (Michel Prebinski, Laidlaw carrier Inc., comm. pers.)

2.3. Utilisation d'herbicides

Les données concernant la quantité et le type d'herbicide utilisé proviennent de la pépinière de Normandin :

2.3.1. Production des herbicides

Le facteur d'émission provenant de leur production a été estimé à partir des données fournies par GHGenius (2006). Cependant, les données utilisées ne correspondent pas aux types d'herbicide utilisé dans les serres; l'incertitude reliée à ces facteurs d'émissions est donc importante.

2.3.2. Transport des herbicides

Le transport entre le lieu de fabrication des herbicides, soit la Coop fédérée à Québec, et les serres a été effectué en camion. Ce dernier a desservi au

passage d'autres clients, donc un facteur d'émission par t km⁻¹ de produits transportés, tel que fourni par Environnement Canada, sera utilisé pour estimer les GES imputables au transport de la quantité d'herbicide utilisée.

2.3.3. Utilisation des herbicides

Certains herbicides peuvent occasionner des émissions de GES lors de leur application. Cependant, aucune information n'a été trouvée à ce sujet pour les types d'herbicides utilisés dans cette étude. Comme la quantité utilisée est relativement petite, l'omission de cette activité dans le calcul du bilan n'entraîne pas de biais notable dans les résultats.

2.4. Utilisation de fertilisants

Les données concernant la quantité de fertilisants utilisée proviennent de la pépinière de Normandin. Le type de fertilisants a été fourni sous la formule N, P, K et Ca.

2.4.1. Production de fertilisants

Le facteur d'émission provenant de leur production a été estimé à partir des données rapportées dans le modèle GHGenius (2006), basé sur les statistiques de l'industrie canadienne. Les valeurs sont données en terme de quantité de N, P, K et Ca.

2.4.2. Transport de fertilisants

Le transport entre le lieu de fabrication des fertilisants et les serres a été effectué en camion. Selon les informations recueillies auprès de la pépinière de Normandin, le transport de ces produits est réalisé avec un camion de livraison conventionnel.

2.5. Utilisation de perlite et de vermiculite comme substrats additionnels

La perlite, une roche volcanique, et la vermiculite, petit groupe de minéraux, ont la capacité de se dilater après chauffage. Elles sont utilisées dans la production de plants comme substrat permettant d'aérer les racines et de retenir l'eau et les fertilisants après leur application.

2.5.1. Extraction de la perlite et de la vermiculite;

2.5.2. Production de la perlite et de la vermiculite

L'extraction et la transformation de la perlite et de la vermiculite se produisent à Baie-du-Fèvre par Perlite Canada Inc., Québec. Puisque qu'aucune donnée n'a déjà été récoltée ou transmise publiquement par une entreprise canadienne à ce sujet, les données relatives à la consommation de carburant, de plastique et de carton et à la productivité de la machinerie nécessaire à l'extraction de ces substrats et à leur transformation ont été tirées de Kellenberg *et al.* (2004) pour l'Europe.

2.5.3. Transport de la perlite et de la vermiculite

Le transport de la perlite et de la vermiculite de calcite s'effectue à l'aide d'un camion de 16.15 mètres de long. La consommation en diesel de ce type de transport a été évaluée à l'aide des moyennes de consommation d'un transporteur local (Réjean Boivin, Transport Alfred Boivin, comm. pers.).

2.6. Chauffage des bâtiments

2.6.1. Utilisation d'électricité

Les émissions de GES attribuables à l'utilisation d'électricité sont dépendantes du mode de production électrique en question. L'électricité utilisée à la pépinière de Normandin a été produite et distribuée par Hydro-Québec.

2.6.2. Utilisation de carburant

La quantité de carburant utilisée par la génératrice et autres machines motorisées qui fonctionnent occasionnellement, a été intégrée dans le bilan. Le facteur de combustion normalement utilisé pour les génératrices au diesel a été utilisé.

2.7. Chauffage des bâtiments

Le chauffage des bâtiments de la pépinière de Normandin s'effectue à l'aide de bouilloires industrielles, à l'huile et au propane. La quantité de chaque type de combustible a été compilée et le facteur d'émission correspondant aux bouilloires industrielles, en fonction du type de carburant, a été utilisé dans le calcul ici présenté.

3. Les opérations de récolte des arbres présents sur le site

Si le territoire dénudé contient une couverture de cime près de la limite supérieure et une certaine proportion d'arbres jugés de bonne dimension, il se peut que des opérations de récolte soient nécessaires avant la préparation du terrain. Les données relatives à ces opérations ont été recueillies grâce à la compagnie Bowater Inc. division Mistassini. Cette compagnie forestière gère une bonne partie des territoires dans le nord du Lac St-Jean et a collaboré étroitement aux expérimentations antérieures menées sur le boisement des territoires dénudés (Hébert *et al.* 2006). La récolte des données s'est échelonnée sur un an et représente la consommation moyenne de carburant de la machinerie pour les opérations se déroulant sur un hectare, alors que 4210 hectares environ sont récoltés annuellement aux alentours du camp Daniel, soit la région la plus nordique exploitée par la compagnie.

Quatre grandes catégories d'opération ont ainsi été identifiées pour les activités de récolte :

3.1. Abattage et ébranchage avec une abatteuse munie d'une tête multifonctionnelle et débardage avec un porteur

Les opérations d'abattage, d'ébranchage et de débardage ont été regroupées dans la même catégorie puisque les données ont été comptabilisées par équipe de travail, à partir des 7 équipes oeuvrant dans le secteur du camp Daniel. Les rendements rapportés par la compagnie sont compilés en litre de carburant par m^3 pour des territoires comprenant en moyenne $100\ m^3\ ha^{-1}$. Comme les milieux dénudés possèdent moins de $30\ m^3$ à l'hectare, la productivité des machines est inférieure. Selon les données auprès de la compagnie (Benoît Bouchard, Bowater Inc., comm. pers.), la consommation de carburant serait augmentée de 30% par m^3 récolté lorsque le volume par hectare est faible. Faute de donnée plus précise, c'est cette règle qui sera appliquée dans les calculs de l'étude.

3.2. Chargement des tiges avec un chargeur

Les chargeurs sont utilisés pour charger dans les camions de transport le bois coupé laissé sur le bord du chemin. En moyenne, les chargeurs consomment 0.18 litres de diesel pour charger $1\ m^3$ de bois (Benoît Bouchard, Bowater, comm. pers.).

3.3. Transport de la machinerie

Le transport de la machinerie s'effectue avec un camion route-forêt d'une capacité de 29 545 kg qui dessert le secteur d'opération de la compagnie. La

consommation annuelle en carburant de ce camion a été divisée par le nombre d'hectares récoltés pour trouver les émissions moyennes de GES par ha.

3.4. Transport du bois rond à l'usine

Le transport du bois rond entre le site de coupe et l'usine s'effectue à l'aide de camions hors norme d'une capacité de 50 000 kg. La distance annuelle (2004-2005) moyenne parcourue entre les sites et l'usine située à Mistassini a été utilisée pour calculer un facteur d'émission par m³ transporté.

4. La préparation de terrain

Pour la préparation de terrain, de même que pour les opérations de reboisement, les données ont été recueillies par la Coopérative forestière de Girardville Inc. Celle-ci est très active dans le nord du Lac St-Jean et a aussi participé aux premières expérimentations de boisement impliquant Bowater Inc. (Hébert *et al.* 2006). Pour trouver la consommation moyenne en carburant pour les 2 types d'opérations, la consommation de carburant annuelle totale a été divisée par le total de la surface traitée annuellement.

4.1. Transport de la machinerie

Le transport de la machinerie s'effectue avec un camion route-forêt d'une capacité de 29 545 kg.

4.2. Scariffrage avec un scarificateur à disques hydrauliques

Deux scarificateurs de marque Timber Jack (modèle 748) étaient à l'œuvre pour la coopérative au moment de la récolte de données. Leur consommation d'essence annuelle divisée par leur productivité annuelle a été le ratio utilisé pour estimer la consommation de carburant par ha traité dans cette étude.

5. Les opérations de reboisement

Pour le calcul des émissions, la consommation annuelle totale de carburant a été divisée par le total de la surface traitée annuellement pour fournir une consommation moyenne par ha. Les opérations de reboisement peuvent être séparées en quatre sources de GES, soient :

5.1. Transport des plants de la pépinière vers le camp forestier

Le transport des plants vers le camp forestier est fait à l'aide d'un camion remorque de 16.15 mètres de long, d'une capacité de chargement de 90 000 plants de 45 cavités et 198 320 plants de 67 cavités. Il est ici assumé qu'au retour des camions les rigipots vides de la livraison précédente sont récupérés.

5.2. Transport des reboiseurs

Le transport des reboiseurs entre leur lieu d'hébergement et le lieu de travail est fait avec quatre camionnettes diesel à 7 places « crewcab » loués et à l'aide de 2 minibus à 13 places diesel.

5.3. Transport des plants sur le site

Le transport des plants est fait avec deux camionnettes diesel « crewcab » et trois types de véhicules tout terrain.

5.4. Transport du personnel de suivi et de vérification

Le personnel de suivi se déplace à l'aide de 3 camionnettes 4 places à essence.

6. Maintenance et hébergement

Les travailleurs forestiers réalisant les opérations de récolte, de préparation de terrain et de reboisement doivent loger dans un camp forestier. Ces camps sont alimentés en électricité par des génératrices au diesel et en chaleur par du propane et du mazout. La consommation annuelle de ces carburants a encore une fois été divisée par la surface annuelle traitée pour en arriver avec un facteur d'émission de GES moyen par hectare relié au logement des employés. Les facteurs d'émission pour bouilloires commerciales fonctionnant au type de carburant respectif sont ici utilisés. Cette donnée est vraisemblablement surestimée car les opérations de reboisement s'effectuent en été, période où les besoins de chauffage et d'éclairage sont les moindres dans l'année.

7. Construction et entretien des chemins

7.1. Construction des chemins (Creusage, façonnage et niveling)

7.2. Entretien des chemins

Pour la construction des chemins, une équipe de travail munie d'une pelle mécanique, d'un tracteur et d'une niveleuse s'occupe de rendre accessible les peuplements à récolter. Puisque les territoires dénudés sont rendus accessibles grâce à ces chemins, une quantité de carburant leur sera attribuée. Ainsi, la quantité de carburant dépensée annuellement par la machinerie divisée par le nombre d'hectares rendus accessibles sera attribuée au boisement d'un hectare. Pour l'entretien des chemins, réalisé avec un fardier, le même principe sera respecté.

8. Suivi de la plantation

Afin de vérifier l'évolution de la plantation, des suivis sont prévus à chaque 5 ans environ (IPCC 2003). Pour la plantation de 70 ans, c'est donc 14 suivis qui sont nécessaires. Le transport des futurs vérificateurs a été extrapolé à partir des données recueillies pour le transport des vérificateurs des opérations de reboisement de l'année 2005 décrit précédemment.