

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

EFFET DE LA TRANSFORMATION D'UNE FORÊT NATURELLE EN FORÊT
AMÉNAGÉE SUR LES BÉNÉFICES DE SÉQUESTRATION INCLUS À L'EMPREINTE
CARBONE DES PRODUITS DU BOIS

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

DOMINIC LESSARD

DÉCEMBRE 2013

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier en premier lieu mon directeur de recherche Alain Leduc, ainsi que mes co-directeurs Pierre Bernier et Yves Bergeron, pour m'avoir offert la chance de travailler sur ce projet. L'implication qu'ils ont démontrée, leurs conseils, leur support et les longues heures qu'ils ont consacrées m'ont permis de mener ce projet à bon port.

J'aimerais remercier Frédéric Raulier de l'Université Laval et Jean-François Boucher de l'Université du Québec à Chicoutimi pour la révision du manuscrit, ainsi que Frédéric Laliberté du Chantier Chibougameau pour l'obtention des données. J'aimerais aussi remercier Antoine Nappi, du Bureau du forestier en chef, qui a mis toutes les ressources à sa disposition pour m'aider dans ce projet. Je ne pourrais passer sous silence l'aide de mes collègues de labo qui m'ont souvent guidé, conseillé, mais surtout diverti.

Cette recherche a été réalisée grâce au financement du Fonds de recherche du Québec - Nature et Technologie (FQRNT) et du Programme de formation en modélisation de la complexité de la forêt (MCF). Je tiens à remercier ces deux organismes pour leur support et les bourses d'études qu'ils m'ont octroyées.

Enfin, j'aimerais remercier Mélanie, qui m'a encouragé tout au long de ma recherche et qui, par sa simple présence, me permettait d'oublier momentanément tous les soucis et angoisses qui ont surgi au cours de la réalisation de ce projet.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
RÉSUMÉ	xi
INTRODUCTION	1
ÉTAT DES CONNAISSANCES.....	3
1.1. Impact de l'aménagement forestier sur le bilan de carbone	3
1.2. Influence des feux de forêt sur le bilan de carbone d'un territoire	3
1.3. Capacité de support en carbone d'un écosystème forestier	4
1.4. Méthodes de comptabilisation du carbone forestier	5
1.5. Modèles de dynamique du carbone forestier	6
MÉTHODOLOGIE.....	7
2.2. Données	8
2.3. Modèle	9
2.4. Hypothèses de modélisation	10
2.5. Scénarios de modélisation	10
2.6. Nombre de simulations à effectuer pour l'approche Monte-Carlo	14
2.7. Volume de bois récolté sur le territoire depuis 1969	14
2.8. Analyse et traitement des résultats	15
RÉSULTATS	17
DISCUSSION	29
4.1. Impact de l'aménagement.....	29
4.2. Impact du feu	30
4.3. Impact sur l'ACV des produits du bois	32
4.4. Inclure ou non les émissions du passé	34
CONCLUSION	35
ANNEXE A	
ANALYSE DU NOMBRE DE SIMULATIONS NÉCESSAIRES POUR L'APPROCHE MONTE CARLO.....	37
RÉFÉRENCES CITÉES	41

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Localisation de l'unité d'aménagement.....	8
2.2 Ensemble des flux faisant varier les stocks de carbone de l'écosystème forestier de l'UAF.....	16
3.1 Résultats des 50 simulations pour le scénario non aménagé (1), cycle de feu 250 ans et dynamique stochastique des feux..	19
3.2 a) Volume de bois récolté annuellement. b) Résultats des 50 simulations pour le scénario aménagé (2), cycle de feu 250 ans et dynamique stochastique des feux.	20
3.3 Comparaison des stocks de carbone des scénarios non aménagés et aménagés pour les principaux réservoirs modélisés par CBM-CFS3.....	21
3.4 Perte moyenne en carbone par m ³ de bois récolté depuis 1969.....	23
3.5 Évolution des stocks de carbone des scénarios (3) à (16) tel qu'estimés au moyen du modèle CBM-CFS3..	26
3.6 Échange net moyen de C avec l'atmosphère par m ³ de bois récolté selon le cycle de feu futur.	28
4.1. Comparaison des émissions et des bénéfices de séquestration pouvant être inclus à l'analyse de cycle de vie des produits du bois.	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Description des scénarios utilisés dans la simulation du carbone forestier d'une unité d'aménagement forestier au moyen du modèle CBM-CFS3	13
3.1 Perte totale en C à l'échelle de l'UAF, perte moyenne en C par m ³ de bois récolté et échange net en C avec l'atmosphère par m ³ de bois récolté.	22
3.2 Perte totale en C après 440 ans d'aménagement forestier selon différents cycles de feu.	27

RÉSUMÉ

Dans un contexte où les forêts seront mises à profit pour l'atténuation et l'adaptation aux changements climatiques, il devient primordial de pouvoir estimer la contribution de l'écosystème forestier à lors de la détermination de l'empreinte carbone des produits du bois. À partir des mêmes données servant au calcul de possibilité forestière, nous avons réalisé un exercice de modélisation au moyen du modèle CBM-CFS3 afin d'établir l'impact de la transformation d'une forêt naturelle en forêt aménagée sur le bilan de carbone d'une unité d'aménagement forestier (UAF). Les perturbations par le feu ont été incluses à la modélisation au moyen d'une approche Monte-Carlo. Les résultats montrent une diminution des stocks de carbone de l'ordre de 4.4 ± 1.3 MtC (-7%) après 400 ans d'aménagement par rapport à la capacité de support en carbone du territoire. Malgré cette légère baisse, la récolte d'un m³ de bois engendre tout de même un bénéfice de séquestration nette de 0.070 ± 0.059 tC/m³ pour la première période de 100 ans. Enfin, nous avons démontré qu'une intensification du régime de feu dans le contexte des changements climatiques diminuerait les bénéfices de séquestration par l'écosystème pour chaque m³ de bois récolté.

MOTS-CLÉS : aménagement forestier, carbone, cycle de feu, analyse de cycle de vie, empreinte carbone, émissions, produit du bois.

INTRODUCTION

L'approche par analyse du cycle de vie (ACV) s'impose de plus en plus comme l'outil de prédilection dans l'évaluation du bilan de carbone du secteur forestier (Blouin et Berger, 2004 ; Perez-Garcia *et al.*, 2005 ; Eriksson *et al.*, 2007 ; Salazar et Meil, 2009 ; Gustavsson, Joelsson et Sathre, 2010 ; Puettmann *et al.*, 2010 ; Sathre et O'Connor, 2010 ; Lippke *et al.*, 2011). Ce type d'analyse prend en compte toutes les émissions de gaz à effet de serre (principalement le CO₂) produites sur l'ensemble du cycle de vie des produits du bois; des activités d'extractions de la ressource à la disposition du produit, en passant par la manufacture, la phase d'utilisation et le transport du produit. Par contre, il existe une grande disparité dans le choix des frontières opérationnelles de ce type d'analyse, ce qui engendre une disparité dans les émissions qui sont incluses à l'empreinte carbone des produits du bois (Sathre et O'Connor, 2010). Très souvent, les émissions nettes de l'écosystème forestier sont laissées de côté (Sedjo, 2002 ; Lippke *et al.*, 2004 ; Knight *et al.*, 2005 ; Salazar et Meil, 2009) en raison de la complexité d'intégrer tous les processus dynamiques (croissance, décomposition, perturbations, etc.) dans la modélisation des stocks de carbone d'un territoire. Pour la biomasse forestière, l'inclusion des émissions nettes de l'écosystème a été jugée cruciale (Searchinger *et al.*, 2009 ; Cherubini et Strømman, 2011). Pour les autres produits du bois, on préfère souvent poser l'hypothèse que les stocks de carbone sont à l'équilibre et que, par conséquent, l'échange net de carbone entre l'écosystème et l'atmosphère est nul. Or, il a été démontré que la conversion d'une forêt naturelle en forêt aménagée engendre une diminution des stocks de carbone à l'échelle du territoire, et ce jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre (Kurz, 1998). Cette baisse des stocks de carbone à l'échelle du paysage peut être quantifiée afin de préciser l'empreinte carbonique des produits du bois.

Une des difficultés qui se pose au moment de l'élaboration d'un bilan de carbone forestier découle du fait que l'aménagement forestier se réalise dans un milieu soumis aux perturbations naturelles comme le feu et les épidémies d'insectes, dont les régimes sont largement stochastiques dans le temps et dans l'espace (Yamasaki *et al.*, 2008). Cette incertitude est souvent mise de côté lors de l'établissement de bilans de carbone parce que

certaines modèles ne permettent pas l'intégration des perturbations naturelles (Masera *et al.*, 2003). On préfère poser l'hypothèse que l'aménagement forestier se fait dans un milieu où il y a absence de perturbations naturelles. Or en forêt boréale, l'impact des perturbations naturelles sur le bilan de carbone est significatif (Bond-Lamberty *et al.*, 2007 ; Kurz *et al.*, 2008 ; Metsaranta *et al.*, 2010 ; Stinson *et al.*, 2011). Dans ce contexte où l'aménagement forestier peut nuire ou servir la lutte aux changements climatiques, et a cours dans un milieu dynamique caractérisé par des perturbations naturelles fréquentes, il s'avère essentiel d'intégrer les perturbations naturelles dans la détermination de l'échange net de l'écosystème forestier avec l'atmosphère.

L'objectif principal de cette étude consiste donc à déterminer les émissions nettes de carbone de l'écosystème forestier pour chaque unité de bois récolté à l'échelle d'une unité d'aménagement forestier (UAF). Notre but est de préciser les bénéfices de séquestration associés à l'écosystème forestier qui sont inclus à l'analyse de cycle de vie des produits du bois. Nous avons aussi comme objectifs secondaires de quantifier l'impact de l'aménagement forestier sur les stocks de carbone, ainsi que d'évaluer l'incertitude engendrée par la variabilité interannuelle des superficies brûlées et l'évolution des cycles de feu sur les stocks de carbone d'un territoire forestier. Pour y arriver, nous avons modélisé les stocks de carbone d'une UAF située en forêt boréale afin de connaître l'état historique des stocks de carbone et leur évolution pour les 400 prochaines années. Cet exercice nous a permis d'établir la quantité nette de carbone qui a été séquestré par m^3 de bois récolté depuis le commencement de l'exploitation forestière sur ce territoire il y a 40 ans.

ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1. Impact de l'aménagement forestier sur le bilan de carbone d'un territoire

Plusieurs études ont démontré que l'aménagement forestier influence la quantité de carbone qui est stocké dans l'écosystème (Apps et Price, 1996 ; Kurz, 1998 ; Eriksson *et al.*, 2007 ; Jandl *et al.*, 2007 ; Neilson *et al.*, 2007 ; Boisvenue *et al.*, 2012). De façon générale, l'aménagement forestier diminue l'âge moyen de la forêt en récoltant les peuplements les plus âgés, qui sont aussi les peuplements qui contiennent le plus de carbone, ce qui a pour effet de tirer la distribution des classes d'âge vers un rajeunissement. Kurz et al. (1998) ont montré que la diminution des stocks de carbone causée par l'aménagement forestier peut varier de 0 % à 42 % pour différents écosystèmes forestiers du Canada. La raison de cette forte variation dans les résultats réside dans la différence des régimes de perturbations naturelles; les écosystèmes caractérisés par des cycles de feu ou d'épidémies très fréquents (p.ex. forêt boréale) sont moins impactés par l'aménagement que les écosystèmes avec des cycles de perturbations très longs (p. ex. forêt tempérée humide de la côte ouest). L'aménagement forestier offre aussi l'opportunité de réduire les émissions de carbone par le biais du contrôle des incendies et des épidémies d'insectes. Elle permet aussi d'augmenter le nombre et l'efficacité des puits de carbone au moyen de mesures spécifiques tels que le reboisement, l'allongement des révolutions forestière, l'adoption de méthodes sylvicoles adaptées, la réduction des délais de régénération, l'application de fertilisation azotée, la sélection judicieuse des essences et l'amélioration génétique des semis (Metz, 2007).

1.2. Influence des feux de forêt sur le bilan de carbone d'un territoire forestier

Les feux de forêt ont une influence significative sur la quantité de carbone stocké en forêt boréale (Kasischke, Christensen et Stocks, 1995 ; Harden *et al.*, 2000 ; Flannigan *et al.*, 2005 ; Bond-Lamberty *et al.*, 2007 ; Balshi *et al.*, 2009 ; de Groot, Pritchard et Lynham, 2009). La perte de carbone causée par la combustion de la matière organique et l'émission de CO₂ vers l'atmosphère est bien documentée dans la littérature (Amiro *et al.*, 2009 ; de Groot, Pritchard et Lynham, 2009), mais le feu possède une emprise beaucoup plus grande sur le cycle du

carbone. La fréquence des feux influence directement la distribution des classes d'âge sur un territoire, et par le fait même, la quantité totale de carbone qui est stockée en forêt (Pregitzer et Euskirchen, 2004). Le feu convertit aussi la biomasse vivante en charbon, un matériau inerte qui se décompose difficilement et qui emmagasine le carbone pendant des millénaires (Ohlson *et al.*, 2009). Il a aussi une influence sur le régime thermique des couches minérales et organiques du sol, ce qui a un impact direct sur le taux de décomposition de la matière organique (Kasischke *et al.*, 2000). Enfin, on a aussi démontré que le feu augmentait la disponibilité des éléments nutritifs, permettant ainsi une augmentation de la productivité primaire nette après feu (Wardle, Zackrisson et Nilsson, 1998 ; Simard *et al.*, 2001). Le feu tient donc un rôle de premier plan dans la dynamique du carbone en forêt boréale, et ce rôle pourrait bien être amplifié avec la progression des changements climatiques.

Plusieurs chercheurs ont étudié l'effet potentiel des changements climatiques sur les régimes de feu en forêt boréale (Wotton et Flannigan, 1993 ; Kasischke et Stocks, 2000 ; Bergeron *et al.*, 2004). Bergeron *et al.* (2006) ont montré que le taux de brûlage de la pessière à mousses pourrait augmenter de 65 % dans un scénario 2xCO₂. Une autre étude suggère que le taux de brûlage de la forêt boréale pourrait doubler (de 0.22 %/ans à 0.45 %/ans) d'ici la fin du 21^e siècle, tout en demeurant à l'intérieur de l'intervalle historique de variabilité (0.37 %/ans à 0.90 %/ans) pour cet écosystème (Bergeron *et al.*, 2010). Cette augmentation des perturbations par le feu pourrait avoir un impact non négligeable sur le bilan de carbone de la forêt boréale (Kasischke, Christensen et Stocks, 1995 ; Harden *et al.*, 2000 ; Kasischke *et al.*, 2000 ; van Bellen, Garneau et Bergeron, 2010). Or très peu d'études à ce jour ont tenté d'estimer l'impact de l'augmentation des perturbations par le feu sur le bilan de carbone d'un territoire sous aménagement (Kasischke, Christensen Jr et Stocks, 1995). C'est ce que nous proposons de faire à l'échelle d'une unité d'aménagement forestier.

1.3. Capacité de support en carbone d'un écosystème forestier

La comparaison de scénarios d'aménagement ou de perturbation naturelle dans le but d'évaluer leurs impacts sur le bilan de carbone d'une forêt requiert l'établissement d'un état de référence. Très souvent, on utilise le scénario « cours normal des affaires » comme état de référence, de façon à permettre l'évaluation d'une nouvelle stratégie d'aménagement par

rapport à celle qui a cours en ce moment. Or, pour arriver à établir l'impact de l'aménagement forestier, le scénario de référence doit exclure toute forme d'aménagement. Un concept en émergence qui traduit bien cette réalité est la « capacité de support en carbone d'un écosystème », qui se définit comme la quantité de carbone stocké dans un écosystème à l'état naturel. L'état naturel dans ce cas inclut les perturbations naturelles et exclut les perturbations humaines comme l'aménagement forestier (Gupta et Rao, 1994 ; Zhang et Justice, 2001 ; Keith *et al.*, 2010). On utilisera donc ce concept comme scénario de référence dans cette étude.

1.4. Méthodes de comptabilisation du carbone forestier

Il existe deux grandes approches pour mesurer les gains ou les pertes de carbone d'un écosystème forestier : (1) mesure des flux de carbone; ou (2) mesure de la variation des stocks de carbone (Houghton *et al.*, 1996 ; Watson et Change, 2000 ; Ney, Schnoor et Mancuso, 2002).

L'approche par flux constitue une mesure directe de la fluctuation des échanges de carbone entre les différentes composantes de l'écosystème, incluant l'atmosphère. Puisqu'elle consiste à mesurer la fluctuation du carbone et non la quantité absolue de carbone présent dans l'écosystème, elle ne peut être utilisée pour estimer le carbone présent sur un territoire. C'est pourquoi nous privilégions la deuxième approche dans ce projet de recherche.

L'approche par stock est la méthode utilisée par les pays signataires de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques pour rapporter leurs émissions de GES (Houghton, 2003). Basée sur les inventaires forestiers provinciaux et nationaux qui sont menés sur une base périodique, elle consiste à évaluer les stocks de carbone à partir des données forestières classiques. Pour y arriver, une conversion du volume de bois en carbone est nécessaire. Cette conversion est effectuée au moyen de facteurs d'expansion de biomasse propres à chaque type d'essence ou de peuplement forestier et au moyen de courbes allométriques permettant de déterminer le contenu en carbone de la biomasse souterraine, de la matière organique morte et des sols (Loewe, Seufert et Raes, 2000 ; Coomes *et al.*, 2002). Il existe deux variantes de la méthode basée sur l'inventaire. La première, appelée « Successive baseline comparison », consiste à estimer le niveau de carbone associé à deux

ou plusieurs inventaires successifs et de comparer les résultats entre eux de façon à connaître l'évolution des stocks de carbone dans le temps (Ney, Schnoor et Mancuso, 2002). Avec la deuxième méthode, appelée « Baseline plus estimated stock changes », un seul inventaire sert de mesure de référence en fonction duquel on enregistre tous les écarts (Penman et al 2002). On entend par écarts tous les ajouts de carbone au système (boisement et productivité primaire nette de l'écosystème) et les pertes de carbones (déforestation, récolte, feux, épidémie d'insecte, etc.). Cette méthode est celle utilisée dans la plupart des modèles de bilan de carbone. C'est cette dernière méthode qui sera utilisée dans ce projet de recherche.

1.5. Modèles de dynamique du carbone forestier

On reconnaît deux familles de modèles de dynamique du carbone forestier : les modèles fonctionnels (ou mécanistes) et les modèles empiriques. Les modèles fonctionnels (EFISCEN (Nabuurs et al 2002), CO2FIX (Masera *et al.*, 2003), TRIPLEX (Peng et al 2002)) nécessitent l'intrant de données comme l'index de surface foliaire (LAI), ainsi que certaines variables climatiques et des sols, et ce à des intervalles de temps très courts. Ces modèles sont bien adaptés pour évaluer l'impact des changements climatiques sur les stocks de carbone forestier, de la même façon qu'ils s'avèrent utiles lorsqu'il y a absence de données empiriques sur la croissance des espèces forestières.

Les modèles construits à partir des données empiriques de croissance (CBM-CFS3 (Kurz *et al.*, 2009) CENTURY4.0 (Price et al, 1999), FORCARB (Heath, Birdsey et Williams, 2002), TEM (Titan et al 1999)) sont alimentés par le même type de données qu'utilisent les gestionnaires forestiers dans leur analyse de possibilité forestière : le volume marchand sur pied en fonction de l'âge et du type forestier, ainsi que la distribution des classes d'âge pour chacun des types forestiers. Ces modèles sont donc particulièrement bien adaptés pour simuler, au niveau opérationnel, l'effet des activités humaines et des perturbations naturelles sur la dynamique du carbone d'un territoire donné (Kurz *et al.*, 2009). C'est pour ces raisons que nous avons choisi d'utiliser un modèle empirique pour ce projet, plus spécifiquement le modèle CBM-CFS3 développé par le Service canadien des forêts.

MÉTHODOLOGIE

2.1. Territoire à l'étude

L'unité d'aménagement forestier (UAF) choisie pour cette étude est l'UAF 26-62, située à l'est du lac Mistassini et dont le centre géographique est localisé à une latitude de 50° 43' N et à une longitude 73° 19' O (voir Figure 2.1). Elle couvre une superficie totale de 550 521 ha, dont 215 899 ha sont destinés à la production forestière. L'entièreté du territoire se trouve dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest, caractérisé par une température annuelle moyenne de -2.5 à 0 °C, une saison de croissance de 140 à 150 jours et des précipitations annuelles moyennes de 700 à 900 mm (Blouin et Berger, 2004). Les espèces forestières dominantes sont l'épinette noire (*Picea mariana*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le mélèze (*Larix laricina*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*). Les peuplements à dominance résineuse constituent 73 % du couvert forestier, les peuplements mélangés 14 %, alors que les peuplements en régénération représentent 10 % du territoire.

Plusieurs raisons nous ont amenés à choisir cette UAF. L'exploitation forestière sur le territoire n'a débuté qu'en 1969, ce qui facilite l'accès aux données historiques de coupe et nous permet d'estimer avec plus de précision la quantité de bois récolté depuis le début de la récolte de bois sur l'UAF. De plus, la grande prédominance de l'épinette noire sur le territoire permet de limiter le nombre de strates forestières regroupées entrant dans la modélisation et l'uniformité des pratiques sylvicoles sur le territoire simplifie grandement la modélisation. Par exemple, la coupe totale à faible rétention (CPRS ou CPPTM) représente 99.6 % des méthodes de coupes utilisées. Enfin, la littérature suggère que les épidémies de tordeuses des bourgeons d'épinette sont moins agressives dans ce secteur qu'ailleurs au Québec, ce qui nous a permis de mieux comprendre l'impact du feu sur les stocks de carbone du territoire (Morin et Laprise, 1990 ; Tremblay, Rossi et Morin, 2011).

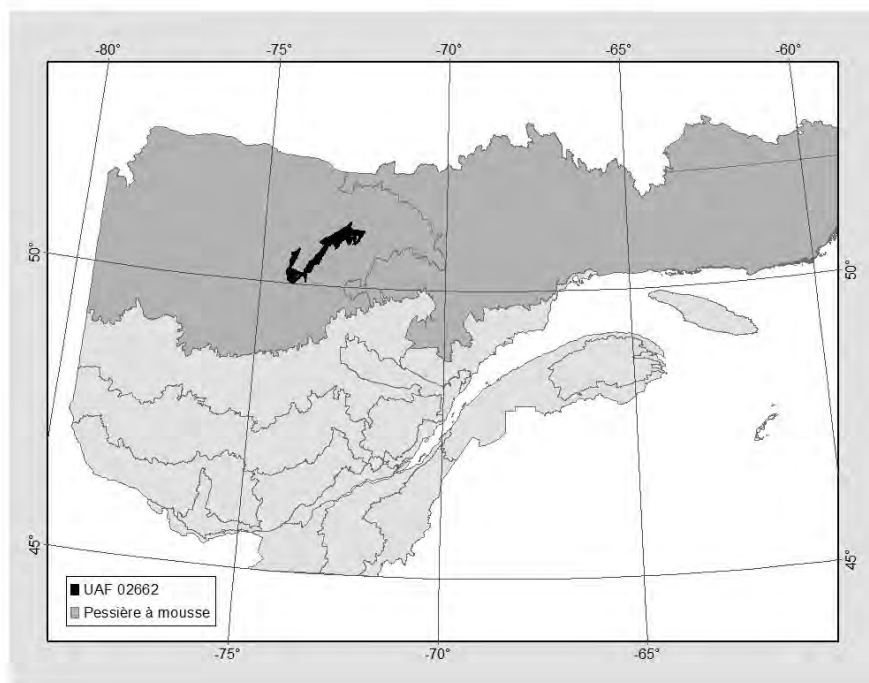


Figure 2.1 Localisation de l'unité d'aménagement forestier (UAF) choisie pour cette étude.

2.2. Données

Les données d'inventaire et les courbes de croissance spécifiques à l'UAF 26-62 ont été fournies par le Bureau du forestier en chef (BFC). Ce dernier a effectué un travail de mise à jour des données d'inventaire du Ministère des Ressources Naturelles (MRN) complété en 2000 afin de créer un portrait de l'UAF en date du 31 mars 2008. Il a aussi effectué un travail de regroupement des strates forestières et des courbes de croissance afin de réduire leur nombre sur le territoire. La méthode de regroupement des strates et des courbes de croissance est expliquée dans le Manuel du calcul des possibilités forestières (Poulin, En préparation). Les données suivantes ont été extraites de l'inventaire : le numéro de la strate regroupée, la classe d'âge, l'essence, la superficie, l'inclusion ou non au calcul de possibilité et la dernière perturbation de chacun des polygones. L'UAF était donc représentée par 315 strates de modélisation caractérisées par une combinaison unique des éléments énumérés

précédemment. Chacune des strates de modélisation s'est vu attribuer une des 32 courbes de croissance correspondant au numéro de la strate regroupée qui la caractérise.

2.3. Modèle

Le modèle CBM-CFS3, développé par le Service canadien des forêts, a été utilisé dans cette étude pour modéliser l'évolution des stocks de carbone du territoire. Il est conforme aux normes sur les méthodes d'estimation du carbone forestier établies par le GIEC (IPCC, 2003) et est utilisé par le Canada pour remplir ses obligations internationales en matière de divulgation des émissions de gaz à effet de serre (Stinson *et al.*, 2011). Le modèle peut être utilisé aussi bien à l'échelle du paysage qu'à l'échelle du peuplement (Taylor, Wang et Kurz, 2008 ; Trofymow, Stinson et Kurz, 2008), pour l'évaluation de scénarios d'aménagement forestier (Neilson *et al.*, 2007 ; Hennigar, MacLean et Amos-Binks, 2008 ; Boisvenue *et al.*, 2012), ou pour évaluer l'impact des perturbations naturelles sur le bilan de carbone des forêts (Kurz *et al.*, 2008 ; Dymond *et al.*, 2010). Le fonctionnement et les paramètres du modèle sont décrits en détail dans Kurz *et al.* (2009).

Le modèle utilise les courbes de rendement en volume marchand et l'âge des peuplements forestiers pour déterminer le volume marchand de chaque peuplement. Il utilise ensuite des équations allométriques volume-biomasse spécifiques aux espèces d'arbres du Canada pour estimer la quantité de carbone présent dans la biomasse souterraine et aérienne du peuplement (Boudewyn *et al.*, 2007). Le modèle suit l'évolution des stocks de carbone présents dans 21 réservoirs de carbone différents et ce, en fonction des processus naturels (croissance, décomposition, etc.) et des perturbations naturelles et anthropiques qui sont spécifiées.

Des matrices de perturbation sont utilisées pour décrire les transferts de carbone 1) entre les réservoirs, 2) de l'écosystème vers l'atmosphère et 3) de l'écosystème vers les produits du bois. La présente étude utilise deux types de perturbations : feu et coupe forestière. Les proportions de carbone transféré entre les réservoirs sont spécifiques à chaque type de perturbation et sont consignées dans les matrices de perturbation calibrées à partir des données de la forêt boréale de l'est du Canada (Kull *et al.*, 2007).

L'initialisation du modèle se fait à l'aide des tables de rendement en carbone (dérivées des tables de rendement en volume marchand) afin d'initialiser la quantité de carbone présent dans les réservoirs non mesurés. Cette initialisation consiste à faire tourner le modèle sur plusieurs horizons de simulation, en utilisant les mêmes données d'inventaire et matrices de perturbations qui seront utilisées dans la simulation et ce, jusqu'à ce que la variation interannuelle des réservoirs en question soit sous la barre de 0.1 %. Une fois ce seuil atteint, un dernier cycle de simulations tenant compte de la dernière perturbation des peuplements est effectué et le modèle laisse croître ces derniers jusqu'à l'âge spécifié dans les données d'inventaire.

2.4. Hypothèses de modélisation

Pour toutes les simulations de cette étude, la répartition annuelle des feux dans l'espace est faite de façon aléatoire sur l'ensemble du territoire, c'est-à-dire sans aucune contrainte d'âge ou de volume minimums. Un peuplement peut ainsi brûler plus d'une fois lors d'une même simulation de 400 ans. Un seul type de coupe, la CPRS, est utilisé. La coupe forestière est contrainte aux peuplements inclus au calcul de possibilité forestière, soit une superficie de 215 899 ha sur un total de 520 521 ha de forêt. La sélection des peuplements devant être récoltés est faite de façon aléatoire parmi tous les peuplements qui ont atteint un âge d'exploitabilité minimum de 85 ans et un volume marchand minimum de 50 m³/ha. La dynamique de succession forestière n'a pas été modélisée. Ainsi, un peuplement qui est brûlé ou récolté se régénère avec la même composition et la même courbe de croissance qui lui étaient attribuées avant la perturbation. Enfin, aucune activité de récupération des bois brûlés n'a été simulée puisque le modèle est opéré en « mode superficie », alors que la modélisation de la récupération des bois brûlés nécessite une approche par volume (pour chaque m³ de bois brûlé récupéré, un m³ doit être soustrait du taux de récolte de bois sain).

2.5. Scénarios de modélisation

Plusieurs scénarios (voir Tableau 2.1) ont été simulés sur un horizon de 400 ans, débutant à l'année d'inventaire 2008. Chaque scénario est caractérisé par un cycle de feu, un taux annuel de récolte et un mode de dynamique des feux qui lui est propre.

Le scénario (1) constitue le scénario de référence servant à établir la capacité de support en carbone du territoire en fonction des conditions actuelles de perturbations naturelles. Un cycle de feu de 250 ans a été utilisé. Il correspond au cycle de feu moyen pour la période 1734 à 2009, tel qu'estimé par Bélisle et al. (2011) pour la région. Toutes les activités de récolte sont exclues de ce scénario de référence. Le scénario (2) a été élaboré de façon à représenter le régime de perturbations naturelles et anthropiques qui a cours actuellement. Il s'agit du scénario « statu quo ». Le taux annuel de récolte de 1676 ha/an correspond à la superficie annuelle devant être récoltée pour atteindre la possibilité forestière pour la période 2008-2013 (Québec, 2008). Le cycle de feu de 250 ans est le même que pour le scénario de référence. Les scénarios (1) et (2) ont aussi la particularité d'inclure une dynamique stochastique dans la modélisation du feu. Pour ces scénarios, la valeur des superficies brûlées annuellement varie dans le temps. Des séries temporelles de superficies brûlées sont générées dans R et sont ensuite importées dans CBM-CFS3 afin d'y effectuer plusieurs simulations selon une approche Monte-Carlo. Ces séries de superficies brûlées sont créées à partir de multiplicateurs annuels générés à partir d'une fonction exponentielle négative dont la moyenne est égale à 1, et qu'on multiplie au taux de brûlage moyen du territoire. Nous recréons ainsi une dynamique de perturbation près de la réalité, soit un régime de feu caractérisé par quelques années de grands feux et un grand nombre d'années où les feux sont pratiquement absents du territoire. Ces deux scénarios serviront donc à évaluer l'impact réel de l'aménagement forestier sur les stocks de carbone de l'UAF2662, ainsi que l'incertitude engendrée par la variabilité interannuelle des superficies brûlées.

Les scénarios (3) à (16) sont des scénarios hypothétiques qui ont été élaborés afin d'évaluer l'impact d'un changement du cycle de feu sur le coût en carbone de l'aménagement forestier. À l'opposé des scénarios (1) et (2), la dynamique des feux est modélisée selon une approche déterministe, c'est-à-dire que la superficie brûlée annuellement est constante dans le temps. Cette approche permet de réduire le nombre de simulations de 650 à 14. Puisque CBM-CFS3 requiert que chaque simulation soit créée de façon individuelle, l'effort et le temps de simulation sont considérablement réduits. Les scénarios (3) à (9) sont des scénarios représentant la mise en conservation du territoire. Ils servent à déterminer la capacité de support en carbone du territoire et à évaluer l'impact d'un changement du cycle de feu sur

cette dernière. Aucune intervention sylvicole n'est permise dans ces scénarios. Les scénarios (10) à (16) sont des scénarios qui mettent en interaction le feu et l'aménagement forestier, avec des cycles de feu variant de 100 à 400 ans, et pour lesquels les superficies récoltées annuellement ont été ajustées afin de considérer l'impact du feu sur les volumes disponibles. L'ajustement s'est fait en maintenant constante la somme des superficies récoltées et brûlées annuellement sur la portion du territoire incluse au calcul de possibilité (colonnes 2 et 3 du Tableau 2.1) et ce par rapport au scénario (13) représentant le taux de récolte et le cycle de feu actuelle. Ainsi, pour chaque hectare additionnel de forêt qui brûle sur la portion du territoire incluse au calcul de possibilité, un hectare de forêt est retranché de la superficie récoltée annuellement. À l'inverse, lorsque le cycle de feu allonge, la superficie à récolter est bonifiée d'une superficie équivalente à la superficie qui est épargnée par le feu jusqu'à l'atteinte du niveau de récolte planifié dans ces nouvelles conditions de perturbation naturelle.

Tableau 2.1 Description des scénarios utilisés dans la simulation du carbone forestier d'une unité d'aménagement forestier au moyen du modèle CBM-CFS3

Scénarios modélisés	Superficie récoltée annuellement ¹	Superficie brûlée annuellement sur la totalité de l'UAF ²	Dynamique des feux
	ha	ha	
1. Non aménagé - feu 250 ans	0	Var., m = 1662	Stochastique
2. Aménagé - feu 250 ans	1673	Var., m= 1662	Stochastique
3. Non aménagé - feu 100 ans	0	4155	Déterministe
4. Non aménagé - feu 150 ans	0	2770	Déterministe
5. Non aménagé - feu 200 ans	0	2077	Déterministe
6. Non aménagé - feu 250 ans	0	1662	Déterministe
7. Non aménagé - feu 300 ans	0	1385	Déterministe
8. Non aménagé - feu 350 ans	0	1187	Déterministe
9. Non-aménagé - feu 400 ans	0	1039	Déterministe
10. Aménagé - feu 100 ans	381	4155	Déterministe
11. Aménagé - feu 150 ans	1101	2770	Déterministe
12. Aménagé - feu 200 ans	1460	2077	Déterministe
13. Aménagé - feu 250 ans	1673	1662	Déterministe
14. Aménagé - feu 300 ans	1820	1385	Déterministe
15. Aménagé - feu 350 ans	1923	1187	Déterministe
16. Aménagé - feu 400 ans	2000	1039	Déterministe

¹ Contraint au territoire forestier productif inclus au calcul de possibilité (215 890 ha)

² Aucune contrainte, applicable à l'ensemble du territoire forestier de l'UAF (415 485 ha).

2.6. Nombre de simulations à effectuer pour l'approche Monte-Carlo

Le nombre minimum de simulations à effectuer pour les scénarios (1) et (2) a été déterminé au moyen d'une analyse de sensibilité de l'intervalle de confiance (IC). L'intervalle de confiance 95 % de chaque année de simulation a été calculé, et ce pour un nombre x de simulations ($x = 3$ à 60). Un exemple de résultat est présenté à la figure A.1 de l'annexe I. L'impact de l'ajout d'une simulation supplémentaire sur l'intervalle de confiance a été calculé. Nous avons ainsi pu démontrer qu'à partir de 50 simulations, l'ajout d'une simulation supplémentaire avait un impact de moins de 1 % sur l'IC (voir figure A.1 de l'annexe I pour le détail des résultats). Nous avons donc effectué 50 simulations des scénarios (1) et (2), calculé la moyenne de ces 50 simulations et l'intervalle de confiance 95 % qui lui est associée, et ce afin d'estimer l'incertitude engendrée par la variabilité interannuelle des superficies brûlées.

2.7. Volume de bois récolté sur le territoire depuis 1969

Puisque notre objectif principal consiste à déterminer les émissions nettes de carbone par m^3 de bois récolté depuis le début de l'exploitation forestière en 1969, il a été nécessaire de déterminer le volume de bois récolté pour la période antérieure à la période modélisée (1969 à 2008). Ce volume a été estimé à partir de notre connaissance de la superficie exacte qui a été récoltée entre 1969 et 2008 (74 225 ha) et du volume moyen récolté par hectare sur l'ensemble du territoire depuis les 20 dernières années ($91 m^3/ha$). Il est important de noter qu'on récolte toujours la forêt primaire sur le territoire et que par conséquent ce volume moyen par hectare à maturité est très représentatif de la valeur historique. Le volume total de bois récolté pour la période 1969 à 2008 a donc été estimé à $6\,755\,000 m^3$, pour une récolte annuelle moyenne de $173\,000 m^3$. Ce volume est légèrement plus élevé que la possibilité forestière actuelle de $160\,000 m^3$, mais cette différence s'explique par la baisse récente de la possibilité forestière pour l'ensemble du Québec depuis l'année 2004. Pour la période qui a fait l'objet d'une modélisation (2008-2408), le volume récolté annuellement a été extrait des résultats des simulations. La moyenne des volumes annuels récoltés par CBM-CFS3 est de $163\,000 m^3$.

2.8. Analyse et traitement des résultats

Les résultats obtenus au moyen de CBM-CFS3 nous ont permis de produire des courbes d'évolution des stocks de carbone pour chacun des scénarios. La différence entre les stocks de carbone d'un scénario et sa capacité de support en carbone a permis d'établir l'impact de l'aménagement forestier sur les stocks de carbone de l'UAF pour un cycle de feu donné. Puisque nous connaissons la quantité de bois récolté annuellement pour l'ensemble de la période 1969-2408, il a été possible de déterminer la perte moyenne en carbone par unité de bois récolté depuis le début de l'exploitation forestière en 1969.

Cette perte de carbone à l'échelle de l'UAF est la résultante de plusieurs flux de carbone dont les plus importants sont : séquestration par photosynthèse, émissions causées par la respiration, décomposition et combustion, ainsi que la récolte de bois par l'homme (voir Figure 2.2). Tous ces flux, à l'exception de la récolte de bois, constituent des flux en provenance de ou vers l'atmosphère sous forme d'échanges gazeux. À l'opposée, la récolte de bois représente un déplacement du carbone d'un réservoir terrestre à un autre, et non pas une émission directe vers l'atmosphère. Nous avons donc retranché la quantité de carbone contenu dans le bois récolté (exporté du système) afin de connaître l'échange net de carbone avec l'atmosphère par m^3 de bois récolté. La quantité de carbone contenu dans un m^3 de bois (0.225 tC/m^3) a été établie à partir de la densité anhydride moyenne de l'épinette noire (0.450 tonne/m^3 (Gonzalez, 1990)), et du taux générique en carbone par tonne anhydre de bois (50 % (Lamlom et Savidge, 2003)).

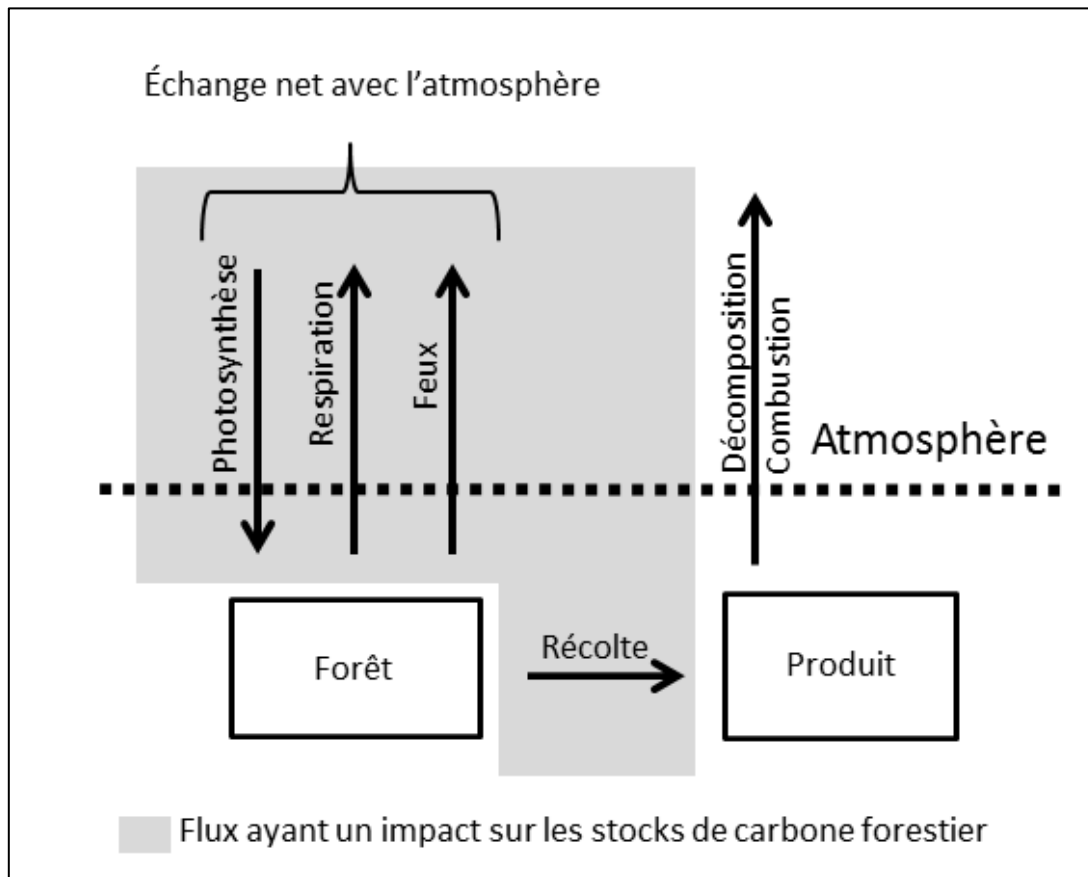


Figure 2.2 Ensemble des flux faisant varier les stocks de carbone de l'écosystème forestier de l'UAF. La récolte de bois de la forêt vers les produits du bois ne constitue pas une émission vers l'atmosphère lors de la détermination de l'empreinte carbone des produits du bois, mais plutôt un transfert d'un réservoir terrestre à un autre. Il suffit d'exclure le carbone contenu dans le bois récolté et de poser l'hypothèse que la perte par ruissellement est nulle ou très faible pour déterminer l'échange net de carbone entre la forêt et l'atmosphère

RÉSULTATS

Les résultats des 50 simulations du scénario (1) sont présentés à Figure 3.1. La moyenne des 50 simulations, ainsi que l'intervalle de probabilité représentant deux écarts types (95 %) ont permis d'établir la capacité de support en carbone du territoire et ce, en tenant compte de l'incertitude engendrée par la variabilité interannuelle des feux de forêt. Tel que attendu, l'exclusion de l'aménagement forestier à partir de 2008 sur l'ensemble du territoire engendre une augmentation des stocks de carbone jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre. Il est important de rappeler que l'exploitation forestière du territoire a débuté en 1969 et que, par conséquent, nous nous attendions à ce que les stocks de carbone actuels de l'UAF soient déjà en deçà de la capacité de support en carbone. Plus précisément, les résultats montrent que de 61.3 ± 0.1 MtC en 2008, les stocks de carbone augmentent rapidement à 63.3 ± 0.7 MtC pendant les premiers 100 ans de la simulation, pour ensuite se stabiliser à 62.9 ± 0.7 MtC après 400 ans (année 2408). Cette nouvelle valeur à l'équilibre correspond à la capacité de support en carbone du territoire pour un cycle de feu de 250 ans et constitue le scénario de référence pour évaluer l'impact de l'aménagement forestier.

L'ajout de l'aménagement forestier dans le scénario (2) engendre une diminution des stocks de carbone, qui passent de 61.3 à 58.6 MtC pour l'horizon de simulation 2008 à 2408 (voir Figure 3.2). Les résultats révèlent une forte baisse des stocks dès le départ, avec une perte de -1.5 MtC dans les 30 premières années de la simulation, puis un ralentissement des pertes qui se cumulent à -1.2 MtC pour les 370 années suivantes. Après 100 ans d'aménagement, c'est-à-dire à l'année de simulation 2069, la perte totale en C à l'échelle de l'UAF s'élève à -2.76 ± 1.38 MtC, alors qu'après 440 ans d'aménagement, elle se chiffre à -4.25 ± 1.32 MtC. Il s'agit d'une diminution de l'ordre de -7 ± 2 % des stocks totaux de carbone contenus sur le territoire.

La baisse initiale des stocks correspond à la période de transition identifiée par Kurz (1998) pour les territoires subissant une conversion de l'état naturel vers l'état aménagé. Cette diminution rapide des stocks pendant la période de transition s'explique par un rajeunissement de la forêt, qui entraîne une baisse importante des stocks de carbone contenu à

la fois dans la biomasse et la matière organique morte (voir Figure 3.3). Sur cette même figure, on note qu'une fois la période de transition complétée, il y a stabilisation du carbone contenu dans la biomasse (bois marchand, racines, feuillage et autres), alors que le carbone contenu dans la matière organique morte (sol, litière, débris ligneux) continue à décroître lentement. Ce rajeunissement de la forêt cause aussi un déclin permanent de la quantité de carbone contenu dans la litière, le bois mort et les chicots. Chose surprenante, on observe aussi ce déclin dans les réservoirs de matière organique morte pour le scénario non aménagé. Aucune explication scientifique n'a pu être trouvée pour justifier cette baisse. Il s'agit peut-être d'un problème de modélisation. Le sujet sera abordé ultérieurement dans la discussion.

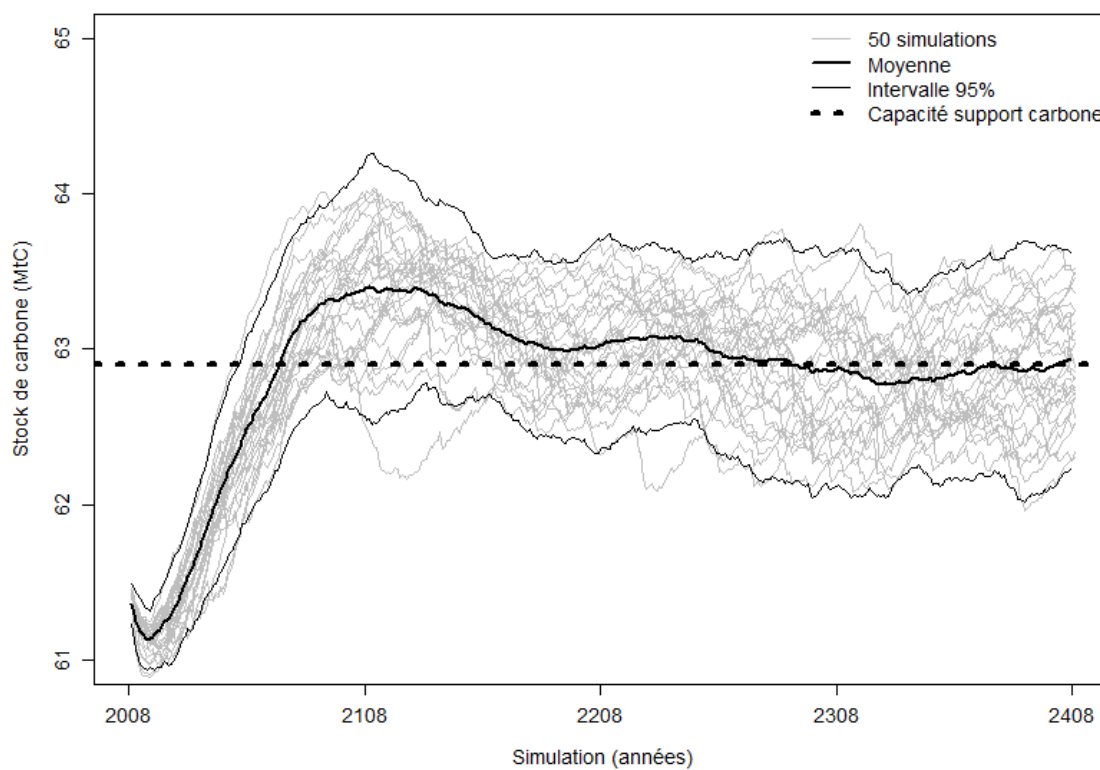


Figure 3.1 Résultats des 50 simulations pour le scénario non aménagé (1), cycle de feu 250 ans et dynamique stochastique des feux. La moyenne des 50 simulations, ainsi que l'intervalle de deux écarts types (95,45 %) sont illustrés. La capacité de support en carbone du territoire, qui correspond au niveau d'équilibre des stocks de carbone après 400ans d'exclusion de l'aménagement forestier, a été estimée à 62.9 ± 0.8 MtC.

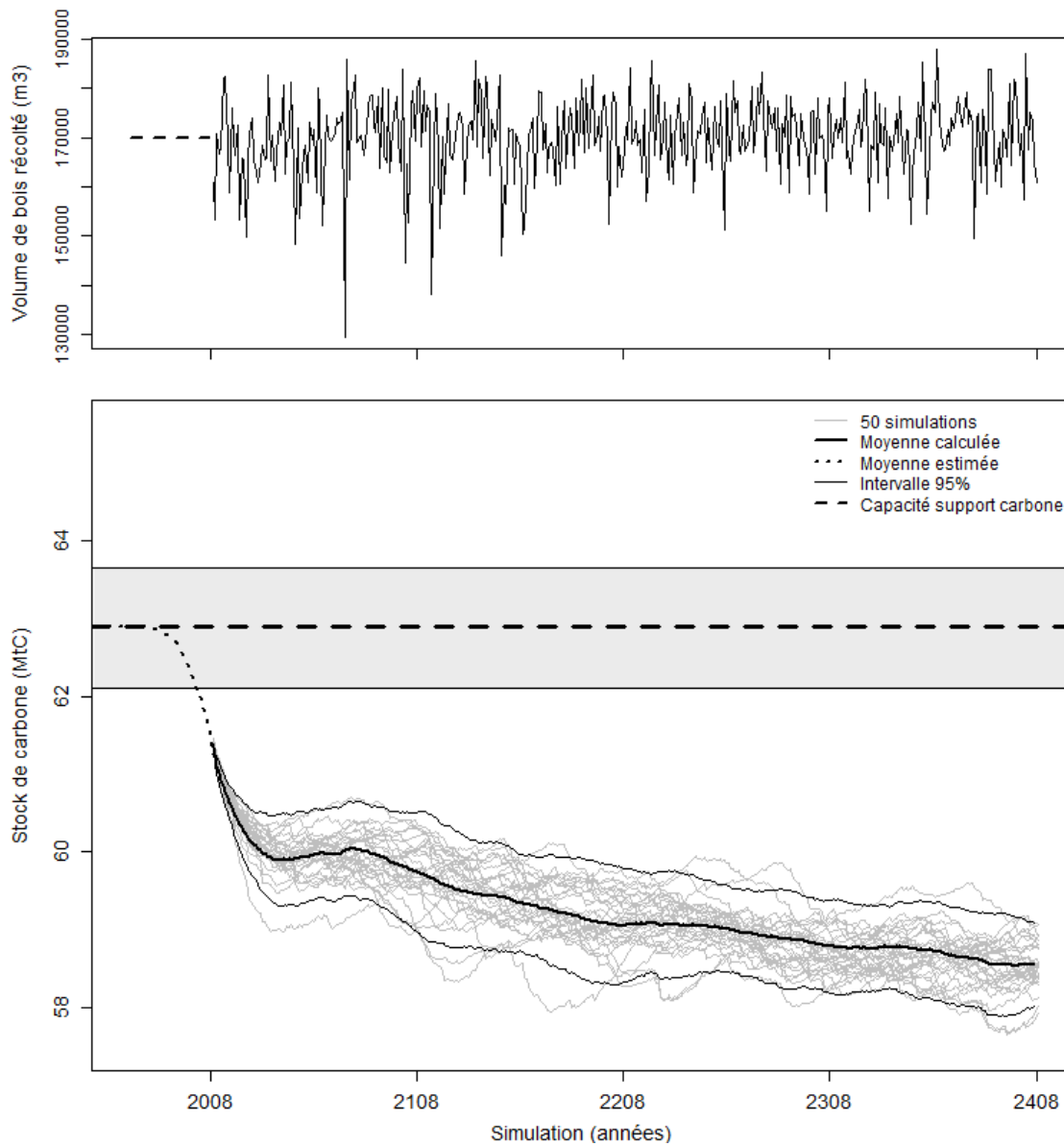


Figure 3.2 a) Volume de bois récolté annuellement. b) Résultats des 50 simulations pour le scénario aménagé (2), cycle de feu 250 ans et dynamique stochastique des feux. La moyenne des 50 simulations, ainsi que l'intervalle de deux écarts types (95,45 %) sont illustrés pour la période 2008-2408. La fine ligne pointillée qui précède les simulations représente une estimation de l'évolution des stocks de carbone depuis 1969, année à laquelle ont eu lieu les premières récoltes de bois sur le territoire.

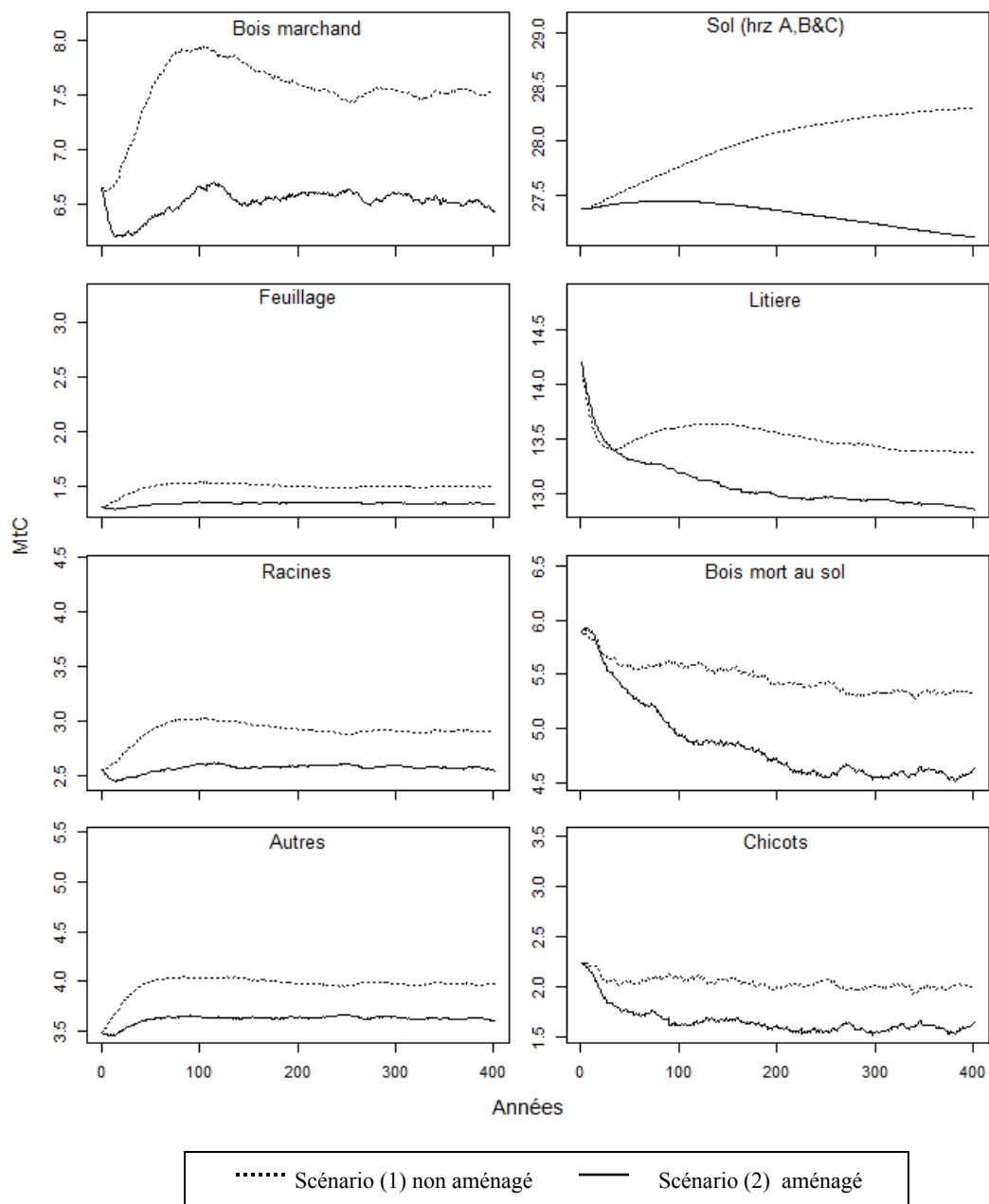


Figure 3.3 Comparaison des stocks de carbone des scénarios non aménagés et aménagés pour les principaux réservoirs modélisés par CBM-CFS3. On note une stabilisation des stocks de carbone contenus dans la biomasse (bois marchand, feuillage, racines et autres) une fois la période de transition terminée, alors que les stocks de carbone contenu dans la matière organique morte (sol, litière et bois mort) continuent de décroître sur l'ensemble de l'horizon de simulation.

La Figure 3.4 présente la perte moyenne en carbone par m^3 de bois récolté en fonction de l'année de simulation. Elle correspond à la somme cumulée de la différence entre les stocks de carbone du scénario (2) et la capacité de support en carbone du territoire estimée à partir du scénario (1), divisée par le volume cumulé de bois récolté depuis 1969. Il s'agit donc d'une moyenne cumulative qui nous renseigne sur l'impact de l'exploitation forestière sur les stocks de carbone de l'UAF depuis 1969. Pour la période 1969 à 2008, nos résultats montrent une perte moyenne en C par m^3 de bois récolté de $-0.212 \pm 0.119 \text{ tC/ m}^3$. Après 100 ans d'aménagement (année de simulation 2069), la perte moyenne en C par m^3 de bois récolté a pu être établie à -0.155 ± 0.077 (voir Tableau 3.1). On note que l'incertitude engendrée par la variabilité interannuelle des feux est très élevée dans les premières années, et qu'elle diminue avec le temps. Cette diminution est causée par la diminution du poids relatif de l'incertitude associé aux stocks de carbone par rapport aux volumes de bois récolté. En d'autres mots, plus les années passent, plus la quantité de bois récolté augmente, et moins l'incertitude sur les stocks prend de l'importance dans le calcul.

Tableau 3.1 Perte totale en C à l'échelle de l'UAF, perte moyenne en C par m^3 de bois récolté et échange net en C avec l'atmosphère par m^3 de bois récolté.

Années depuis le commencement de l'aménagement	Perte totale en C à l'échelle de l'UAF	Perte moyenne en C par m^3 de bois récolté	Échange net de C avec l'atmosphère par m^3 de bois récolté
(ans)	(MtC)	(tC/ m^3)	(tC/ m^3)
50	-2.65 ± 0.95	-0.275 ± 0.099	-0.050 ± 0.099
100	-2.76 ± 1.05	-0.155 ± 0.059	0.070 ± 0.059
200	-3.58 ± 1.11	-0.099 ± 0.031	0.126 ± 0.031
300	-3.89 ± 1.05	-0.071 ± 0.019	0.154 ± 0.019
400	-4.18 ± 1.04	-0.057 ± 0.014	0.168 ± 0.014
440	-4.25 ± 1.02	-0.054 ± 0.013	0.171 ± 0.013

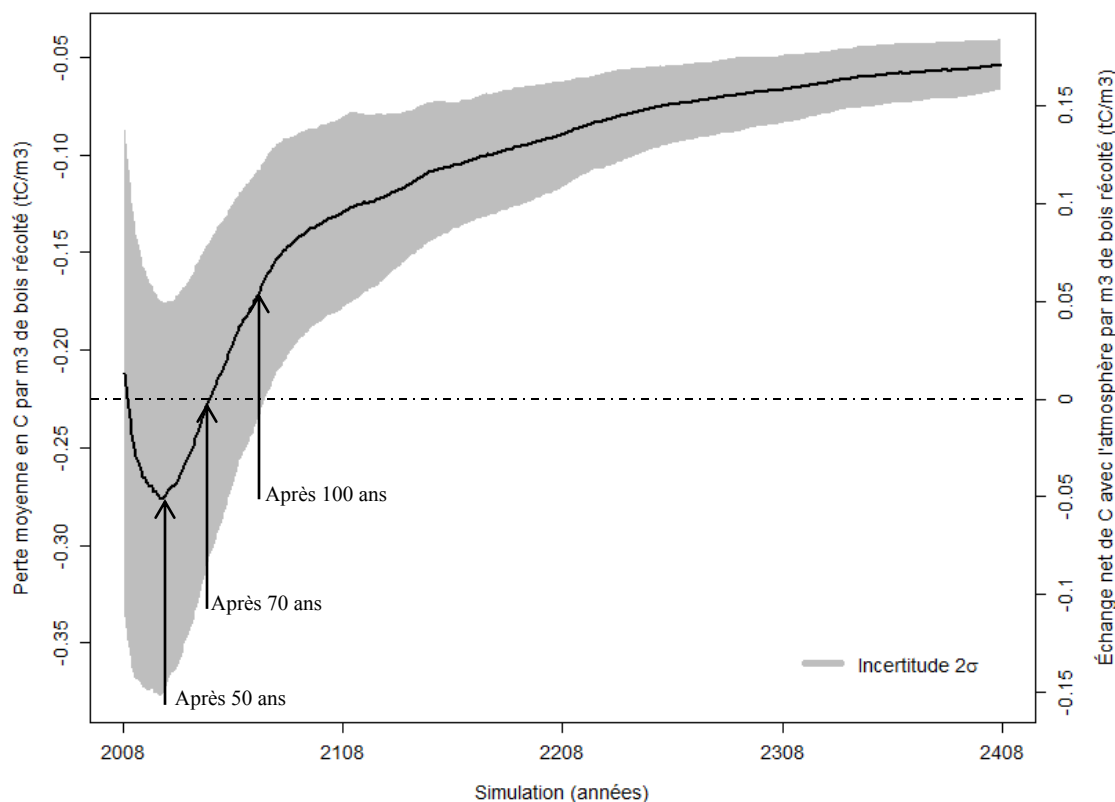


Figure 3.4 Perte moyenne en carbone par m^3 de bois récolté depuis 1969. La ligne verticale pointillée illustre la perte moyenne en carbone par m^3 de bois récolté après les premiers 100 ans d'aménagement (1969-2069). Cette perte se chiffre à $-0.155 \pm 0.077 \text{ tC/m}^3$. L'échelle de droite représente l'échange net de carbone avec l'atmosphère par m^3 de bois récolté. Les résultats montrent une séquestration nette moyenne de $0.070 \pm 0.059 \text{ tC/m}^3$ après 100 ans d'aménagement. Une valeur positive représente une séquestration nette de carbone, alors qu'une valeur négative constitue une émission vers l'atmosphère.

Toujours sur la Figure 3.4, l'échelle de droite représente l'échange net moyen avec l'atmosphère par m^3 de bois récolté (excluant le carbone contenu dans les produits du bois). Comme nous l'avons expliqué dans la méthodologie, le carbone contenu dans un m^3 de bois d'épinette ($0,225 \text{ tC/m}^3$) a simplement été soustrait aux valeurs de l'échelle de gauche afin de déterminer la quantité nette de carbone séquestrée pour chaque m^3 de bois récolté depuis 1969. Dans ce cas, une valeur négative représente une émission nette vers l'atmosphère, alors qu'une valeur positive représente une séquestration nette de carbone vers l'écosystème. Les résultats montrent que 50 années d'aménagement sont nécessaires avant que la jeune forêt constitue un puits de carbone assez puissant pour compenser l'exportation de carbone causée par l'aménagement forestier. Soixante-dix ans d'aménagement sont nécessaires pour qu'un m^3 de bois engendre un bénéfice net de séquestration. Après 100 ans d'aménagement (année de simulation 2069), chaque m^3 de bois récolté aura permis une séquestration nette de carbone sur le territoire de l'ordre de $0.070 \pm 0.059 \text{ tC/m}^3$. On note aussi qu'au fur et à mesure que l'UAF s'approche de son nouvel équilibre en termes de carbone, la séquestration nette par m^3 de bois récolté tend vers la valeur de la densité en carbone de l'épinette noire qui se chiffre à 0.225 tC/m^3 .

Jusqu'à maintenant, nous avons posé l'hypothèse que le cycle de feu moyen de l'UAF est de 250 ans, mais qu'arrive-t-il aux stocks de carbone de l'UAF si le cycle de feu est plus court ou plus long? Les résultats de modélisation des scénarios (3) à (9), c'est-à-dire des scénarios avec absence de coupes forestières et des cycles de feu variant de 100 à 400 ans, montrent une corrélation entre la capacité de support en carbone (CSC) du territoire et le cycle de feu (voir Figure 3.5, lignes pointillées). Plus le cycle de feu est court, moins la CSC du territoire est élevée. À l'opposé, les stocks de carbone des scénarios aménagés (scénario 10 à 16) ne varient presque pas en fonction du cycle de feu (voir Figure 3.5, lignes pleines). Ceci s'explique par le choix méthodologique d'ajuster le taux annuel de récolte en fonction du cycle de feu du scénario. Cette faible variation des scénarios aménagés suggère que l'aménagement forestier, lorsqu'elle prend en compte le feu, peut agir comme stabilisateur des stocks de carbone d'un territoire par rapport au feu.

Il n'en demeure pas moins que le feu influence l'impact qu'aura l'aménagement forestier sur les stocks de carbone du territoire. La perte totale en carbone (incluant le transfert de carbone par les produits du bois) passe de -1 % pour un cycle de feu de 100 ans à -7.6 % pour un cycle de feu de 400 ans (voir Tableau 3.2). L'aménagement forestier a donc un impact plus marqué en termes de carbone sur des territoires avec des cycles de feu longs, et très peu d'impact lorsqu'elle se pratique sur des territoires aux cycles de feu très courts. Les résultats montrent aussi que peu importe le cycle de feu dans un futur rapproché, l'impact de l'aménagement sur les stocks de carbone demeure constant pour le territoire à l'étude. Par contre, on doit s'attendre à ce que la séquestration de C par m³ de bois récolté diminue à la suite d'une intensification du régime de feu dans le futur puisque l'impact de l'aménagement forestier demeurerait le même, alors que la quantité de bois récolté serait moindre.

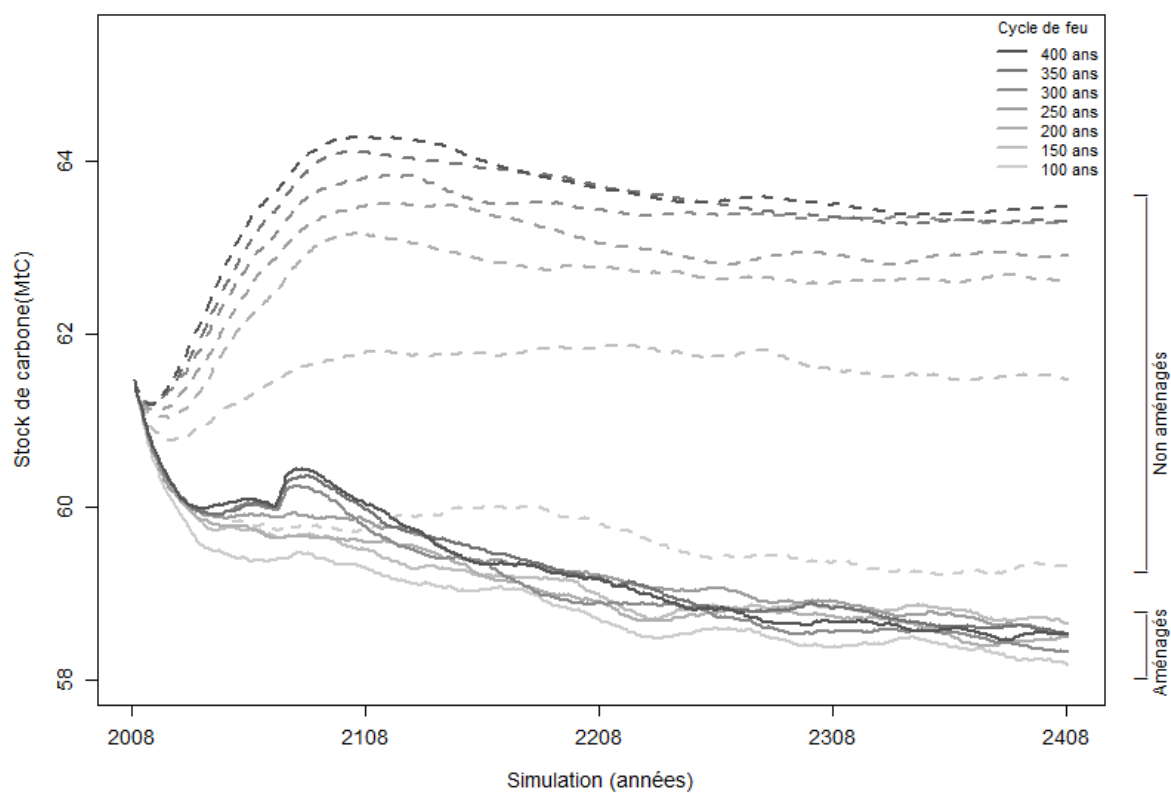


Figure 3.5 Évolution des stocks de carbone des scénarios (3) à (16) tel qu'estimés au moyen du modèle CBM-CFS3. Les lignes pointillées représentent les scénarios avec feu seulement, pour des cycles de feu variant de 100 à 400 ans. Les lignes pleines représentent les scénarios avec feu et coupe.

Tableau 3.2 Perte totale en C après 440 ans d'aménagement forestier selon différents cycles de feu.

Scénarios	Capacité de support en carbone estimée	Stock de carbone de l'UAF après 440 ans d'aménagement	Perte totale en C après 440 ans d'aménagement	
	MtC	MtC	MtC	%
8. Aménagé - cycle de feu 100 ans	59.3	58.6	-0.7	-1.0
9. Aménagé - cycle de feu 150 ans	61.5	58.6	-2.9	-4.7
10. Aménagé - cycle de feu 200 ans	62.6	58.6	-4.0	-6.4
11. Aménagé - cycle de feu 250 ans	62.9	58.6	-4.3	-7.0
12. Aménagé - cycle de feu 300 ans	63.3	58.6	-4.7	-7.4
13. Aménagé - cycle de feu 350 ans	63.4	58.6	-4.8	-7.6
14. Aménagé - cycle de feu 400 ans	63.4	58.6	-4.8	-7.6

La Figure 3.6 présente l'échange net en carbone avec l'atmosphère par m³ de bois récolté pour des cycles de feu de 150, 200 et 250 ans. Les scénarios avec des cycles de feu de 100, 300, 350 et 400 ans ont été exclus de ce graphique. Pour le cycle de feu de 100 ans, la faible récolte annuelle de bois engendrait une fluctuation disproportionnée de l'échange net moyen par m³ de bois par rapport à l'incertitude des résultats. Pour les cycles de feu plus longs, les ruptures de stock pour 3 des 400 années de simulations ont faussé les résultats, ne nous permettant pas de les comparer avec les scénarios qui ont fait l'objet d'une récolte soutenue sur l'ensemble de la simulation. Les résultats montrent que les bénéfices de séquestration de carbone par m³ de bois récolté diminuent avec l'augmentation du taux de brûlage. Un cycle de feu plus court augmente aussi le temps nécessaire avant que l'on puisse attribuer un bénéfice de séquestration net à un m³ de bois récolté.

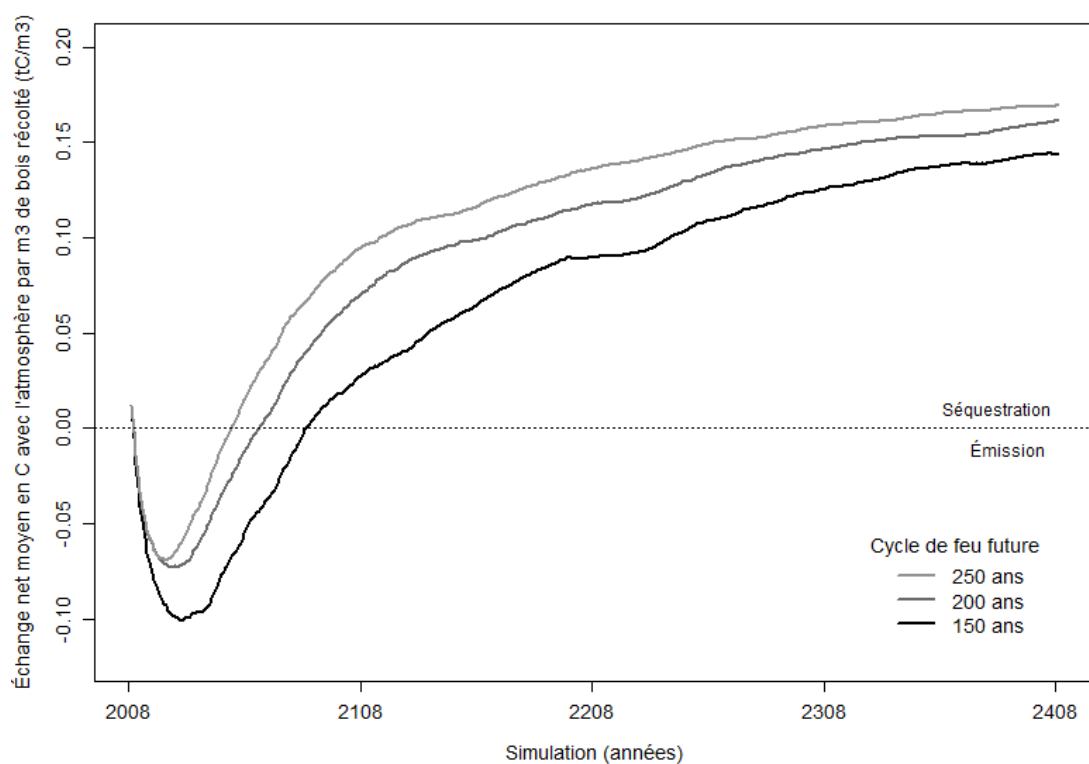


Figure 3.6 Échange net moyen de C avec l'atmosphère (excluant les émissions des produits du bois) par m³ de bois récolté selon le cycle de feu futur.

DISCUSSION

4.1. Impact de l'aménagement

Les résultats de cette étude montrent que l'aménagement forestier engendre une baisse des stocks de carbone à l'échelle du paysage et ce, quel que soit le régime de feu qui prévaut sur le territoire. La baisse de 7 % des stocks de carbone engendrée par 440 ans d'aménagement forestier sur le territoire de l'UAF 2662 est comparable à ce qui a été estimé par Kurz (1998) pour un territoire similaire situé en forêt boréale. Ce dernier a estimé une baisse de 9 % des stocks après 250 ans de simulation pour un cycle de feu de 330 ans, un cycle d'épidémie de 500 ans et une révolution forestière de 120 ans. Notre estimation est conservatrice puisque après 440 ans d'aménagement, les stocks de carbone de l'UAF 2662 n'ont toujours pas atteint un équilibre. À ce sujet, une simulation sur 1000 ans a permis de confirmer que l'équilibre est atteint après 800 ans d'aménagement et que le niveau des stocks de carbone à l'équilibre (58.4 MtC) se situe à l'intérieur de l'intervalle d'incertitude des résultats à 400 ans. Seulement 25 % de la baisse des stocks est attribuable à une baisse des volumes marchands sur pied, alors que près de 70 % de la baisse est attribuable à une diminution des stocks de carbone contenus dans la matière organique morte. Les résultats montrent que le rajeunissement de la forêt engendre une diminution du carbone contenu dans les chicots, le bois mort au sol et la litière. On observe aussi une diminution de -2 tC/ha du carbone contenu dans le sol. Une augmentation de la fréquence des perturbations à l'échelle du paysage pourrait expliquer cette légère diminution du carbone contenu dans le sol (Apps *et al.*, 2000 ; Jandl *et al.*, 2007).

L'expression de la baisse des stocks de carbone sur une base unitaire, dans ce cas-ci par m³ de bois récolté, permet une meilleure évaluation de l'ampleur de l'impact. Pour chaque m³ de bois récolté, nos résultats montrent une perte moyenne en carbone par l'écosystème de -0.155 ± 0.077 tC/m³ pendant les premiers 100 ans d'aménagement (1969-2069). L'échange net de carbone avec l'atmosphère par m³ de bois récolté a pu être estimé à 0.07 tC/m³ après 100 ans d'aménagement. Dès le début de l'exploitation forestière en 1969, on observe une diminution

rapide de la séquestration par m^3 de bois récolté. Cette baisse est causée par l'augmentation soudaine des peuplements en régénération. L'étude de Coursolle et al. (2012) portant sur des peuplements d'épinettes noires issus de la coupe montre que ces derniers constituent une source de carbone pendant les premiers 10 à 15 ans de leur existence. Les travaux de modélisation de Gaboury et al. (2009) pour des peuplements similaires montrent que 25 années sont nécessaires avant que les stocks de carbone reviennent au niveau d'avant la coupe et qu'il faut attendre 35 ans avant que le potentiel maximum de séquestration de ces peuplements soit atteint. C'est pour cette raison que près de 70 ans (année 2040) sont nécessaires pour que la perte en carbone par m^3 de bois récolté cesse et que la tendance se renverse (voir Figure 3.4). À ce moment, la proportion de forêts qui constituent des puits nets de carbone est assez importante et cela crée une pompe à carbone suffisamment puissante à l'échelle du territoire pour compenser les émissions des peuplements récemment récoltés. Mais il faut tout de même 90 ans (année 2060) avant de pouvoir attribuer un bénéfice net de séquestration à un m^3 de bois récolté. Par la suite, les bénéfices de séquestration continuent à s'accroître de façon graduelle à mesure que l'UAF tend vers un nouvel équilibre des stocks de carbone.

4.2. Impact du feu

Nos résultats montrent que le cycle de feu a un impact sur : (1) la capacité de support en carbone du territoire, (2) la magnitude de l'impact engendrée par la transformation d'une forêt naturelle en forêt aménagée, (3) la période de temps nécessaire avant de pouvoir attribuer à l'écosystème un bénéfice de séquestration nette de carbone dans le cadre du calcul de l'empreinte carbone des produits du bois.

Le concept de capacité de support en carbone comme scénario de référence sous-entend qu'il existe un état d'équilibre des stocks de carbone à l'échelle du paysage. Or historiquement, un régime de perturbation constant n'a jamais été répertorié dans les données de reconstructions des régimes de perturbation de la forêt boréale (Bergeron 1991). Ce qui signifie que l'état d'équilibre modélisé dans cette étude n'existe que sur un horizon à moyen terme, mais qu'à long terme, la capacité de support en carbone de l'UAF 2662 est amenée à fluctuer en fonction du cycle de feu. Selon les résultats obtenus, une intensification du régime de feu fait diminuer la capacité de support en carbone de l'UAF 2662, changeant ainsi l'état de

référence utilisée pour mesurer l'impact de l'aménagement forestier. C'est ce qui explique que l'aménagement forestier a un impact moins important sur les stocks de carbone lorsque pratiqué sur des territoires caractérisés par des cycles de perturbation naturelle plus courts (voir comparaison des scénarios aménagés vs non aménagés pour différents cycles de feu à la Figure 3.5). Par contre, puisque moins de bois peut être extrait des territoires plus perturbés, les bénéfices potentiels associés au stockage et à la substitution par les produits du bois sont aussi moins élevés (Marland et Schlamadinger, 1997 ; Sathre et O'Connor, 2010). Une approche par analyse de cycle de vie serait donc nécessaire dans ce cas pour déterminer quand les bénéfices des produits du bois en terme de carbone permettent de compenser la baisse des stocks de carbone engendrée par l'aménagement forestier et ce, en fonction des différents régimes de feu.

Notre étude démontre aussi que l'aménagement forestier peut agir comme agent stabilisateur des stocks de carbone à l'échelle du paysage. Cet effet stabilisateur de l'aménagement repose sur l'hypothèse que la possibilité forestière est ajustée en fonction de la fréquence des feux afin de respecter le principe du rendement soutenu. Dans le cas d'une intensification du régime de feu, la possibilité forestière est réduite afin d'éviter une rupture de stocks, ce qui a comme conséquence de compenser l'impact négatif de l'intensification du feu sur les stocks de carbone du territoire. C'est ce qui explique que les courbes d'évolution des stocks de carbone de tous les scénarios aménagés sont similaires peu importe le cycle de feu (voir Figure 3.5). Si les volumes récoltés n'avaient pas été ajustés à la baisse pour compenser l'augmentation des superficies brûlées, on aurait probablement observé une diminution des stocks similaire à celle observée pour les scénarios non aménagés, sans parler de ruptures de stocks beaucoup plus importantes que celles déjà observées pour les scénarios (14) à (15).

Enfin, dans le cas où l'on assisterait à une intensification du régime de feu dans le futur (Bergeron *et al.*, 2010 ; Wotton, Nock et Flannigan, 2010), nos résultats montrent que le temps nécessaire pour pouvoir attribuer un bénéfice de séquestration net à un m³ de bois récolté augmente de 90 ans à 130 ans dans le cas où le cycle de feu passe de 250 ans à 150 ans. Encore une fois, la nécessité d'abaisser les volumes récoltés à l'échelle de l'UAF pour compenser l'augmentation des perturbations est à l'origine de cet effet retardateur.

4.3. Impact sur l'empreinte carbone des produits du bois

La décision d'inclure ou non la contribution de l'écosystème forestier à l'empreinte carbone des produits du bois a des conséquences sur les résultats de cette dernière. Les résultats de notre étude représentent une bonne nouvelle en ce sens puisque nous avons démontré que cette contribution est faible dans les premières années de récolte (et peut même être une perte nette au tout début), mais qu'elle est positive sur un horizon d'une révolution forestière et qu'elle s'accroît graduellement à mesure que notre UAF tend vers un nouvel équilibre. L'écosystème forestier séquestre donc plus de carbone en moyenne qu'il n'en émet pour chaque m³ de bois qui est récolté. Cette séquestration nette par unité produite vient compenser en partie les émissions de carbone comptabilisées dans l'empreinte carbone pour les autres étapes du cycle de vie du bois (voir Figure 4.1). On note que la contribution de l'écosystème après 100 ans, évaluée à $0.070 \pm 0.059 \text{ tC/m}^3$, est significative par rapport aux émissions produites par les opérations forestières -0.009 tC/m^3 (Gaboury et al., 2009) et par la transformation du bois brut en bois d'œuvre -0.126 tC/m^3 (Athena Sustainable Materials Institute, 2009). Par contre, l'ajout de la contribution de l'écosystème à l'empreinte carbone des produits du bois n'a de sens que si l'autre bout de la chaîne est aussi ajouté, c'est-à-dire les émissions reliées à l'oxydation éventuelle de ce même m³ de bois sous toutes ses formes (décomposition, combustion, etc.). Bien que les émissions reliées à l'oxydation semblent à première vue plus importantes que la séquestration de carbone par l'écosystème, il faut rappeler que lorsque les stocks de carbone de l'UAF auront atteint un nouvel équilibre, la contribution de l'écosystème sera presque égale aux émissions causées par l'oxydation du bois. De plus, la contribution de l'écosystème a l'avantage d'avoir lieu immédiatement, alors que les émissions reliées à l'oxydation du bois peuvent être retardées ou étalées sur plusieurs siècles en fonction de l'utilisation qui est faite du bois, résultant en la création d'un nouveau réservoir de carbone dans les produits de bois (Law et Harmon, 2011).

Dans le cas d'une analyse statique de l'empreinte carbone, où les émissions sont comptabilisées sans tenir compte du moment où elles sont produites, une autre option consiste à considérer le carbone contenu dans le bois comme étant émis dès qu'il est récolté et d'utiliser directement les émissions (incluant le carbone contenu dans le bois récolté) non compensées par la séquestration de carbone de l'écosystème de -0.155 tC/m^3 comme valeur

de décomposition. Cette valeur sera amenée à tendre vers zéro au fur et à mesure que les stocks de carbone de l'UAF retournent à l'équilibre.

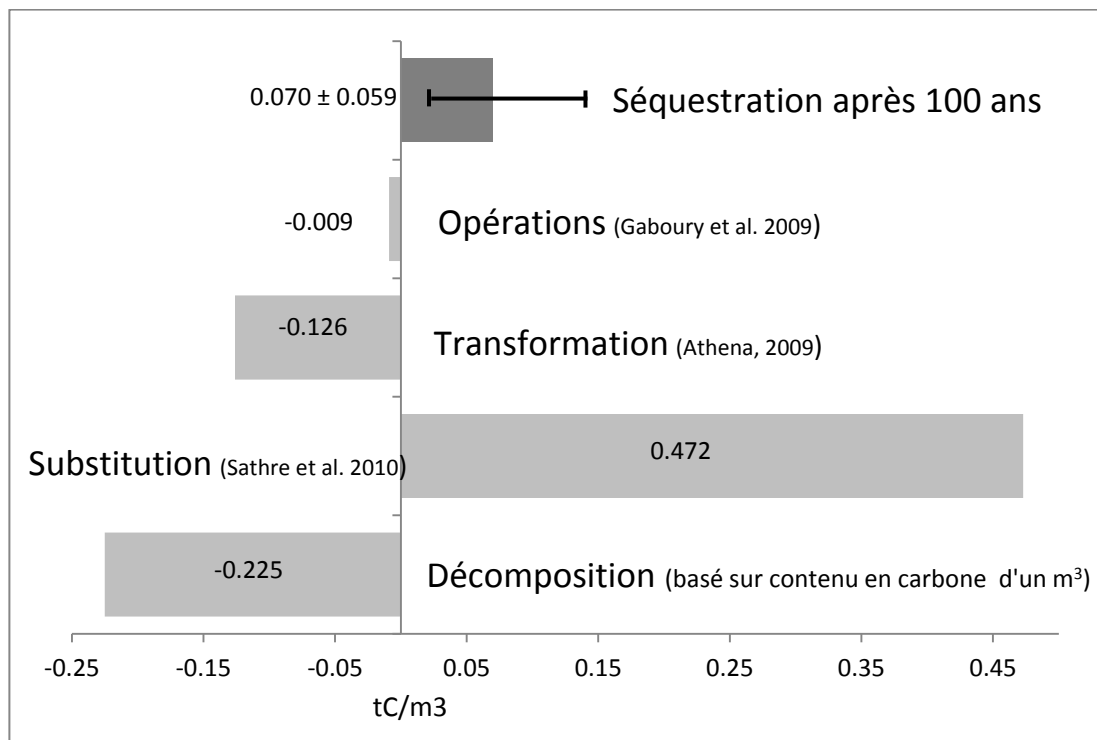


Figure 4.1. Comparaison des émissions et des bénéfices de séquestration pouvant être inclus à l'empreinte carbone des produits du bois (sciage SEPM). Les valeurs présentées sont pour un m³ de bois résineux.

Ce qui nous amène à aborder le sujet de l'horizon de temps choisi pour amortir l'impact de la transformation d'une forêt naturelle en forêt aménagée. Dans cette étude, nous avons cru approprié d'utiliser une période de 100 ans correspondant à une révolution forestière moyenne pour le territoire. Par contre, un horizon de temps plus long pourrait permettre d'augmenter les bénéfices de séquestration associés à la récolte d'un m³ de bois. Par exemple, nos résultats montrent que la contribution de l'écosystème par m³ de bois récolté fait plus que doubler, de 0.07 à 0.171 tC/m³, lorsque la période d'amortissement passe de 100 à 440 ans. Or, puisqu'il est difficile de prévoir l'évolution du régime de feu et de la possibilité forestière

dans le temps, un horizon correspondant à une révolution forestière nous a semblé approprié pour produire un estimé réaliste et prudent.

4.4. Inclure ou non les émissions du passé

Nous avons fait le choix d'inclure les émissions du passé puisque nous voulions évaluer avec précision l'impact de la transformation d'une forêt naturelle en forêt aménagée. Une autre option consisterait à refaire l'analyse en excluant les émissions qui ont été produites dans le passé, sur lesquelles nous n'avons pas de contrôle et ce, afin de quantifier l'impact de l'exploitation forestière à venir. Il suffirait de comparer l'évolution des stocks de carbone non pas à la capacité de support en carbone, mais plutôt au niveau actuel des stocks de carbone. La baisse des stocks de carbone apparaîtrait beaucoup moins importante qu'elle ne l'est en réalité, et les bénéfices de séquestration par l'écosystème par m³ de bois récolté en seraient ainsi bonifiés. Certains justifieront cette approche en disant qu'on doit prendre les décisions d'aujourd'hui en fonction de l'état actuel du système dans lequel on évolue. D'autres considèrent important d'inclure l'ensemble d'un processus afin d'en comprendre la dynamique. Pour l'UAF 2662, nous avons cru approprié d'inclure les émissions du passé puisque les données étaient facilement accessibles. Nous n'aurions peut-être pas été en mesure de le faire si l'exploitation forestière du territoire avait débuté il y a plusieurs siècles ou jugé nécessaire de le faire si les stocks de carbone avaient déjà atteint un nouvel équilibre. La décision d'inclure ou non les émissions du passé dépend donc de l'objectif de l'étude en question.

CONCLUSION

Cette étude a permis d'établir la contribution de l'écosystème forestier à l'empreinte carbonique d'un m³ de bois. Nous avons déterminé que cette contribution est positive, importante et variable dans le temps, et que son ajout à l'empreinte carbone des produits du bois requiert l'extension de l'analyse à l'ensemble du cycle de vie des produits du bois. À ce sujet, nous avons démontré qu'il est possible de déterminer les bénéfices de séquestration de l'écosystème en utilisant une approche qui compare l'évolution des stocks de carbone d'un territoire à sa capacité de support en carbone. Nous avons aussi été en mesure d'établir l'impact de l'aménagement forestier sur les stocks de carbone d'une unité d'aménagement forestier et ce, en tenant compte des perturbations naturelles. Il a été démontré que lorsqu'il y a transformation d'une forêt naturelle en forêt aménagée, on observe une baisse des stocks de carbone à l'échelle du paysage peu importe le régime de feu qui caractérise le territoire. Par contre, malgré cette baisse des stocks, la récolte d'un m³ de bois engendre un bénéfice net de séquestration et ce bénéfice s'accroît graduellement à mesure que les stocks de carbone de l'UAF tendent vers un nouvel équilibre.

La baisse initiale des stocks de carbone à l'échelle de l'UAF ne devrait pas constituer un frein à l'aménagement des territoires forestiers. On devrait plutôt considérer ce coût initial comme une dette en carbone que l'on contracte afin de générer des bénéfices de stockage et de substitution par les produits du bois pour les siècles à venir. Plusieurs études ont démontré l'importance de ces bénéfices par rapport aux émissions produites dans tout le cycle de vie du bois (Sathre et O'Connor, 2010). C'est pourquoi nous croyons que la décision d'aménager ou non un territoire devrait être basée sur une analyse de cycle de vie incluant tous les processus naturels liés à l'écosystème, les émissions directes et indirectes du cycle de vie des produits du bois, ainsi que les bénéfices liés au stockage et à la substitution de ces derniers.

Enfin, il ne faut pas perdre de vue que l'aménagement forestier s'insère dans une réflexion plus globale qui inclut aussi les bénéfices économiques et sociaux de la forêt. À cet égard, le carbone forestier ne constitue qu'une nouvelle variable qui doit être prise en compte dans l'optimisation des bénéfices que nous procure la forêt.

ANNEXE A

ANALYSE DU NOMBRE DE SIMULATIONS NÉCESSAIRES POUR L'APPROCHE MONTE-CARLO

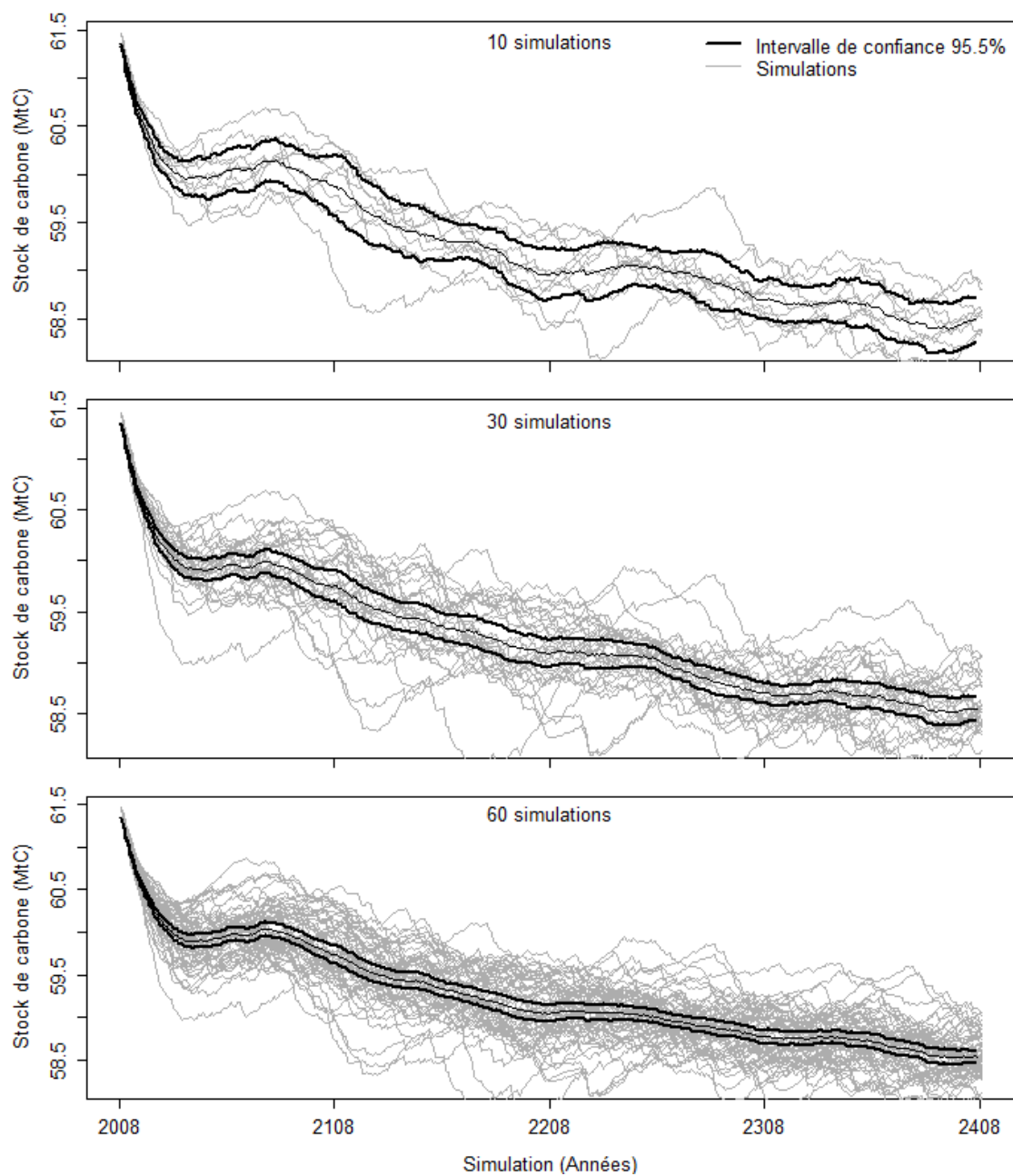


Figure A.1 Impact du nombre de simulations sur l'intervalle de confiance (IC). À partir de 50 simulations, l'ajout d'une simulation supplémentaire a un impact de moins de 1 % sur l'IC (voir figure A.2).

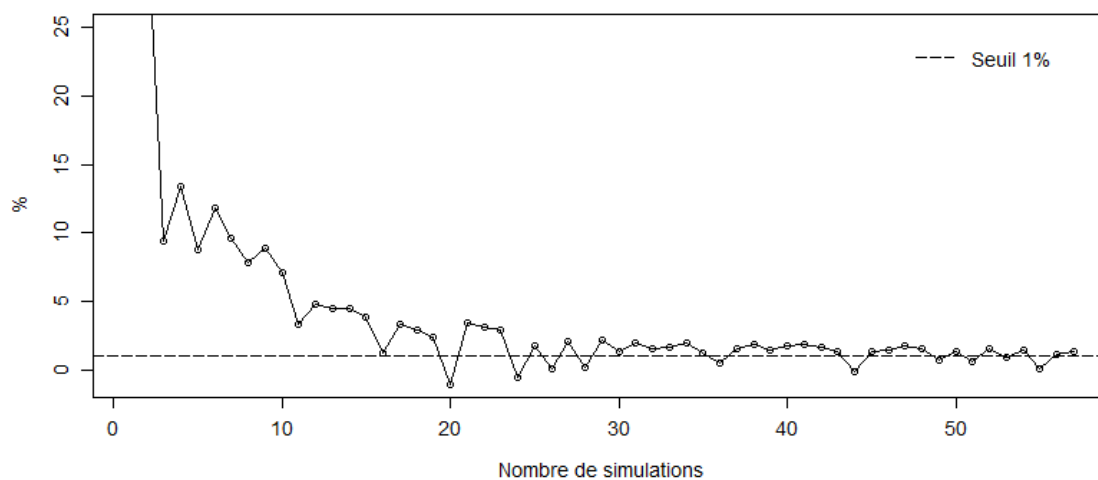


Figure A.1 Variation absolue (%) de l'intervalle de confiance suite à l'ajout d'une simulation supplémentaire. Le seuil fixé à 1 % de variation est atteint à partir de 50 simulations.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Amiro, B. D., A. Cantin, M. D. Flannigan et W. J. de Groot. 2009. «Future emissions from canadian boreal forest fires». *Canadian Journal of Forest Research- Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 39, no 2, p. 383-395.
- Apps, M. J., J. S. Bhatti, D. H. Halliwell, H. Jiang et C. H. Peng. 2000. «Simulated carbon dynamics in the boreal forest of central canada under uniform and random disturbance regimes». *Global Climate Change and Cold Regions Ecosystems*, p. 107-122.
- Apps, M. J., et D. T. Price. 1996. «Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle - introduction». *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*, vol. 40, p. 1-15.
- Athena Sustainable Materials Institute (2009). A cradle-to-gate life cycle assessment of canadian softwood lumber. Ottawa, ON: 143 p
- Balshi, M. S., A. D. McGuire, P. Duffy, M. Flannigan, D. W. Kicklighter et J. Melillo. 2009. «Vulnerability of carbon storage in north american boreal forests to wildfires during the 21st century». *Global Change Biology*, vol. 15, no 6, p. 1491-1510.
- Bélisle, A.C. , S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron et H. Morin. 2011. «Fire regime and old-growth boreal forests in central quebec, canada: An ecosystem management perspective». *Silva Fennica*, vol. 45, no 5, p. 889-908.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, O. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. «Past, current, and future fire frequencies in quebec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 36, no 11, p. 2737-2744.

- Bergeron, Y., D. Cyr, M. P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. «Will climate change drive 21st century burn rates in canadian boreal forest outside of its natural variability: Collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, no 8, p. 1127-1139.
- Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc et P. Lefort. 2004. «Past, current and future fire frequency in the canadian boreal forest: Implications for sustainable forest management». *Ambio*, vol. 33, no 6, p. 356-360.
- Blouin, J., et J.-P. Berger. 2004. «Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 6c – plaine du lac opémisca, 6d – coteaux du lac assinica, 6e – coteaux de la rivière nestaocano, 6f – coteaux du lac mistassini et 6g – coteaux du lac manouane». Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Boisvenue, C, Y Bergeron, P Bernier et C Peng. 2012. «Simulations show potential for reduced emissions and carbon stocks increase in boreal forests under ecosystem management». *Carbon Management*, vol. 3, no 6, p. 553-568.
- Bond-Lamberty, B., S. D. Peckham, D. E. Ahl et S. T. Gower. 2007. «Fire as the dominant driver of central canadian boreal forest carbon balance». *Nature*, vol. 450, no 7166, p. 89-92.
- Boudewyn, P, X Song, S Magnussen et M.D. Gillis. 2007. «Model-based, volume-to-biomass conversion for forested and vegetated land in canada».
- Cherubini, Francesco, et Anders Hammer Strømman. 2011. «Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges». *Bioresource Technology*, vol. 102, no 2, p. 437-451.
- Coomes, D. A., R. B. Allen, N. A. Scott, C. Goulding et P. Beets. 2002. «Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands». *Forest Ecology and Management*, vol. 164, no 1-3, p. 89-108.
- Coursolle, Carole, Marc-André Giasson, Hank A. Margolis et Pierre Y. Bernier. 2012. «Moving towards carbon neutrality: Co2 exchange of a black spruce forest

- ecosystem during the first 10 years of recovery after harvest». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 42, no 11, p. 1908-1918.
- de Groot, W. J., J. M. Pritchard et T. J. Lynham. 2009. «Forest floor fuel consumption and carbon emissions in canadian boreal forest fires». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 39, no 2, p. 367-382.
- Dymond, Caren, Eric Neilson, Graham Stinson, Kevin Porter, David MacLean, David Gray, Michel Campagna et Werner Kurz. 2010. «Future spruce budworm outbreak may create a carbon source in eastern canadian forests». *Ecosystems*, vol. 13, no 6, p. 917-931.
- Eriksson, E., A. R. Gillespie, L. Gustavsson, O. Langvall, M. Olsson, R. Sathre et J. Stendahl. 2007. «Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 37, no 3, p. 671-681.
- Flannigan, M., K. Logan, B. Amiro, W. Skinner et B. Stocks. 2005. «Future area burned in canada». *Climatic Change*, vol. 72, no 1, p. 1-16.
- Gaboury, Simon, Jean-François Boucher, Claude Villeneuve, Daniel Lord et Réjean Gagnon. 2009. «Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in québec's closed-crown boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 257, no 2, p. 483-494.
- Gonzalez, J. 1990. «Wood density of canadian tree species rep. Nor-x-315». For. Can., Northwest Reg., North For. Cent., Edmonton, Alberta.
- Gupta, R. K., et D. L. N. Rao. 1994. «Potential of wastelands for sequestering carbon by reforestation». *Current Science*, vol. 66, no 5, p. 378-380.
- Gustavsson, Leif, Anna Joelsson et Roger Sathre. 2010. «Life cycle primary energy use and carbon emission of an eight-storey wood-framed apartment building». *Energy and Buildings*, vol. 42, no 2, p. 230-242.
- Harden, J. W., S. E. Trumbore, B. J. Stocks, A. Hirsch, S. T. Gower, K. P. O'Neill et E. S. Kasischke. 2000. «The role of fire in the boreal carbon budget». *Global Change Biology*, vol. 6, p. 174-184.

- Heath, L. S., R. A. Birdsey et D. W. Williams. 2002. «Methodology for estimating soil carbon for the forest carbon budget model of the united states, 2001». *Environmental Pollution*, vol. 116, no 3, p. 373-380.
- Hennigar, Chris R., David A. MacLean et Luke J. Amos-Binks. 2008. «A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products». *Forest Ecology and Management*, vol. 256, no 4, p. 786-797.
- Houghton, John T, LG Meiro Filho, Bruce A Callander, Neil Harris, Arie Kattenburg et Kathy Maskell. 1996. *Climate change 1995: The science of climate change: Contribution of working group i to the second assessment report of the intergovernmental panel on climate change*: Cambridge University Press p.
- Houghton, R. A. 2003. «Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different?». *Global Change Biology*, vol. 9, no 4, p. 500-509.
- IPCC (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry, Institute for Global Environmental Strategies
- Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D. W. Johnson, K. Minkinen et K. A. Byrne. 2007. «How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?». *Geoderma*, vol. 137, no 3-4, p. 253-268.
- Kasischke, E. S., N. L. Christensen et B. J. Stocks. 1995. «Fire, global warming, and the carbon balance of boreal forests». *Ecological Applications*, vol. 5, no 2, p. 437-451.
- Kasischke, E. S., K. O'Neill, L. L. Bourgeau-Chavez et N. H. F. French. 2000. «Indirect and long-term effects of fire on the boreal forest carbon budget». *Biomass Burning and Its Inter-Relationships with the Climate System*, vol. 3, p. 263-280.
- Kasischke, E.S., et B.J. Stocks. 2000. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*: Springer p.

- Kasischke, Eric S, NL Christensen Jr et Brian J Stocks. 1995. «Fire, global warming, and the carbon balance of boreal forests». *Ecological Applications*, p. 437-451.
- Keith, H., B. Mackey, S. Berry, D. Lindenmayer et P. Gibbons. 2010. «Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: Addressing sources of error». *Global Change Biology*, vol. 16, no 11, p. 2971-2989.
- Knight, L., M. Huff, J. I. Stockhausen et R. J. Ross. 2005. «Comparing energy use and environmental emissions of reinforced wood doors and steel doors». *Forest Products Journal*, vol. 55, no 6, p. 48-52.
- Kull, S.J., W.A. Kurz, G.J. Rampley, G.E. Banfield, R.K. Schivatcheva et M.J. Apps. 2007. «Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (mbc-sfc3) à l'échelle des opérations version 1.0 : Guide d'utilisation.». Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton, Alberta.
- Kurz, W. A. 1998. «Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 2, no 4, p. 405-421.
- Kurz, W. A., C. C. Dymond, T. M. White, G. Stinson, C. H. Shaw, G. J. Rampley, C. Smyth, B. N. Simpson, E. T. Neilson, J. A. Tyofymow, J. Metsaranta et M. J. Apps. 2009. «Cbm-cfs3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing ipcc standards». *Ecological Modelling*, vol. 220, no 4, p. 480-504.
- Kurz, Werner A., Graham Stinson, Gregory J. Rampley, Caren C. Dymond et Eric T. Neilson. 2008. «Risk of natural disturbances makes future contribution of canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, no 5, p. 1551-1555.
- Lamblom, S. H., et R. A. Savidge. 2003. «A reassessment of carbon content in wood: Variation within and between 41 north american species». *Biomass and Bioenergy*, vol. 25, no 4, p. 381-388.

- Law, Beverly Elizabeth, et Mark E Harmon. 2011. «Forest sector carbon management, measurement and verification, and discussion of policy related to climate change». *Carbon Management*, vol. 2, no 1, p. 73-84.
- Lippke, B. , J. Wilson, J. Perez-Garcia, J. Bowyer et J. Meil. 2004. «Corrim: Life-cycle environmental performance of renewable building materials». *Forest Products Journal*, vol. 54 (6), p. pp. 8–19.
- Lippke, Bruce, Elaine Oneil, Rob Harrison, Kenneth Skog, Leif Gustavsson et Roger Sathre. 2011. «Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: Knowns and unknowns». *Carbon Management*, vol. 2, no 3, p. 303-333.
- Loewe, H, G Seufert et F Raes. 2000. «Comparison of methods used within member states for estimating co sub(2) emissions and sinks according to unfccc and eu monitoring mechanism: Forest and other wooded land». *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment [Biotechnol. Agron. Soc. Environ.]*, vol. 4, no 4, p. 315-319.
- Marland, G., et B. Schlamadinger. 1997. «Forests for carbon sequestration or fossil fuel substitution? A sensitivity analysis». *Biomass and Bioenergy*, vol. 13, no 6, p. 389-397.
- Masera, O. R., J. F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G. J. Nabuurs, A. Pussinen, B. H. J. de Jong et G. M. J. Mohren. 2003. «Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: The co2fix v.2 approach». *Ecological Modelling*, vol. 164, no 2-3, p. 177-199.
- Metsaranta, JM, WA Kurz, ET Neilson et G Stinson. 2010. «Implications of future disturbance regimes on the carbon balance of canada's managed forest (2010–2100)». *Tellus B*, vol. 62, no 5, p. 719-728.
- Metz, Bert. 2007. *Climate change 2007-mitigation of climate change: Working group iii contribution to the fourth assessment report of the ipcc*: Cambridge University Press p.
- Morin, Hubert, et Danielle Laprise. 1990. «Histoire récente des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac saint-jean (québec):

Une analyse dendrochronologique». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 20, no 1, p. 1-8.

Neilson, E. T., D. A. MacLean, F. R. Meng et P. A. Arp. 2007. «Spatial distribution of carbon in natural and managed stands in an industrial forest in new brunswick, canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 253, no 1-3, p. 148-160.

Ney, R. A., J. L. Schnoor et M. A. Mancuso. 2002. «A methodology to estimate carbon storage and flux in forestland using existing forest and soils databases». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 78, no 3, p. 291-307.

Ohlson, M., B. Dahlberg, T. Okland, K. J. Brown et R. Halvorsen. 2009. «The charcoal carbon pool in boreal forest soils». *Nature Geoscience*, vol. 2, no 10, p. 692-695.

Perez-Garcia, J., B. Lippke, J. Cornick et C. Manriquez. 2005. «An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results». *Wood and Fiber Science*, vol. 37, p. 140-148.

Poulin, J. En préparation. «Strates d'aménagement. Fascicule 2.2. Dans bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018».

Pregitzer, K. S., et E. S. Euskirchen. 2004. «Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age». *Global Change Biology*, vol. 10, no 12, p. 2052-2077.

Puettmann, Maureen E, Richard Bergman, Steve Hubbard, Leonard Johnson, Bruce Lippke, Elaine Oneil et Francis G Wagner. 2010. «Cradle-to-gate life-cycle inventory of us wood products production: Corrim phase i and phase ii products». *Wood and Fiber Science*, vol. 42, p. 15-28.

Québec, Bureau du Forestier en Chef du. 2008. «Possibilité forestière uaf 26-62, fec-fic-723-62-62a».

Salazar, J., et J. Meil. 2009. «Prospects for carbon-neutral housing: The influence of greater wood use on the carbon footprint of a single-family residence». *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, no 17, p. 1563-1571.

- Sathre, Roger, et Jennifer O'Connor. 2010. «Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution». *Environmental Science & Policy*, vol. 13, no 2, p. 104-114.
- Searchinger, Timothy D, Steven P Hamburg, Jerry Melillo, William Chameides, Petr Havlik, Daniel M Kammen, Gene E Likens, Ruben N Lubowski, Michael Obersteiner et Michael Oppenheimer. 2009. «Fixing a critical climate accounting error». *Science*, vol. 326, no 5952, p. 527.
- Sedjo, R. A. 2002. «Wood materials used as a means to reduce greenhouse gases (ghgs): An examination of wooden utility poles». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 7, no 2, p. 191-200.
- Simard, D. G., J. W. Fyles, D. Pare et T. Nguyen. 2001. «Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the quebec boreal forest». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 81, no 2, p. 229-237.
- Stinson, G., W. A. Kurz, C. E. Smyth, E. T. Neilson, C. C. Dymond, J. M. Metsaranta, C. Boisvenue, G. J. Rampley, Q. Li, T. M. White et D. Blain. 2011. «An inventory-based analysis of canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008». *Global Change Biology*, vol. 17, no 6, p. 2227-2244.
- Taylor, A. R., J. R. Wang et W. A. Kurz. 2008. «Effects of harvesting intensity on carbon stocks in eastern canadian red spruce (picea rubens) forests: An exploratory analysis using the cbm-cfs3 simulation model». *Forest Ecology and Management*, vol. 255, no 10, p. 3632-3641.
- Tremblay, M.-J., S. Rossi et H. Morin. 2011. «Growth dynamics of black spruce in stands located between the 51st and 52nd parallels in the boreal forest of quebec, canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 41, no 9, p. 1769-1778.
- Trofymow, J. A., G. Stinson et W. A. Kurz. 2008. «Derivation of a spatially explicit 86-year retrospective carbon budget for a landscape undergoing conversion from old-growth to managed forests on vancouver island, bc». *Forest Ecology and Management*, vol. 256, no 10, p. 1677-1691.

- van Bellen, S., M. Garneau et Y. Bergeron. 2010. «Impact of climate change on forest fire severity and consequences for carbon stocks in boreal forest stands of quebec, canada: A synthesis». *Fire Ecology*, vol. 6, no 3, p. 16-44.
- Wardle, D. A., O. Zackrisson et M. C. Nilsson. 1998. «The charcoal effect in boreal forests: Mechanisms and ecological consequences». *Oecologia*, vol. 115, no 3, p. 419-426.
- Watson, R.T., et Intergovernmental Panel on Climate Change. 2000. *Land use, land-use change, and forestry*: Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change [by] Cambridge University Press, 203 p.
- Wotton, B. M., et M. D. Flannigan. 1993. «Length of the fire season in a changing climate». *Forestry Chronicle*, vol. 69, no 2, p. 187-192.
- Wotton, B. M., C. A. Nock et M. D. Flannigan. 2010. «Forest fire occurrence and climate change in canada». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, no 3, p. 253-271.
- Yamasaki, S. H., R. Duchesneau, F. Doyon, J. S. Russell et T. Gooding. 2008. «Making the case for cumulative impacts assessment: Modelling the potential impacts of climate change, harvesting, oil and gas, and fire». *Forestry Chronicle*, vol. 84, no 3, p. 349-368.
- Zhang, Q., et C. O. Justice. 2001. «Carbon emissions and sequestration potential of central african ecosystems». *Ambio*, vol. 30, no 6, p. 351-355.