

Table des matières

Résumé	iii
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vi
Dédicace.....	vii
REMERCIEMENTS	viii
Avant-propos	ix
Introduction générale.....	1
Problématique	1
État des connaissances	3
Objectifs.....	7
Hypothèses de recherche	8
Chapitre 1	11
Comparison of carbon balance and climate change mitigation potential of forest management strategies in the boreal forest of Quebec (Canada)	11
Résumé	11
Abstract	11
Introduction.....	12
Materials and methods	14
Study site	14
Modelling	15
Sensitivity analysis	19
Results.....	21
Forest carbon dynamics	21
Comparison of scenarios.....	23
Sensitivity analysis	28
Radiative forcing assessment	33
Discussion	35
Conclusion.....	39
Conclusion générale.....	41
Références	45

LISTE DES TABLEAUX

- Table 1.** Example of annual average carbon balance ($\text{tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), assuming that 2018 would correspond to year 45 of the simulated horizon. Negative values represent reductions of atmospheric CO_2 27
- Table 2.** Stem distribution, lumber proportion and cumulative emissions for twelve tree lists (sorted by increasing average DBH) used for the sensitivity analysis. 29

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Schéma représentant les actions possibles à entreprendre dans le secteur forestier afin d'augmenter le potentiel d'atténuation de gaz à effet de serre	2
Figure 2. Simulated pattern of carbon in live trees over time for the <i>PC</i> scenario.....	17
Figure 3. Improved growth carbon curves for the live trees pool of <i>PC</i> scenario simulated for the sensitivity analysis.	20
Figure 4. Carbon dynamics in forest in tonnes of carbon per hectare for the <i>CC50</i> (business-as-usual), <i>CC70</i> , <i>CC80</i> and <i>PC</i> scenarios.....	23
Figure 5. Cumulative change in tonnes of CO _{2e} per hectare for the five scenarios with a DF of 0.54. Total forest, products, substitution effects and pulp and paper manufacturing pools are showed, in addition to the net total balance carbon of the scenario (represented by the solid black line). Negative values represent net reductions of atmospheric CO _{2e}	26
Figure 6. Cumulative change in tonnes of CO _{2e} per hectare for the baseline, minimum (<i>CC70 min</i>) and maximum (<i>CC70 max</i>) scenarios. The alternative scenarios were simulated using different tree lists at the time of harvest (See Table 2 for details). Negative values represent reductions of atmospheric CO _{2e}	28
Figure 7. Cumulative change in tonnes of CO _{2e} per hectare for the baseline and alternative <i>No harvest</i> scenarios. Negative values represent reductions of atmospheric CO _{2e}	30
Figure 8. Cumulative change in tonnes of CO _{2e} per hectare for the baseline <i>PC</i> scenario and the five other curves created by the sensitivity analysis. Negative values represent reductions of atmospheric CO _{2e}	31
Figure 9. Cumulative change in tonnes of CO _{2e} per hectare for <i>CC70</i> scenario with a DF of 2.1. Total forest, products, substitution effects and pulp and paper manufacturing pools are shown in addition to the net total carbon balance of the scenario. Negative values represent reductions of atmospheric CO _{2e}	32
Figure 10. Cumulative impact of the radiative forcing effect in watt per square meter per hectare for five scenarios with DFs of 0.54, 2.1 and 0 (no substitution effect). Negative values represent a cooling impact on climate, while positive values represent a warming impact.	34

DÉDICACE

*À Christophe, Maël et Anaé,
Pour votre patience et votre amour.*

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier ma directrice Evelyne qui a été assez courageuse pour me prendre comme première étudiante à mon troisième trimestre de grossesse! Je lui suis très reconnaissante d'avoir cru en moi et d'avoir permis à la jeune maman que j'étais de pouvoir assouvir sa curiosité scientifique. Son enthousiasme pour mon projet et son dévouement dans la recherche de financement nécessaire pour arriver à concilier ma vie de famille/étude m'ont été d'un grand support. Un énorme merci aussi à mon codirecteur Alexis (alias le gardien des méthodes) pour ses précieux conseils, son aide et sa générosité. J'ai été très gâtée en ce qui a trait à la direction de mon mémoire.

Merci à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à mon projet. Je pense à Mathilde Routhier, Émilie St-Jean et Frédérick Cyr qui ont fait une super job d'échantillonnage sur le terrain, j'ai apprécié l'efficacité et la qualité de votre travail ainsi que nos échanges sous une pluie glaciale ou dans un nuage de mouches noires! Je pense également à Julie Barrette qui a pris le temps de me rencontrer et de m'expliquer avec patience ce que je ne savais voir avec mes yeux seuls. Je pense aussi à Louis Bélanger, David Paré, Sébastien Dagnault, Pierre Bernier qui ont partagé leur expertise avec moi. Un merci particulier à Julie Bouliane et Fanny Senez-Gagnon pour leur aide inconditionnelle, leur support et leur amitié. Cela a fait la différence à plusieurs moments.

Merci à l'équipe Écotierra pour l'expérience inestimable qu'ils m'ont offerte, travailler avec eux m'a énormément appris, tant sur le plan personnel que professionnel. Leur travail est une richesse autant pour le Québec que pour notre planète! Merci à Mitac sans quoi cette collaboration n'aurait pu avoir lieu.

Merci au Centre de Recherche sur les Matériaux Renouvelables pour la bourse qui m'a aussi permis de mieux me consacrer à mon mémoire.

Enfin, je tiens à remercier particulièrement mon amoureux Christophe pour son support inconditionnel qui m'a permis d'accomplir ce beau projet en plus de tout ce qui remplit déjà très bien nos vies! Ses conseils, sa compréhension, ses encouragements ont toujours été au rendez-vous même dans les moments les plus difficiles. Un merci spécial à mes deux enfants qui me motivent jour après jour à vouloir rendre notre monde meilleur. Merci également à ma famille pour son aide dans la conciliation travail/étude.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire contient trois sections principales. Une introduction générale décrit la problématique et l'état des connaissances sur le sujet. Le chapitre 1 est ensuite présenté sous forme d'article scientifique rédigé en anglais. Finalement, une conclusion générale fait un retour sur les grandes lignes de l'étude, les questionnements qu'elles apportent ainsi que les étapes souhaitées pour la suite de cette étude. L'article sera publié après le dépôt du mémoire, à la suite des commentaires des réviseurs.

Afin de simuler les scénarios à l'étude dans une approche globale, j'ai utilisé une combinaison de plusieurs modèles existants et en ai ajusté certains. J'ai également participé en partie à la récolte des données nécessaires à la modélisation. J'ai ensuite analysé et interprété les résultats puis rédigé l'article. Ainsi, j'en serai l'auteure principale. Pendant tout le processus, ma directrice Evelyne Thiffault m'a supervisée, elle m'a aussi fourni plusieurs données qui ont servi d'entrée à certains modèles. Elle a également participé à la révision de mon article. Elle en sera donc la deuxième auteure. Mon codirecteur Alexis Achim m'a aussi guidé sur certains aspects de mon article en plus de participer à sa révision. Il sera le troisième auteur.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

PROBLÉMATIQUE

La 21^e Conférence des Parties (COP) qui s'est conclue par une entente historique en 2015, soit l'Accord de Paris, démontre la volonté d'agir grandissante des pays en matière de lutte contre les changements climatiques. Les pays doivent maintenant déployer des mesures qui permettront de réduire les gaz à effet de serre (GES). Le dioxyde de carbone (CO₂) est identifié comme étant le GES le plus impliqué dans cette problématique. Même si son potentiel de réchauffement global est moins puissant que d'autres, ce gaz est émis en plus grande quantité dans l'atmosphère par les activités anthropiques et y reste plus longtemps (GIEC, 2007). Depuis le rapport de Kyoto, le rôle de la forêt dans la lutte contre les changements climatiques est reconnu et le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) réitère cette idée dans leur dernier rapport (GIEC, 2014). En effet, il suffit de bien comprendre le cycle du carbone qui s'y accomplit pour saisir tout le potentiel de réduction de CO₂ atmosphérique. L'écosystème forestier est en constant échange de carbone avec l'atmosphère par l'absorption de CO₂ par les végétaux, la respiration, la décomposition et la combustion (Moroni, 2013). Il contient une énorme quantité de carbone stockée à plus ou moins long terme dans la biomasse vivante, le sol, la litière et le bois mort (FAO, 2010). Dans le secteur forestier, le bilan de carbone représente la différence entre la quantité de carbone émise par les différentes sources (biogéniques et fossiles) et celle fixée par les puits (stockée dans la biomasse, dans les produits du bois) et/ou évitée (par substitution d'énergie ou de produit) (Sathre & O'Connor, 2010a). L'écart entre les puits et les sources peut se calculer à plus ou moins grande échelle géospatiale et temporelle. Lorsqu'on souhaite améliorer un bilan de carbone, on cherche à réduire les émissions et à augmenter les absorptions et les émissions évitées dans le but de réduire la concentration de GES dans l'atmosphère.

La figure 1 s'inspire d'une image publiée dans un des rapports du GIEC (GIEC, 2007); elle illustre les actions possibles à prendre dans le secteur forestier pour agir sur les émissions de carbone. À l'échelle du paysage, peuvent être considérées les options du boisement (augmentation des superficies forestières) ou de la minimisation du déboisement (réduction des superficies forestières) dépendamment du contexte. À une échelle plus fine, par exemple celle du peuplement, c'est par l'action sylvicole qu'il est possible d'agir en augmentant la densité du carbone sur le site. Au-delà d'un aménagement permettant d'augmenter les stocks de carbone en forêt, la production de produits qui séquestrent le carbone à long terme est une autre option. De plus, l'énergie fabriquée à partir de

la biomasse forestière peut s'avérer intéressante dans certains cas pour remplacer l'énergie fossile. Enfin, les produits du bois ont également un pouvoir de substitution lorsqu'ils remplacent des matériaux dont le cycle de vie engendre plus d'émission de GES.

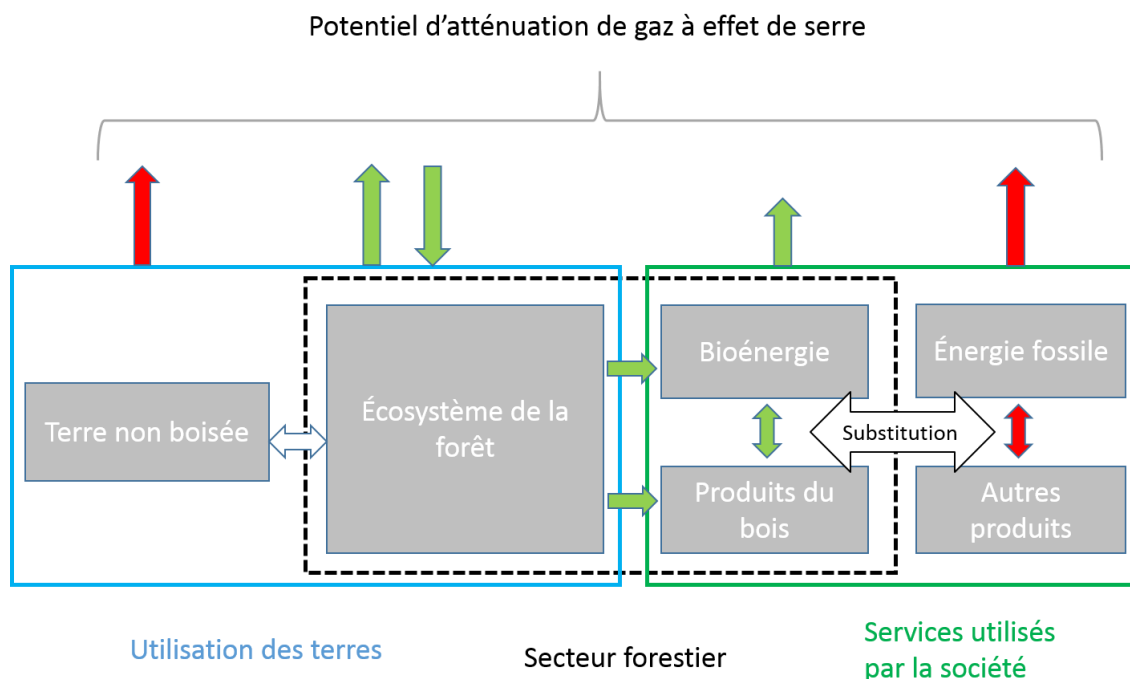


Figure 1. Schéma représentant les actions possibles à entreprendre dans le secteur forestier afin d'augmenter le potentiel d'atténuation de gaz à effet de serre

Dans le dernier rapport du GIEC portant sur l'atténuation des changements climatiques, on avance que la déforestation est un important contributeur de l'augmentation de CO₂ dans l'atmosphère (GIEC, 2014). Cette réalité s'applique toutefois surtout aux forêts tropicales. Par exemple, le taux de déforestation au Canada est pratiquement nul (Ter-Mikaelian *et al.*, 2008). Cependant, même s'il y a peu de pertes de terres à vocation forestière, il existe des pratiques qui ont le potentiel d'atténuer les émissions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier comme schématisé sur la figure 1. Par ailleurs, au Québec comme au Canada, la forêt boréale, qui est l'un des plus grands puits de carbone planétaires, recouvre de très grandes superficies, soit plus de 55 millions d'hectares pour la province seulement (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2017). Le Québec s'est imposé des cibles et des objectifs de réduction d'émissions de GES très ambitieuses de -20% en 2030, de -37,5% en 2030 et de -80 à -95% pour 2050 par rapport à 1990 (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015). Le Québec a par contre une plus faible marge de manœuvre que d'autres provinces dont l'énergie est produite à partir de combustibles fossiles, ayant comme principale source l'hydroélectricité. Le défi reste donc de taille et il faudra être de plus en plus créatif pour trouver des solutions pour lutter contre les changements

climatiques. Cela dit, la forêt et le secteur forestier pourraient devenir un créneau intéressant pour répondre aux besoins grandissants de non seulement réduire ce qui est émis vers l'atmosphère, mais aussi de prélever le CO₂ qui s'y trouve. Pour y arriver, il sera nécessaire de développer des solutions pour permettre aux décideurs et professionnels de l'environnement et des forêts d'agir en conséquence. Ainsi, augmenter le niveau de connaissance de la dynamique du carbone des écosystèmes forestiers boréaux et des produits qui en sortent semble être à la base de la solution pour améliorer le bilan de carbone du secteur forestier et lui permettre de mieux jouer son rôle dans la lutte contre les changements climatiques.

ÉTAT DES CONNAISSANCES

Un aspect important ayant une forte influence sur la séquestration de carbone est l'âge des peuplements (Kurz et Apps, 1999; Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007a; Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007b). Un jeune peuplement sera moins efficace à séquestrer du CO₂ qu'un peuplement plus mature puisqu'en vieillissant, il augmente sa capacité à accumuler le carbone dans ses tissus. Toutefois, en l'absence de perturbation, la croissance nette du peuplement devient plus ou moins stable. Certains auteurs ont montré que l'écosystème forestier finit par atteindre un niveau où il émet autant sinon plus de CO₂ qu'il en absorbe (Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007b; Lippke *et al.*, 2011; Moroni, 2013; Ter-Mikaelian *et al.*, 2013) alors que d'autres affirment qu'il pourrait demeurer un puits de carbone pour plusieurs siècles, entre autres, par un transfert du carbone de la biomasse vivante vers la biomasse morte et le sol (Luyssaert *et al.*, 2008). Dans tous les cas, à ce stade, comme une quantité importante de carbone est séquestrée dans l'écosystème, les risques sont plus élevés de libérer une grande partie de carbone vers l'atmosphère dans le cas de perturbations naturelles (Ter-Mikaelian *et al.*, 2008; Moroni, 2013). En somme, lorsque l'on étudie la quantité de carbone séquestré par un peuplement, il est important de bien établir l'horizon de temps sur lequel on l'évalue (Perez-Garcia *et al.*, 2005; Ter-Mikaelian *et al.*, 2013). Un jeune peuplement aura la capacité un jour d'être un puits de carbone important et un vieux peuplement pourrait cesser de croître en capacité de séquestration après un certain temps ou du moins ralentir le processus. De plus, la récurrence des différents types de perturbations naturelles varie selon l'échelle de temps considérée.

À la lumière de ces informations, on peut comprendre que les perturbations et l'âge ont un impact majeur sur la séquestration de carbone. Comme l'aménagement forestier joue un rôle à ces niveaux, on peut donc suggérer que certaines actions sylvicoles permettraient d'accroître la capacité d'une forêt à séquestrer du carbone. Un aménagement réfléchi en conséquence pourra permettre d'y arriver (Backeus *et al.*, 2005). En plus de l'âge, le type de peuplement ainsi que les propriétés de la station jouent un rôle important sur son pouvoir de séquestration de carbone (Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007a). Ainsi, en appliquant un aménagement sylvicole approprié à la forêt ciblée, on est plus à



même d'améliorer le bilan de carbone. Selon la répartition des classes d'âge et des types de peuplement, il peut être plus intéressant d'avoir un régime plus intensif, c'est-à-dire où les activités sylvicoles permettront une plus grande récolte plus rapidement ou, au contraire, un régime plus extensif allant jusqu'à la conservation du massif forestier (Marland et Marland, 1992).

La forêt permet aussi l'atténuation des GES par la production de produits du bois (Backeus *et al.*, 2005; Perez-Garcia *et al.*, 2005; Ter-Mikaelian *et al.*, 2008, 2013). Le bois est constitué d'environ 50% de carbone, 44% d'oxygène et 6% d'hydrogène (Pettersen, 1984). Le carbone séquestré dans les produits y restera tout au long de la vie du produit. Ainsi, il le sera plus longtemps pour le bois de sciage qui servira de poutre dans la construction d'une maison que dans une feuille de papier, par exemple. En plus de stocker du carbone pour un certain temps, un produit peut aussi avoir un effet de substitution (Perez-Garcia *et al.*, 2005; Ter-Mikaelian *et al.*, 2008; Haus *et al.*, 2014). Par exemple, si l'utilisation du bois permet de réduire la demande, et donc la production, du béton qui est beaucoup plus émetteur de GES, le produit devient d'autant plus efficace en termes d'atténuation de GES.

Une autre option possible pour minimiser les émissions de carbone grâce à la forêt consiste en l'utilisation de sa biomasse pour créer de l'énergie. La bioénergie peut s'avérer être une solution efficace d'atténuation des émissions de CO₂ pour remplacer les sources d'énergie fossile (Haus *et al.*, 2014). On s'appuie alors sur l'hypothèse que le carbone libéré lors de la combustion de la biomasse sera éventuellement capté à nouveau par la forêt (Kallio *et al.*, 2013). Toutefois, il faut savoir que les énergies fossiles ont une plus grande densité énergétique que la bioénergie (elles produisent plus d'énergie pour la même quantité de CO₂ libérée). Ainsi, lors de son utilisation, la biomasse crée une dette de carbone qui sera remboursée dans les années suivantes au fur et à mesure que la forêt croît et séquestre du carbone (Kallio *et al.*, 2013). Il existe plusieurs facteurs qui contribuent à cette dette carbone et qui détermineront si le bénéfice pour l'atmosphère se manifestera à plus ou moins long terme. Cette option, même si dans certains cas, pourrait s'avérer intéressante à court terme, est exclue du cadre d'analyse de cette étude.

En ce qui concerne l'aménagement optimal pour atténuer les émissions de CO₂ dans le secteur forestier, plusieurs études divergent dans leurs conclusions. D'une part, cette divergence est due à la variabilité des endroits où sont appliqués les modèles. Par exemple, pour la forêt boréale, plusieurs études ont été menées dans différents pays d'Europe (Finlande, Suède, etc.) (Backeus *et al.*, 2005; Briceño-Elizondo *et al.*, 2006; Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007a; Garcia-Gonzalo *et al.*, 2007b; Melin *et al.*, 2010; Pyörälä *et al.*, 2012; Haus *et al.*, 2014; Lundmark *et al.*, 2014) ou au Canada (Ontario, Colombie-Britannique, etc.) (Seely *et al.*, 2002; Colombo *et al.*, 2012; Ter-Mikaelian *et al.*, 2013). On comprend que les conditions de croissance et les types et caractéristiques des peuplements étudiés diffèrent d'une étude à l'autre. Pourtant, comme établi précédemment, ces caractéristiques ont un impact majeur sur la réaction face à un scénario d'aménagement et sur la capacité de stockage de carbone. D'autre part, la divergence entre les études peut être liée aux paramètres considérés dans

l'évaluation du bilan de carbone. Certaines études ne considèrent pas le pouvoir de substitution des produits du bois ou lui donnent une valeur très variable (Sathre & O'Connor, 2010a). De plus, les différents modèles utilisés pour les simulations peuvent faire varier les résultats (Ter-Mikaelian *et al.*, 2013). Enfin, un élément qui peut avoir un impact significatif sur les résultats est l'horizon de temps établi pour faire l'évaluation d'un bilan de carbone (Perez *et al.*, 2005; Levasseur *et al.*, 2010; Lundmark *et al.*, 2014; Repo *et al.*, 2015; Pukkola, 2017).

En résumé, il est important de tenir compte de l'endroit où se situe la forêt à l'étude. En effet, les scénarios d'aménagement simulés doivent considérer les caractéristiques de la station et du territoire. Les essences de l'écosystème boréal québécois diffèrent généralement de celles faisant l'objet d'études sur l'atténuation des émissions de GES, qui proviennent en large partie d'Europe. De plus, il faut comprendre que contrairement à l'Europe, la forêt boréale du Québec a été peu aménagée, ce qui la distingue encore plus des forêts étudiées dans ce contexte. Par ailleurs, le panier de produits issu de la forêt varie en fonction des essences d'arbre récoltées (Liski *et al.*, 2001), mais aussi selon la structure et les marchés du secteur forestier qui sont différents du Québec. Le temps de séquestration du carbone dans les produits y sera relié. Enfin, l'effet de substitution sera fortement dépendant du contexte de l'étude et du marché auquel les produits sont destinés (Sathre and O'Connor, 2010b).

Smyth *et al.*, (2014) ont mené une étude à l'échelle du Canada afin d'indiquer les grandes pistes de solutions pour contribuer à l'atteinte des cibles de réductions d'émissions de GES que s'est fixées le pays d'ici 2050. Ce serait la première analyse intégrée complète pour le secteur forestier du Canada. Elle inclut donc les flux de l'aménagement forestier, des produits du bois et de la bioénergie qui en sont issus, et les émissions évitées engendrées par leur utilisation. L'étude conclut d'abord de l'importance d'analyser le secteur forestier dans une approche systémique pour ne pas conduire à des politiques qui ne mèneraient pas à des bénéfices nets pour l'atmosphère. Ensuite, la meilleure stratégie à long terme (à partir de 2026) impliquerait des pratiques qui permettent une meilleure utilisation des ressources disponibles et qui favorisent un panier de produits ayant une plus grande proportion de produits de longue durée. Enfin, l'une de leurs recommandations pour de futures études est d'analyser les stratégies d'aménagement à une échelle plus fine afin de déterminer les meilleures options pour une situation donnée. Très peu d'étude ont évalué le potentiel d'atténuation des changements climatiques des forêts dans une approche systémique (Boisvenue *et al.*, 2014; Bureau du forestier en chef, 2015). C'est donc dans cette optique qu'il est intéressant d'étudier et de comparer des scénarios d'aménagement qui sont applicables au contexte de la forêt boréale du Québec.

Outre le contexte dans lequel on étudie le potentiel d'atténuation du secteur forestier, tel que précisé précédemment, l'échelle de temps pour l'évaluation peut avoir un impact important dans le choix d'un scénario. D'après les rapports du GIEC, il a été décidé que l'effet sur le climat serait évalué en

calculant la quantité de GES émis vers l'atmosphère en se basant sur le « Global Warming Potential » (GWP) qui permet de transformer l'effet de différents GES en CO₂ équivalent. Le GWP représente le forçage radiatif sur une durée de 100 ans, ce qui peut apporter des incohérences par rapport à l'échelle de temps qui est utilisée pour évaluer un scénario (Levasseur *et al.*, 2010). Par exemple, si l'on choisit un horizon de temps de 200 ans, l'effet des émissions de l'année 1 sera considéré jusqu'à l'an 101, alors qu'on souhaite faire l'évaluation jusqu'à 200 ans. En suivant toujours cette logique, les émissions se produisant à l'année 150 seront considérées jusqu'à l'an 250, qui se trouve hors de la période de temps préalablement établie. Le développement de projets forestiers a fait ressortir les limites du GWP comme métrique pour comparer des scénarios, entre autres en ce qui concerne la distribution des émissions dans le temps et les bénéfices sur le climat des séquestrations temporaires (Levasseur *et al.*, 2012; Guest *et al.*, 2012; Repo *et al.*, 2015). Effectivement, si, dans l'horizon de temps choisi, une quantité de CO₂ qui est séquestrée au cours des premières années est émise avant la fin de la période à l'étude, le gain s'annulera, alors que l'effet sur le climat n'est pas nul. Pour répondre au besoin de traiter la distribution des émissions dans le temps, certains auteurs ont développé des outils qui se basent sur le forçage radiatif absolu au lieu du bilan de carbone en CO₂ équivalent (Levasseur *et al.*, 2010; Guest *et al.*, 2012). Toutefois, même si ces méthodes sont plus précises, encore peu d'études comportent l'évaluation de scénarios sur la base du forçage radiatif absolu.

En somme, plusieurs opportunités s'offrent aux gestionnaires des forêts, mais il n'est pas toujours facile de s'y retrouver. La figure 1 donne un aperçu de l'ensemble des possibilités, mais dans la pratique, la question demeure complexe. Il existe des solutions, parfois différentes, selon l'échelle spatiale et temporelle (Lundmark *et al.*, 2014). À l'échelle du peuplement, le choix des activités fera évoluer le carbone forestier différemment selon le type d'écosystème, mais à l'heure actuelle, il est très difficile de déterminer quelle est la meilleure option pour une station donnée. L'ajustement du panier de produits forestiers semble avoir un impact important dans le rôle du secteur forestier dans la lutte contre les changements climatiques, mais, selon le cas, il est difficile de prévoir dans quelle mesure. Ainsi, malgré les enjeux importants que soulève la question, il reste encore beaucoup d'incertitudes. De plus, comme la majorité des superficies forestières québécoises sont sous tenure publique, il faut également répondre aux autres objectifs de la Loi sur l'aménagement durable des forêts. Le concept clé de cette loi est l'aménagement écosystémique qui a pour but de diminuer l'écart entre la forêt naturelle et aménagée. On vise donc à maintenir les attributs écologiques des forêts naturelles tels que la composition, la structure et la répartition dans l'espace. Les activités sylvicoles qui sont favorisés ont pour objectifs de permettre aux peuplements de remplir leurs fonctions écologiques et sociales (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2018). Il est donc important de comprendre de quelle façon l'atténuation des changements climatiques peut s'harmoniser avec ce contexte.

OBJECTIFS

L'objectif général de cette étude est de comprendre l'effet de l'aménagement forestier sur le bilan de carbone du secteur forestier de la forêt boréale québécoise ainsi que son effet sur le climat, et ce, dans un contexte d'aménagement écosystémique. En plus de renseigner de manière générale la communauté scientifique sur les réalités de cet écosystème ainsi que du secteur forestier qui lui est lié, ces informations serviront aussi à identifier des pistes d'actions possibles pour améliorer le bilan de carbone de l'Université Laval par sa forêt d'enseignement et de recherche : la forêt Montmorency (FM). D'ailleurs, le projet découle d'une démarche entreprise par cette institution qui a pour but de calculer la contribution de l'aménagement forestier à la FM sur son bilan de carbone. C'est donc à partir des données de ce milieu forestier que les scénarios sylvicoles à l'échelle du peuplement seront testés. Ayant agrandi sa superficie récemment, ce territoire présente une belle opportunité d'étudier la question dans un contexte où une nouvelle stratégie d'aménagement est à mettre en œuvre. La FM est un territoire typique de la sapinière boréale des Basses-Laurentides. Le scénario sylvicole typique pour ce type d'écosystème s'oriente généralement vers la coupe totale avec protection de la régénération et des sols dans les peuplements de classe d'âge 50 ans. Ce sera donc le scénario de référence de l'étude. La FM se distingue toutefois du reste de la sapinière en raison des activités sylvicoles innovantes qu'on y pratique, par exemple, la coupe progressive irrégulière (régime inéquien). Dans son plan d'aménagement, avec le souci d'adhérer aux principes de l'aménagement écosystémique, on tente de favoriser l'harmonisation des usages qui permet une récolte tout en considérant d'autres enjeux tels que ceux liés au tourisme (p.ex., protection du paysage), au maintien de la biodiversité (p.ex., attributs de vieilles forêts) et l'adaptation aux changements climatiques. C'est pourquoi les scénarios testés dans cette étude sont la coupe partielle, l'allongement de la révolution et la conservation.

Les objectifs spécifiques sont :

- Comparer l'effet de différents scénarios sylvicoles (incluant un scénario sans aménagement) sur le bilan de carbone total du système, incluant les stocks en forêt, dans les produits, l'effet de substitution du bois de sciage et les émissions liées à l'extraction, le transport et la transformation;
- Identifier les sources d'incertitude dans l'évaluation des scénarios ainsi que les éléments sensibles des bilans de carbone;
- Comparer l'utilisation de différentes approches pour évaluer l'effet des scénarios, soit la méthode traditionnelle en bilan de carbone et celle basée sur le calcul du forçage radiatif absolu.

HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

Hypothèse 1

L'allongement de la révolution améliore le bilan de carbone d'une station donnée et contribue à un effet refroidissant sur le climat, à la fois en augmentant les stocks de carbone en forêt et en augmentant la quantité de bois de sciage produite.

Quelques études européennes démontrent qu'allonger la révolution peut favoriser la séquestration de carbone en forêt et dans certains cas dans les produits du bois (Liski *et al.*, 2001; Kaipainen *et al.*, 2004; Pyörälä *et al.*, 2012). Toutefois, elles se concentrent sur des essences qui ne sont pas ou que peu représentées dans la forêt à l'étude de ce document. Pourtant l'essence déterminera le potentiel de stockage de carbone et la vitesse à laquelle elle s'effectue (Seely *et al.*, 2002).

Il nous semble tout de même logique qu'ici aussi en allongeant la révolution, on y favorisera la séquestration de carbone. En effet, de manière générale, les révolutions sont fixées au moment où le maximum d'accroissement annuel moyen en volume est atteint, ce qui ne fait que maximiser la quantité de volume de tige produit dans le temps, sans pour autant tenir compte des autres stocks de carbone ou de la proportion en bois de sciage. Par ailleurs, attendre un peu plus longtemps avant de couper permet à la forêt de prendre en efficacité de séquestration de carbone, car les arbres plus matures auront une plus grande capacité à le faire avant de tendre vers un point d'équilibre (moment où ils émettent autant de CO₂ qu'ils en absorbent). En outre, une étude réalisée en Colombie-Britannique arrive aussi à la conclusion que l'allongement de la révolution permet une meilleure accumulation des stocks de carbone en forêt (Seely *et al.*, 2002)

Tel que vu précédemment, les essences influencent le panier de produits (Liski *et al.*, 2001). Dans la forêt à l'étude et selon la structure industrielle actuelle, on retrouve principalement des essences qui permettent la production de bois de sciage et de pâte. Un scénario ayant une révolution trop courte entraînera une plus grande proportion d'arbres de faible diamètre lors de la récolte et donc une plus grande production de pâte, alors que le bois de sciage séquestre le carbone à plus long terme et empêche des émissions de GES lorsqu'il substitue un matériau à plus grande empreinte carbone (Lundmark *et al.*, 2014). Ainsi, pour favoriser ce type de produit, il faut laisser les arbres atteindre un plus gros diamètre, qui sera obtenu en plus grande proportion si le moment de la récolte est repoussé de quelques années. Il est à noter, toutefois que même si cette affirmation est logique en théorie à l'échelle du peuplement, il peut en être tout autre, en pratique, à l'échelle du paysage, puisque le fait de laisser les stocks de carbone en forêt plus longtemps augmente les risques de pertes attribuables aux perturbations naturelles,

Hypothèse 2

Passer d'un régime équié (coupe totale) et à un régime inéquié (coupe progressive irrégulière) améliore le bilan de carbone d'une station donnée et contribue à un effet refroidissant sur le climat, à la fois en augmentant les stocks de carbone en forêt et en augmentant la production de bois de sciage.

Très peu d'informations sont disponibles quant à l'effet d'un régime inéquié sur le carbone. Quelques études sur la forêt boréale européenne semblent tout de même établir un lien entre ce type de régime et une séquestration de carbone plus favorable (Pukkala 2014; Laiho *et al.*, 2011; Pukkala *et al.*, 2011). Cette hypothèse est aussi soutenue par le fait que ce type de régime permet un bon compromis dans le temps entre le stock en forêt et le stock dans les produits, diminuant ainsi les risques de perte de carbone séquestré. De plus, avec une coupe progressive irrégulière, les arbres sont choisis au moment de la récolte; on favorise donc le prélèvement des plus gros individus qui serviront à produire du bois de sciage permettant ainsi de séquestrer à plus long terme le carbone dans le produit. En outre, en choisissant de récolter les arbres aux diamètres les plus importants, on laisse croître les arbres qui ont encore un bon potentiel de séquestration. Finalement, en gardant un couvert forestier constant, il se peut qu'il y ait un effet sur le carbone séquestré dans les débris ligneux et dans le sol. D'ailleurs, des auteurs soutiennent qu'un aménagement qui conserve un couvert constant serait le plus efficace pour conserver le stock de carbone en forêt après la conservation (Seidl *et al.*, 2007).

Hypothèse 3

Aménager la sapinière boréale au lieu de la conserver améliore le bilan de carbone et contribue à un effet refroidissant sur le climat lorsque l'on considère le système dans son ensemble, principalement grâce aux produits du bois.

En considérant le pouvoir de stockage et de substitution des produits de bois, nous posons l'hypothèse qu'aménager la forêt serait une meilleure solution pour lutter contre les changements climatiques que ne pas l'aménager. Plusieurs auteurs arrivent aussi à cette conclusion (Perez-Garcia *et al.*, 2005; Ter-Mikaellian *et al.*, 2008; Moroni, 2013; Lundmark *et al.*, 2014). Le carbone stocké dans les produits a aussi l'avantage d'être moins à la merci des perturbations naturelles qu'en forêt, car sa gestion est plus prévisible et contrôlable. Pour que cette hypothèse s'avère fondée, une gestion efficace des produits est nécessaire, en s'assurant notamment que la durée de vie des produits soit maximisée. En effet, les produits à courte durée de vie vont réémettre rapidement des émissions vers l'atmosphère (Perez *et al.*, 2005, Lundmark *et al.*, 2014, Pukkala, 2017). Par ailleurs, Pukkala (2017) affirme qu'en maximisant l'effet de substitution des produits de bois, leur efficacité à lutter contre les changements climatiques pourrait surpasser celle de la forêt non aménagée à plus long terme. Valentin et Luyssaert (2014) abondent aussi dans ce sens en précisant que si, en raison

des impacts liés aux changements climatiques, les forêts deviennent des puits de carbone moins efficaces, récolter davantage serait une solution lorsque les produits ont réellement un effet de substitution.

CHAPITRE 1

COMPARISON OF CARBON BALANCE AND CLIMATE CHANGE MITIGATION POTENTIAL OF FOREST MANAGEMENT STRATEGIES IN THE BOREAL FOREST OF QUEBEC (CANADA)

RÉSUMÉ

L'aménagement forestier peut jouer un rôle dans la lutte contre les changements climatiques en augmentant le stockage de CO₂ dans la biomasse végétale et les produits du bois ainsi qu'en substituant des matériaux à empreinte carbone plus élevée par le bois. Cette étude visait à déterminer quelle(s) stratégie(s) d'aménagement écosystémique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est de la forêt boréale québécoise (Canada) peut y contribuer. Nous avons simulé cinq scénarios sur une période de 199 ans à l'échelle du peuplement: un scénario de référence subissant une coupe totale à 50 ans, deux scénarios avec révolution plus longue (70 et 80 ans), un scénario avec coupe partielle et un autre sans intervention (conservation). Dans l'ensemble, les scénarios ayant des rotations plus longues et, dans une moindre mesure, la coupe partielle accroissent le potentiel d'atténuation des changements climatique. L'effet de substitution des produits du bois s'est révélé un élément clé démontrant l'importance d'inclure leur production et l'évitement de la production de matériaux conventionnels sur le marché dans l'évaluation.

ABSTRACT

Management of the world's forests can play a role for climate change mitigation by increasing CO₂ storage in vegetation biomass and harvested wood products, and by displacing CO₂-intensive materials such as steel or concrete. This study aimed to determine how management of boreal forest stands can contribute to climate change mitigation in the context of ecosystem-based management. The study was based on the comparison of different strategies applied to a balsam fir-white birch stand in the Eastern boreal forest of Quebec (Canada). We simulated five scenarios over a 199- year period at the stand level: a reference scenario involving clearcut at 50-year intervals, and four

alternative scenarios clearcut with longer rotation length (70 and 80 years), partial cut, and a no harvest scenario. Overall, scenarios with longer clearcut rotations and, to a lesser extent, partial cut resulted in a higher potential to mitigate climate change. The substitution effect of wood products was revealed as a key aspect, suggesting that wood product manufacturing and utilisation on the markets, and not only forest management, need to be carefully considered.

INTRODUCTION

Given the growing concern about climate change and carbon emissions to the atmosphere, scientific and policy communities around the world are looking for solutions to maximise the role of forests and forest products in climate change mitigation. Indeed, through exchanges with the atmosphere, forests are large carbon sinks (Moroni, 2013) and the wood extracted from forests can be used to store carbon on the one hand, and provide services to society and substitute more emission-intensive materials or energies on the other hand (Hennigar *et al.*, 2008; Moroni 2013; IPCC, 2014; Smyth *et al.*, 2016). Some jurisdictions such as British Columbia, Scotland and Iceland have already laid out ambitious climate change mitigation plans in which the forest sector plays an important role (Iceland Government, 2007; British Columbia Government, 2016; Scottish Government, 2017). However, such plans need a detailed understanding of carbon cycling from the forest to the end-user. Quebec, another forest-rich province of Canada, a country that is steward to almost a third of the world's boreal forests, is also considering how its forest sector can contribute to meet the province's greenhouse gas emission targets.

In Quebec, in which most (approx. 90%) forests are under public tenure, the law requires sustainable forest management and harmonisation of forest uses (recreation, biodiversity conservation, etc.). Moreover, regulation adopted in 2013 brought into practice the concept of ecosystem-based management, which aims for a reduction of differences between natural and managed landscapes to ensure long-term maintenance of ecosystem functions (Gauthier *et al.*, 2009). This implies that common harvesting practices may have to be adjusted in order to meet harmonization and ecosystem-based management objectives. New goals of carbon sequestration in forests and wood products will also need to be reconciled with these existing objectives, which favour the maintenance of older stands, the abundance of dead wood, and the protection of natural regeneration (Gauthier *et al.* 2009). In this context, strategies such as forest conservation, longer harvest rotations and continuous-cover regimes should be explored as potential solutions for contributing both to climate change mitigation and to goals of ecosystem-based management.

While some authors found that in the absence of (anthropic or natural) disturbance, the net growth of forest stands becomes stable and reaches a level where it emits as much, if not more, carbon dioxide

(CO₂) than it absorbs (Lippke *et al.*, 2011; Moroni, 2013; Gao *et al.*, 2017), others (Luyssaert *et al.*, 2008) have shown that in certain conditions, old-growth forests can keep accumulating carbon for centuries. In all cases, old-growth forests contain significant amounts of carbon stocked in live and detrital biomass, and the risks are high to release an important portion of this carbon to the atmosphere in the event of a major natural disturbance (Moroni, 2013; Lundmark *et al.*, 2014). On the other hand, managed forests provide wood products that have the potential to substitute more fuel-intensive products such as steel or concrete, a fact that can play a significant role in the carbon balance of forest management strategies (Perez-Garcia *et al.*, 2005; Moroni, 2013; Lundmark *et al.*, 2014). Marland and Schlamadinger (1998) concluded that when wood products are efficiently used to displace more fuel-intensive products, (sustainable) forest management provides a clear carbon benefit relative to a no-management scenario. However, incorporating the substitution effect of wood products in carbon balance accounting is complex and comes with large uncertainties (Nunery, 2010).

Clearcut harvesting with protection of advance regeneration and soils is the most common practice in the boreal forests of Quebec. To maximise wood volume production, rotation length is usually set when the maximum mean annual volume increment of the stand is reached. Some studies show that extending rotation beyond this point could be a way to stock more carbon in the forest and in the wood products, as well as to avoid CO₂ emissions through substitution of materials with wood products (Liski *et al.*, 2001; Kaipainen *et al.*, 2004; Pyörälä *et al.*, 2012). Extending the rotation length could increase carbon sequestration on forest sites, but also allow individual tree stems to become larger, thereby increasing lumber yield relative to the total harvested volume and producing more long-lived wood products (as opposed to wood chips and wood-processing residues that are used for paper products, for example, which stock carbon over a shorter period).

Another alternative to the general practice is continuous-cover forestry (Pommerening and Murphy, 2004). European studies (Laiho *et al.*, 2011; Pukkala *et al.*, 2011; Pukkala, 2014) suggest that uneven-aged management offers a good trade-off between carbon sequestration in forest stands and wood products pools, thereby diminishing the risks of carbon losses. Moreover, in this kind of practice, harvested trees are selected by prioritizing larger and less vigorous ones (Pothier *et al.* 2013), which can provide more lumber products (long-lived products with a high substitution effect), leaving smaller and healthier trees that still have great potential for growth and carbon sequestration.

The time period chosen to assess carbon balance of forest management strategies has a significant effect on the interpretation of results (Perez *et al.*, 2005; Lundmark *et al.*, 2014; Pukkala, 2017). Levasseur *et al.*, (2010) demonstrated that typical carbon balance and life cycle assessments do not properly consider the temporary sequestration and storage of carbon in forest and wood products and the effect of delaying emissions through time. The radiative forcing concept has therefore been proposed to take into consideration the temporal profile of emissions for any given time horizon (Levasseur *et al.*, 2010; 2012). Radiative forcing considers two important elements: 1) the warming

effect caused by gases in the atmosphere and 2) the degradation kinetic or absorption by pool of carbon. Therefore, the radiative forcing metric makes it possible to assess the cumulative impact on climate of scenarios at a chosen time and the impact of delaying emissions (in a scenario where there is an extension of rotation, for example).

The general aim of this study was to compare the potential of different forest management strategies to reduce carbon emissions to the atmosphere and to mitigate climate change through carbon sequestration. We present a case study set in the context of the ecosystem-based management of a boreal forest in Quebec. Our analysis considered the carbon sequestered in the forest site and wood products, as well as the potential of the latter to substitute emission-intensive products. The study site is Forêt Montmorency, Laval University's research forest, which is a reference for innovative practices that aim to harmonise forest uses and functions such as biodiversity consideration, landscape preservation, climate change resilience, etc. A portfolio of strategies, including: clearcut harvest with various rotation lengths, continuous-cover forestry, and no harvest (conservation), were analysed at the stand scale and compared in terms of cumulative carbon emissions over time. We also compared scenarios based on radiative forcing, which takes into account the temporality of emissions, to see whether it would affect the relative performance of the compared scenarios. A secondary objective was to identify the main sources of uncertainty in the calculations of the carbon balance of the simulated management strategies.

MATERIALS AND METHODS

Study site

Forêt Montmorency, located in the boreal biome of Québec (Canada), was used as a case study. This territory is typical of the eastern balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill)- white birch (*Betula papyrifera* Marsh.) bioclimatic domain, in which mean fire return intervals are very long (more than 1000 years). The forest structure is mostly shaped by insect epidemics, windthrow and anthropogenic disturbances (Robitaille and Saucier, 1998). This forest has an annual average temperature of 0.5 °C and precipitation of 1 583 mm. It is located on the Canadian Boreal Shield, with its soils dominantly classified as humo-ferric podzols. The most common stand type on mesic site conditions (medium drainage, sandy loam soil texture, slope of 14-35%, aspect of 238-234°) is composed of balsam fir and white birch, with a small component of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss), black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP) and quaking aspen (*Populus tremuloïdes* Michx). This stand type represents about 56% of the managed forest area and was therefore selected as basis for this study.

Modelling

Scenarios

We compared five different management scenarios at the stand scale (including a *No harvest*/conservation scenario). All scenarios (including the *No harvest*) were simulated to begin at Time 0 right after a clearcut of a 50-year-old stand, which is the reference/business-as-usual harvesting strategy in the region. For all scenarios, we made the choice not to consider forest products from the clearcut at Time 0 (and from any previous clearcuts). This allowed a better visualisation of the carbon accumulation rate in the forest ecosystem following clearcut. The first three scenarios involved clearcut harvesting (i.e. harvesting of all merchantable trees) with different rotation lengths: 50 years (CC50), i.e. business-as-usual in typical balsam fir-white birch stands in the region, 70 years (CC70) and 80 years (CC80). No other silvicultural treatment was simulated during each of these three scenarios. The fourth scenario (PC) aimed at converting to a continuous forest cover regime and included a first partial cut at 45 years, and subsequent partial cuts every 30 years thereafter. Each cut involved the removal of 35% of standing merchantable volume (i.e. of the volume of stems with a diameter at breast height larger than 9 cm). The *No harvest* scenario also started at Time 0 with a clearcut stand but involved no further intervention. All harvesting activities were simulated to follow the Quebec forestry regulations in which disturbances to soils and advance regeneration are minimized during operations. The stand was assumed to regenerate naturally in all scenarios (without site preparation treatment) mostly from seedlings established as advance growth (Morin and Laprise, 1997). All harvesting operations were assumed to be performed by stem-only harvesting, i.e. trees cut, delimbed and bucked on the forest site with a harvester, and only the stems are forwarded to roadside, leaving branches, tops, and trimming and bucking material on site. The simulation was run over a 199-year period. This time frame was chosen to capture the effects of several harvest rotations without being altered by the short-term effect of the harvest that would have occurred at year 200 under the CC50 scenario.

Forest

For the forest component of the carbon balance calculations, we used equations from Senez-Gagnon *et al.*, (2018) that describe the evolution of various forest carbon pools (in oven-dry metric tonnes of carbon per hectare) with time since a clearcut with stem-only harvesting as described above. These equations were built using a chronosequence of 36 inventory plots ranging from 0 to 80 years, with Time 0 corresponding to a clearcut of a typical balsam fir-white birch stand on a mesic site, and no further silvicultural intervention. Equations for the following carbon pools were used: live trees, snags, downed woody debris, buried wood, stumps and soil. When necessary, the equations were modified and adjusted to reflect the different scenarios adequately (see details below), all of which started at Time 0 right after the clearcut of a 50-year-old stand. We opted to use functions describing the evolution of carbon stocks for each forest pool, which were built from field data collected in Forêt

Montmorency. We assumed that these equations would more closely reflect the specific dynamics of the territory, relative to e.g. outputs from process models such as CBM-CFS3.

Carbon pools for the business-as-usual scenario (*CC50*) and the two alternative clearcut scenarios (*CC70*, *CC80*) followed the same pattern (no difference between scenarios) up to year 50, at which time a clearcut was simulated in *CC50*. For all three scenarios, the amount of carbon in live trees followed the original equation from Senez-Gagnon *et al.*, (2018) up to their respective times of harvest, at which time this pool was reset to 0. For snags, downed woody debris, buried wood and stumps, the intercepts of the equations provided by Senez-Gagnon *et al.*, (2018) to describe the size of the carbon pool at the beginning of a new rotation (i.e. right after harvest) were adjusted to reflect the characteristics of the stand at the time of harvest. For snags and stumps, the intercepts were multiplied by the ratios of the amount of carbon in live trees at the time of harvest (i.e. at year 50, 70 or 80) to the amount of carbon in live trees at time of harvest in the original equation from Senez-Gagnon *et al.*, (2018) equation (calculated at year 70). Adjustments for downed woody debris and buried wood were made in a similar fashion, but were based on the ratios of the amount of carbon in live trees + snags as they were both assumed to contribute to those pools.

For the partial cut scenario (*PC*), all carbon pools followed the same pattern as the *CC* scenarios up to year 45, at which time the first partial harvest was simulated. To estimate the effect of the partial cut on carbon pools, we reduced by 35% (the intensity of the partial cut) the value of the carbon pool from live trees at the time of harvest. Our simulation was then based on the empirical evidence that partial cuts do not alter the overall volume production of such stands over time (Boivin-Dompierre *et al.* 2017). Starting from the first cut at year 45, the curve for carbon in live trees was adjusted using the assumption that 65% of the carbon in live trees keeps growing according to the same equation, while 35% starts over from the beginning of the same growth curve (new trees). The obtained pattern of carbon over time is presented in figure 2.

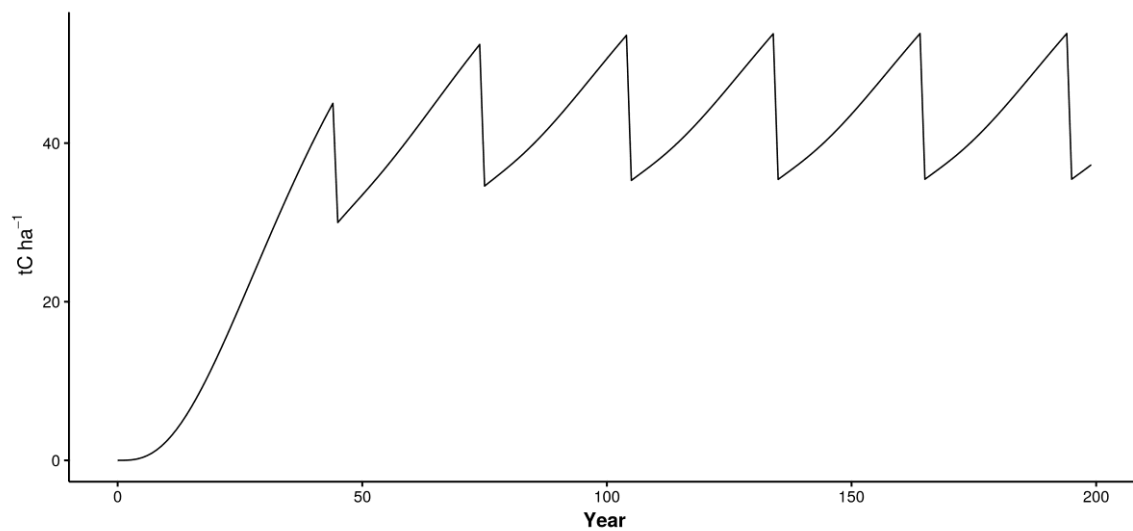


Figure 2. Simulated pattern of carbon in live trees over time for the *PC* scenario

Similarly, for snags, we assumed that in the *PC* scenario, the reduction of the carbon pool would be 35% of what would occur in a clearcut applied to a 45-year-old stand (estimated using the same method as above), thereby adjusting the intercept for the beginning of the new rotation. For woody debris, buried wood and stump pools, we modelled an increase in their respective carbon pools equivalent to 35% of the increase observed in a clearcut at year 45, and again adjusting the intercept of equations accordingly. The effects of further partial cuts occurring every 30 years were calculated using the same method. Since no field data were available to validate the above assumptions, sensitivity analyses were performed to test the effects of varying forest carbon stocks following partial cut on the overall carbon balance (see the sensitivity analysis section below).

The *No harvest* scenario assumed that no further cut would be applied following the initial Time-0 harvest over the 199-year period. Since equations from Senez-Gagnon *et al.*, (2018) were only calibrated over an 80-year rotation, we assumed that carbon pools would stabilize from year 80 and remain constant until the end of the time-frame. As there are many uncertainties around this assumption, other trajectories were also tested (see the sensitivity analysis section below).

As Senez-Gagnon *et al.*, (2018) did not find a significant effect of time since harvest on the soil carbon content in the forest floor and mineral soil, we used an average value for all scenarios and assumed that it would remain stable through time.

Wood products and substitution

For each of the simulated cuts, we estimated the fate of harvested timber as it is processed into products. Harvested logs were assumed to be converted into lumber and pulp for paper. Following

current practice in Quebec, softwood logs were directed to a sawmill, with subsequent sawmilling co-products directed to pulp. Hardwood logs were sent directly to a pulpmill, following current practices at Forêt Montmorency. To calculate the volume of wood extracted from every cut, we used tree lists including tree species, height and diameter at breast height (DBH) from ground plots collected by Senez-Gagnon *et al.*, (2018) corresponding to the stand age at the moment of harvest in each scenario. For the clearcut scenarios, all merchantable trees were assumed to be logged. For the PC scenario, we selected the largest balsam fir stems from the tree list until 20% of the total stand merchantable volume was reached. The remaining 15% of harvested merchantable volume was randomly selected from the tree list to simulate harvested trees in logging trails. We used tables from Perron (2003) to calculate total merchantable volume of hardwood trees. For softwood trees, StatSAW, a sawing simulator developed by Auty *et al.*, (2014), was used to estimate lumber yield from each stem, based on species and DBH. The difference between the total merchantable volume and the lumber yield was assumed to consist of wood chips and sawdust that would serve as feedstock for pulp and paper. Wood volumes processed into lumber and pulp and paper were converted in units of oven-dried biomass using the mean density values (oven-dry mass per unit of green-wood volume) of Gonzalez (1990) and in units of carbon by multiplying oven-dried biomass by 0.5 (Dymond, 2012). Carbon units were then converted in CO₂ according to the atomic mass (by multiplying by 44/12).

To simulate the fate of carbon in wood products during their life cycle, we used tables 8 and 9 from Smith *et al.*, (2006) that provide decay rates of carbon in primary wood products remaining in end-uses and in landfill. We assumed that 100 years after production, carbon in products in use would fall to zero, and carbon in landfill would then be stable until the end of the simulated time period. No other end-of-life emissions were considered.

We used the average displacement factor (DF) provided by Smyth *et al.*, (2016) for lumber produced and used in Canada, calculated using national consumption statistics and emission factors from published values for products preferably manufactured within North America. For each tonne of carbon dioxide equivalent (tCO₂e) stocked in lumber, we considered that an emission of 0.54 tCO₂e was avoided (DF=0.54). To facilitate comparisons between scenarios and in the absence of detailed information on the market penetration and utilisation of roundwood from Forêt Montmorency, we assumed that all lumber would lead to a substitution effect.

Emissions from extraction, transportation and manufacturing for lumber were assumed to be included in the displacement factor (Smyth *et al.*, 2016). Since no substitution effect was assumed for pulp and paper products, manufacturing emissions were calculated. Based on the emission factor of uncoated freesheet; the total emission for this product is estimated at 4.25 kg CO₂e for 2.15 kg of production with 58.3% attributed to processing (American Forest & Paper Association, 2011). We assumed that 0.43 tonne of carbon is stored in a tonne of paper produced (Skog, 2008).

When the analysis did not include the substitution effect of solid wood products (see sensitivity analysis section below), emissions from extraction and transportation were calculated using emission factors per unit of wood extracted (0.010 tCO₂e/m³ for extraction and 0.007 tCO₂e/m³ for transportation (Athena Sustainable Materials Institute, 2012)). For lumber manufacturing, 0.032 tCO₂e was assumed to be emitted for each m³ of processed wood (Athena Sustainable Materials Institute, 2012).

The carbon balance of each scenario in tCO₂e was calculated as the sum of all fluxes from forest and wood products, avoided emissions from substitution effect and fossil emissions from extraction, transportation and manufacturing activities, depending whether a displacement factor were used or not (see the sensitivity analysis section below). Results were presented as the cumulative balance of tCO₂e for every year of the simulation period. Emissions associated with wood products and extraction, transportation and manufacturing activities of the original clearcut at Time 0 were not accounted for.

Radiative forcing calculations

All scenarios were also compared in terms of radiative forcing, using the dynamic carbon footprinting model DynCO₂ as described in Levasseur *et al.*, (2010). The carbon balances were calculated for all scenarios and used as model inputs for CO₂ gas. The model calculates a time-dependent characterization factor to assess the real-time impact of fluxes over the time period chosen (Levasseur *et al.*, 2010). The cumulative radiative forcing at each year (year 1 to 199 for this study) was thus calculated for all scenarios, and results were expressed in watt per square metre.

Sensitivity analysis

We tested the sensitivity of the carbon balance calculations to variations in parameters for which uncertainty around input values was high. First, the effect of tree size distribution at the time of harvest was tested using the CC70 scenario as a case study: we modelled lumber yield from twelve tree lists from different 70-year-old stands, while keeping the species composition and total harvested merchantable volume constant. The impact of variations in the modelled lumber yield and resulting lumber/pulp product ratio on total carbon balance was assessed.

Second, to test the impact of the longer-term fate of forest carbon pools in older stands (past 80 years) on the overall carbon balance, we tested three alternatives to the original *No harvest* scenario in which carbon pools stabilize at their 80-year levels and remain as such until the end of the time horizon. The first alternative scenario (Scenario +) assumed that carbon pools would keep growing past the 80-year mark, i.e. the forest stand would keep sequestering carbon following an alternative

equation of total ecosystem carbon pools provided by Senez-Gagnon *et al.* (2018). A second alternative scenario (Scenario -) assumed that forest carbon pools would start decreasing (with net positive carbon emissions to the atmosphere) after 80 years, with carbon loss being equivalent to the carbon gain of Scenario +. A third alternative (Scenario --) assumed that carbon loss after 80 years would be twice as much as Scenario - and was meant to represent a worst-case scenario with natural disturbances.

Third, we tested the hypothesis that the merchantable volume growth would be improved by partial cut in the *PC* scenario relative to clearcut scenarios, due to a better redistribution of site resources and retention of the most vigorous trees, which would lead to a faster growth rate (figure 3). Furthermore, we also tested variations in snag and debris loads following partial cuts: we simulated either an increase or a decrease of 50% relative to the original estimated load in the *PC* scenario. In total, this gave six alternative *PC* scenarios, each being a combination of tree growth (baseline, improved) and snag and debris load (baseline, increased, decreased) after each cut.

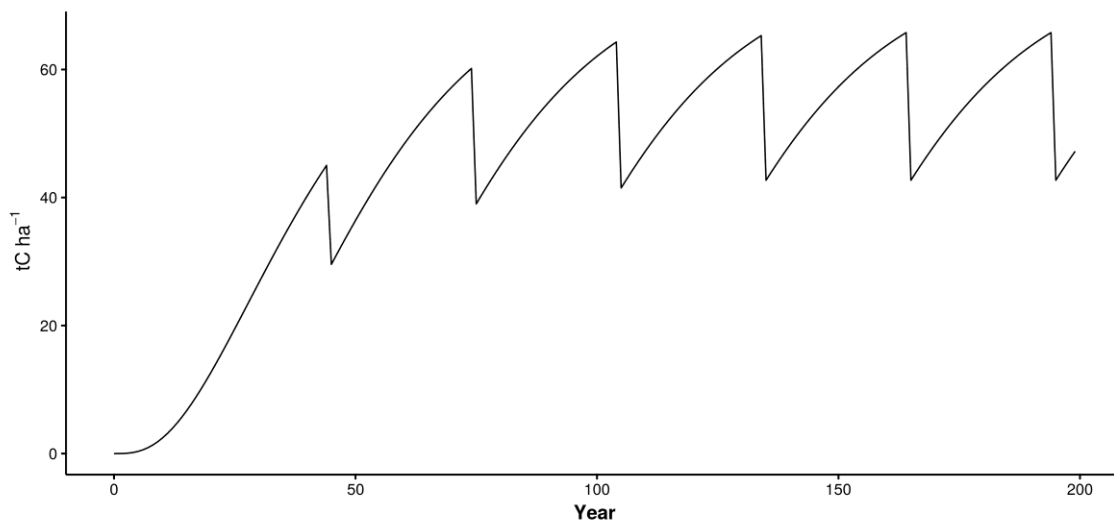


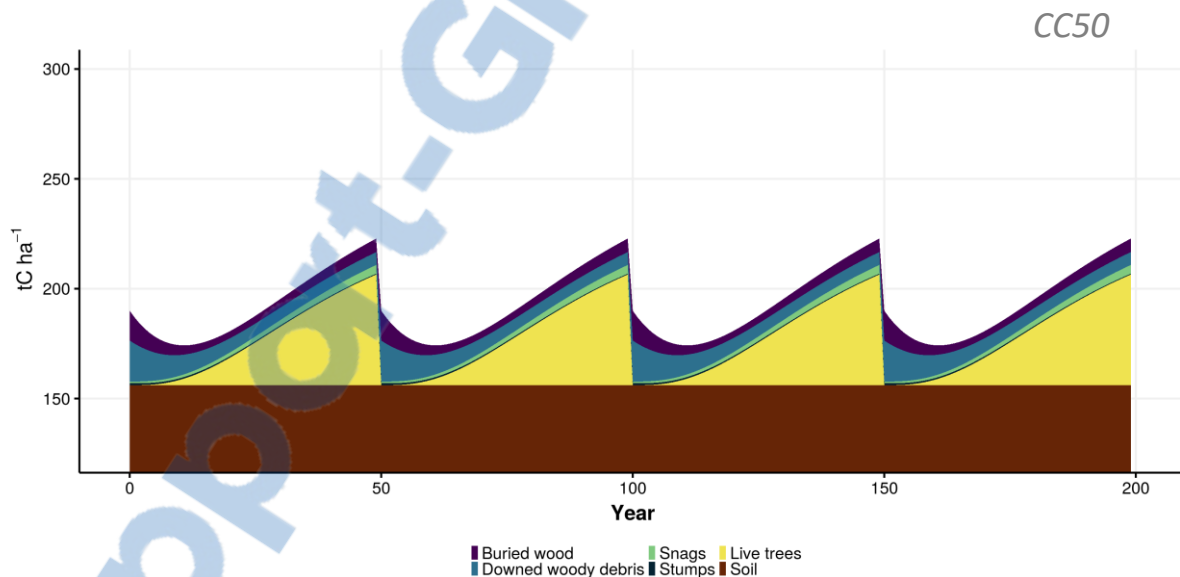
Figure 3. Improved growth carbon curves for the live trees pool of *PC* scenario simulated for the sensitivity analysis.

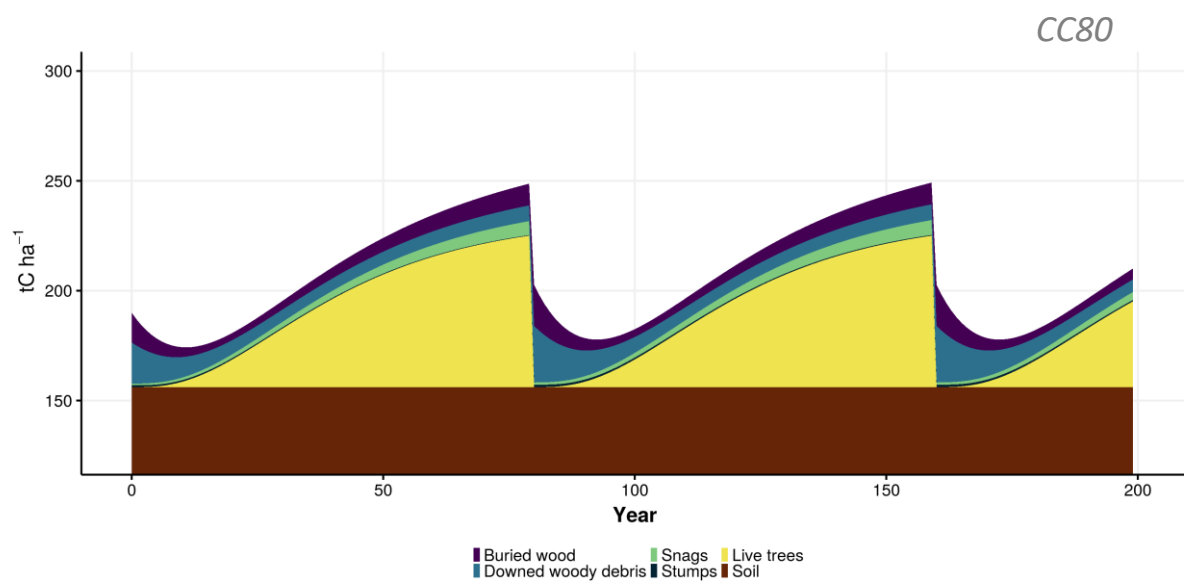
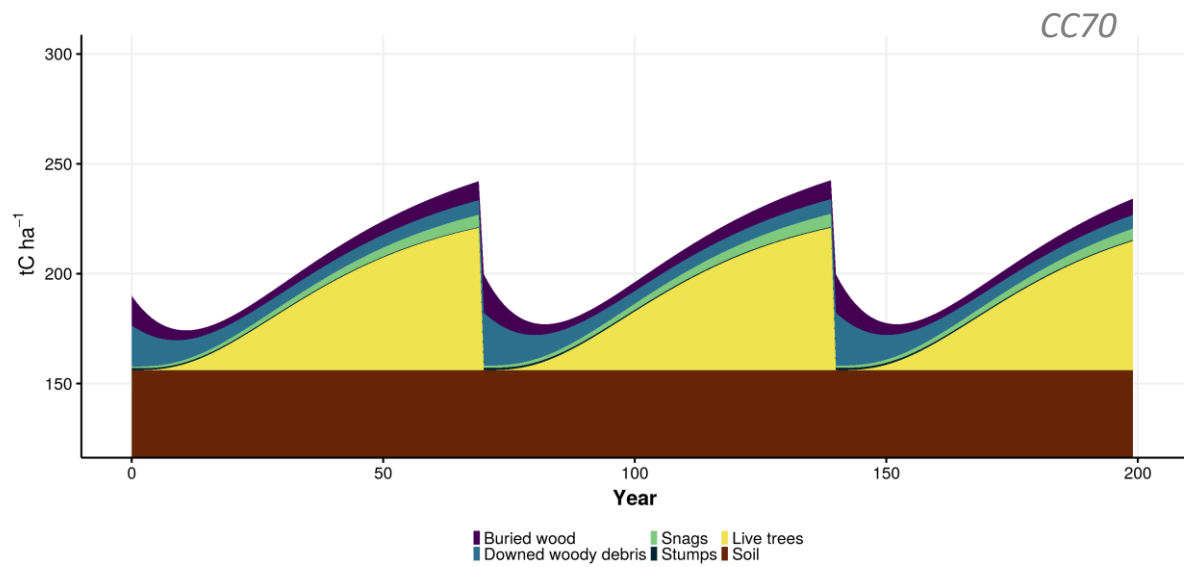
Finally, as there was no specific wood product DF available for Forêt Montmorency, we used a general DF calculated for Canada. As every DF comes with different assumptions that might not be realistic for every situation, we tested the effect of a different DF on the overall carbon balance to see how it affects the results. Therefore, in addition to the 0.54 value suggested by Smyth *et al.*, (2016), the mean value of 2.1 from the meta-analysis of Sathre and O'Connor (2010a) was tested. We also tested the scenarios without accounting for the substitution effect.

RESULTS

Forest carbon dynamics

The modelled forest carbon pools (figure 4) were largest in the soil (forest floor and mineral horizons up to a 55 cm depth; Senez-Gagnon *et al.*, (2018)) with a constant value of 156 tC ha⁻¹, contributing from 62% to 90% of total ecosystem carbon over the time horizon. Estimates for dead wood (buried wood, downed woody debris, snags and stumps) were higher at the beginning and at the end of the rotation due to the input of residues created by the harvest, and the senescence of trees in stands reaching maturity. There was an increase of those pools in scenarios with longer rotations (CC70-CC80) compared to the business-as-usual CC50 scenario with means of 15.7 tC ha⁻¹, 17.5 tC ha⁻¹ and 18.4 tC ha⁻¹ for CC50, CC70 and CC80, respectively. Modelled forest carbon stocks in the PC scenario were more stable than those in clearcut scenarios, due to the influence of more frequent but less intensive harvests. Finally, CC80 followed by CC70, reached higher values for each pool.





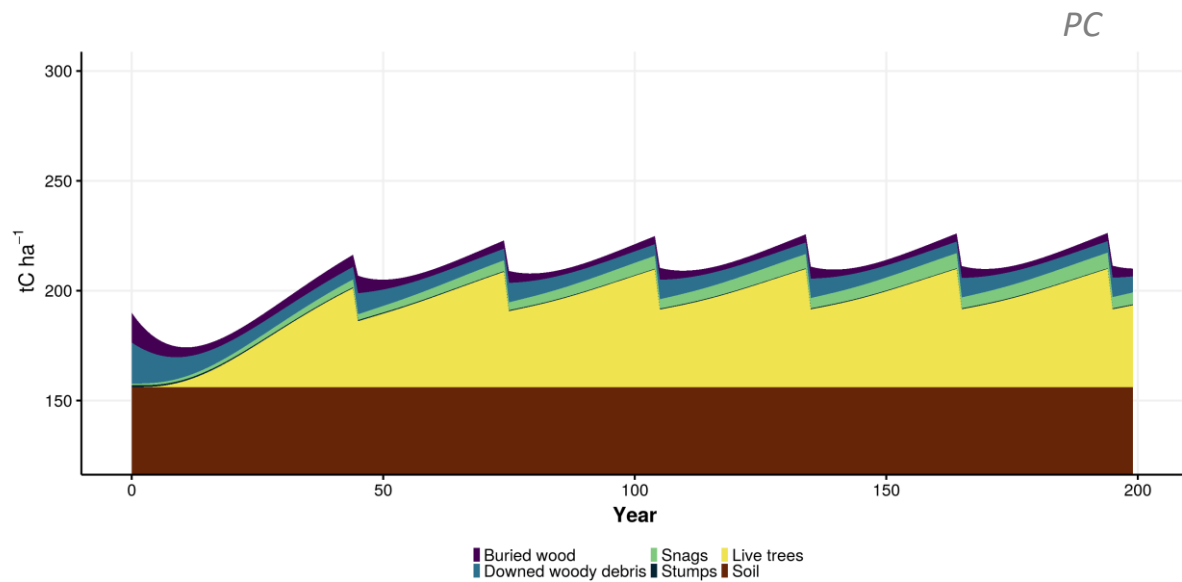


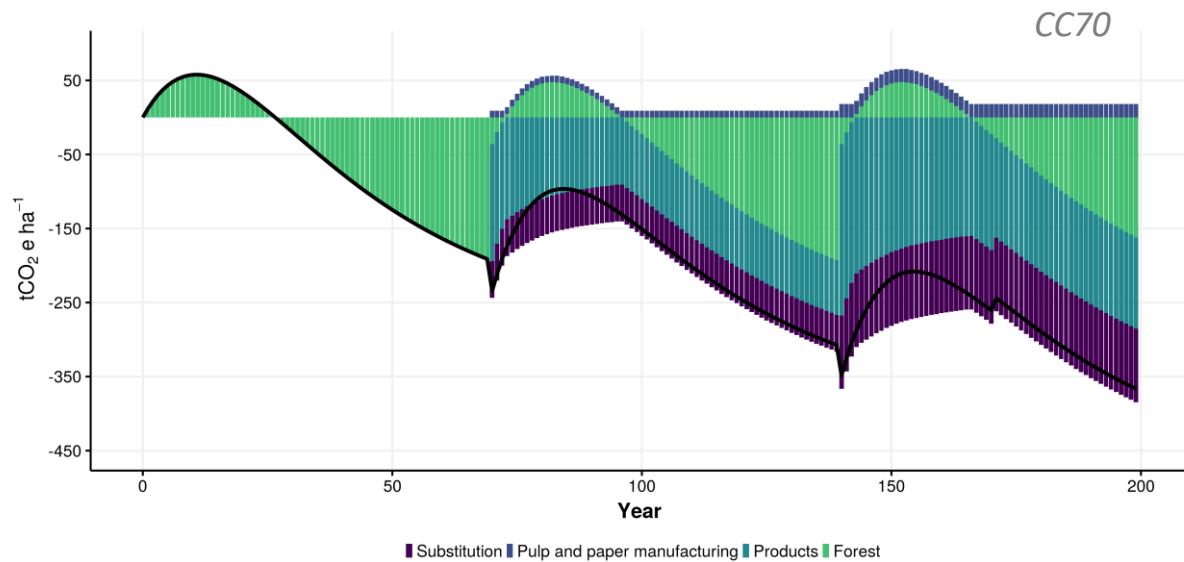
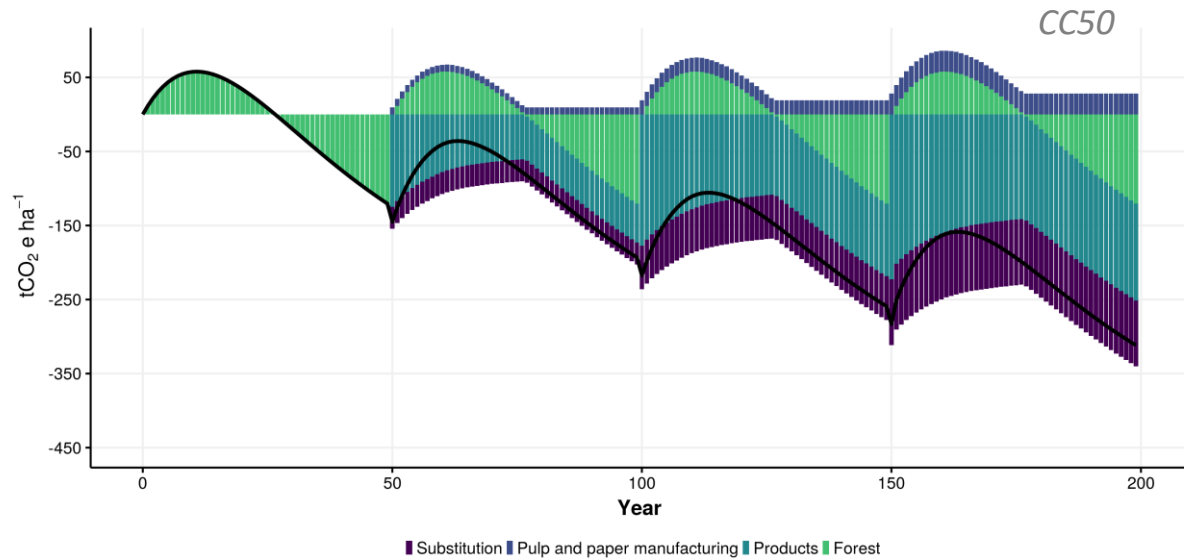
Figure 4. Carbon dynamics in forest in tonnes of carbon per hectare for the *CC50* (business-as-usual), *CC70*, *CC80* and *PC* scenarios.

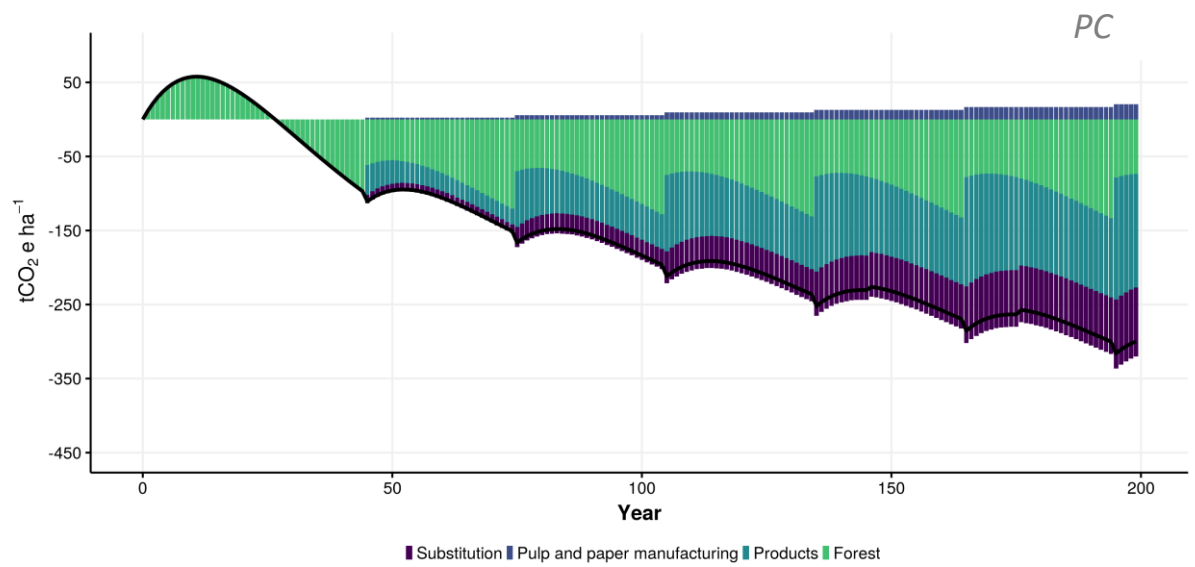
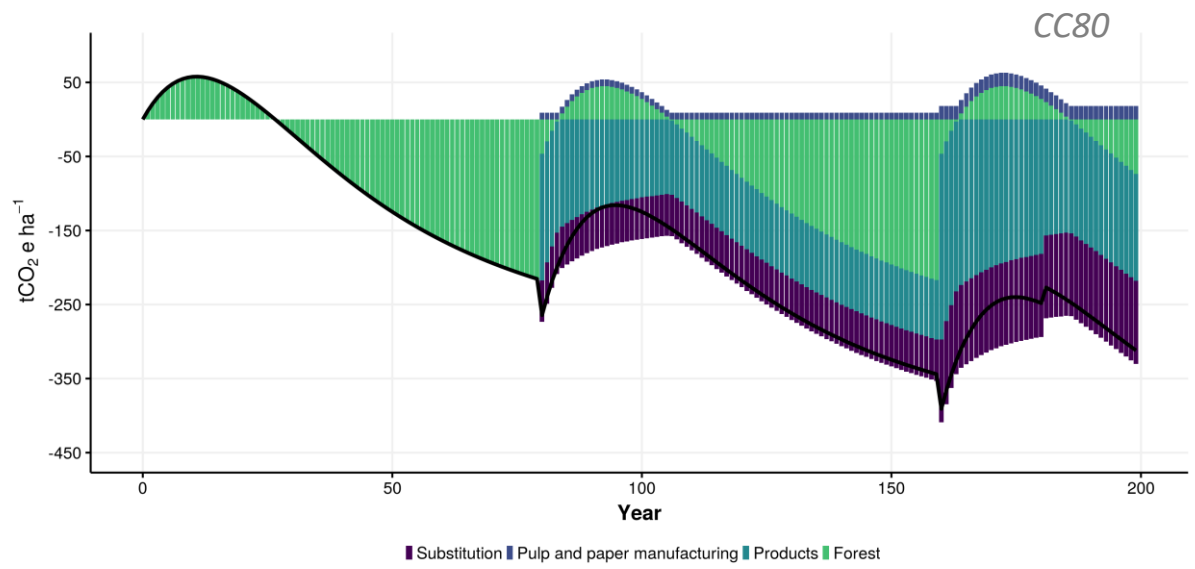
Comparison of scenarios

Since all scenarios were set to start at Time 0 from a clearcut of a 50-year-old stand, the five scenarios had the same pattern of variation in their carbon pools until year 45, at which time the first harvest was simulated in the *PC* scenario. Patterns were henceforth influenced by the type of harvest and rotation length (figure 4). Results suggest that it takes about 12 years for the modelled ecosystem to become a carbon sink again after the initial harvest, and 26 years for growth-related sequestration following harvest to offset emissions associated with the initial decomposition in the recently-cut forest stand. These results are consistent with those of Coursolle *et al.*, (2012) (figure 5).

At every harvest, for harvest scenarios (*CC50*, *CC70*, *CC80*, *PC*), there was a transfer of carbon (calculated in CO₂e) from the forest pool to the wood products pool. As the rotation length was longer in the *CC70* and *CC80* scenarios relative to the reference *CC50* scenario, carbon pools in live trees and debris reached a higher level at the time of harvest. Consequently, a greater amount of carbon was transferred to the products pool, and the new rotation also started with a higher level of downed woody debris and snags. This caused a net benefit in terms of net cumulative emissions in the *CC70* and *CC80* relative to the *CC50* (i.e. lower cumulative emissions) that was maintained throughout the simulated time horizon (figure 5).

In the *PC* scenario, after each harvest, there were no net cumulative emissions from the forest pool, with sequestration in live trees offsetting emissions from decomposition. However, a smaller amount of carbon was transferred from the forest pool to the products pool compared with the *CC* scenarios.





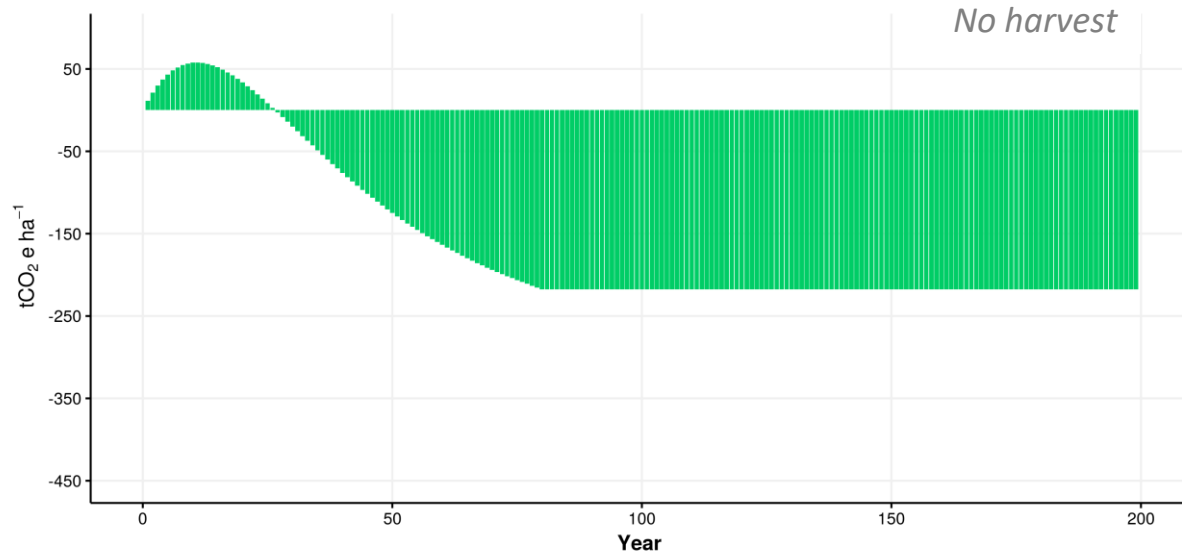


Figure 5. Cumulative change in tonnes of CO₂e per hectare for the five scenarios with a DF of 0.54. Total forest, products, substitution effects and pulp and paper manufacturing pools are showed, in addition to the net total balance carbon of the scenario (represented by the solid black line). Negative values represent net reductions of atmospheric CO₂e.

In all forest management scenarios, at every harvest, positive emissions related to pulp and paper manufacturing activities accumulated over time. Avoided emissions from substitution also accumulated over time. In the years following harvest, there were positive emissions related to decomposition of woody debris on the forest floor, and to the carbon release from decaying wood products (figure 5). After the first harvest, forest-wood products systems in all managed scenarios became a net CO₂e source for a few years (14, 15, 16, 8 years respectively for *CC50*, *CC70*, *CC80*, *PC*), although the cumulative carbon balance remained negative (see the solid black line on figure 5). The carbon still stored in longer-lived wood products was assumed to be released 100 years after production, causing the observed uptick in positive CO₂e emissions 100 years after harvest in each scenario.

Taken together, all these various processes caused carbon stocks in the forest and products to change significantly over time, causing large fluctuations in cumulative emissions over the time horizon. Due to these fluctuations, the scenario with the best performance relative to the others, in terms of overall cumulative net emissions, varied over time. Overall, the *No harvest* scenario performed best in terms of CO₂e emissions (i.e. its cumulative emissions were lowest) from year 45 until 113 of the 199-year time horizon (noting that all scenarios follow the exact same trend for the

first 45 years). After 113 years, the various harvest scenarios performed better than *No harvest*. At every harvest, there was a curve downtick (decrease of net cumulative emissions) caused by the substitution effect, which was rapidly offset by the decomposition of forest carbon stocks and the end of life of short-lived products (increase of cumulative emissions). However, at each harvest, the level of net cumulative emissions always decreased compared to the previous harvest. This is because the storage time of carbon in products was longer than the rotation length, and the substitution effect caused net reductions of CO₂e that could not be lost or affected by further processes. Forest products therefore provided a longer-term mitigation effect (relative to carbon sequestration in the managed forest) notably due to the substitution effect.

Overall, among harvest scenarios, the *CC50* scenario, i.e. business-as-usual, had the highest cumulative emissions during 90 years out of the total time horizon, whereas the alternative *CC70* scenario had the lowest cumulative emissions during 79 years out of the 199 modelled years. However, the performance of individual harvest scenarios at the 199-year mark was dependent on the timing of their rotation length relative to the time horizon. The *PC* scenario was at the beginning of a new rotation at the 199-year mark, while the *CC* scenario was at the end of a rotation, and the *CC70* and *CC80* scenarios were in the second half of their rotation. Nevertheless, the *CC70* and *CC80* led to the lowest values in terms of cumulative emissions over the time horizon.

Table 1 presents a theoretical example of the mean annual cumulative carbon balance (in tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹) of each scenario calculated over various time periods. For these calculations, it was assumed that 2018 would correspond to year 45 of our simulated horizon, at which time there is the first opportunity of harvest (in the *PC* scenario). Starting in 2018, the various time periods were chosen to represent important milestones in international climate change mitigation targets (2030, 2050 and 2100) as well as 2172 representing the end of our simulated horizon.

Table 1. Example of annual average carbon balance (tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹), assuming that 2018 would correspond to year 45 of the simulated horizon. Negative values represent reductions of atmospheric CO₂.

<i>Year</i>	<i>Time period</i>	<i>CC50</i>	<i>CC70</i>	<i>CC80</i>	<i>PC</i>	<i>No harvest</i>
2030	57	-0.97	-2.68	-2.68	-1.74	-2.68
2050	77	-1.08	-1.63	-2.74	-2.05	-2.74
2100	127	-1.19	-2.14	-1.96	-1.70	-1.71
2172	199	-1.57	-1.84	-1.57	-1.51	-1.09

Fluctuations shown in figure 5 caused the averages calculated for this example (Table 1) to be considerably dependent on the time horizon chosen for the calculations. Indeed, the number and length of rotations included in the time period chosen significantly influenced results. For the shorter-

term 2030 target, the *No harvest* and longer rotation scenarios (*CC70-CC80*) led to the highest average annual reductions of CO₂e (average of -2.68 tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹) because at that moment, their respective carbon pools both follow the same pattern (no new harvest has occurred yet). The same observation can be made for the *CC80* and *No harvest* scenarios on the medium term (2050), with an average reduction of -2.74 tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹. On the longer term (in 2100 and 2172), the *CC70* would provide the highest emission reductions, with -2.14 and 1.84 tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹ for year 2100 and 2172, respectively. This example shows that due to the important fluctuations in carbon pools, calculations of average net annual emissions remain extremely sensitive to the assumptions related both to the stand age at the beginning of the time period and to the length of the time period.

Sensitivity analysis

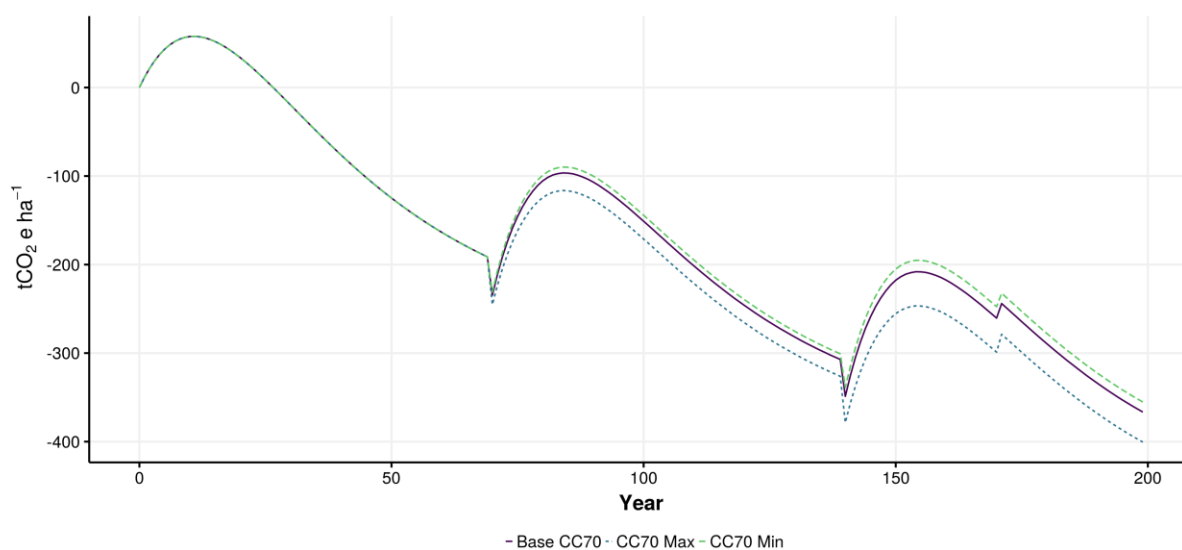


Figure 6. Cumulative change in tonnes of CO₂e per hectare for the baseline, minimum (*CC70 min*) and maximum (*CC70 max*) scenarios. The alternative scenarios were simulated using different tree lists at the time of harvest (See Table 2 for details). Negative values represent reductions of atmospheric CO₂e.

Table 2. Stem distribution, lumber proportion and cumulative emissions for twelve tree lists (sorted by increasing average DBH) used for the sensitivity analysis.

Plots	Average DBH (cm)	Number of stems/ha $\geq$ 28 cm of DBH	Lumber proportion (%)	Cumulative emissions at year 199 (tCO ₂ e/ha)
1	12.9	0	55	-355
2	13.9	0	55	-357
3	14.1	25	56	-359
4	15	0	55	-357
5	15.3	25	58	-367
6	15.4	25	56	-360
7	15.4	50	61	-377
8	15.9	50	64	-386
9	16.3	0	62	-379
10	18.2	100	64	-385
11	18.4	75	68	-401
12	20.2	175	64	-388

Since several tree lists for 70-year-old stands were available from Forêt Montmorency (table 2), the sensitivity of the carbon balance to variations in stem size distribution at the time of harvest was tested (keeping the species distribution and total harvested volume constant) using the CC70 scenario (figure 6). The estimated ratio of lumber to pulp varied from 55 to 68% among the tree lists (table 2). Plots with higher average DBH and with a higher number of large stems ($\geq$ 28 cm) gave a higher ratio of lumber to pulp, and the lowest cumulative emissions at year 199. Overall, total cumulative emissions varied from -231 to -245 tCO₂e ha⁻¹ after one clearcut harvest, and from -355 to -401 tCO₂e ha⁻¹ at the end of the simulated time period, which included two clearcut events.

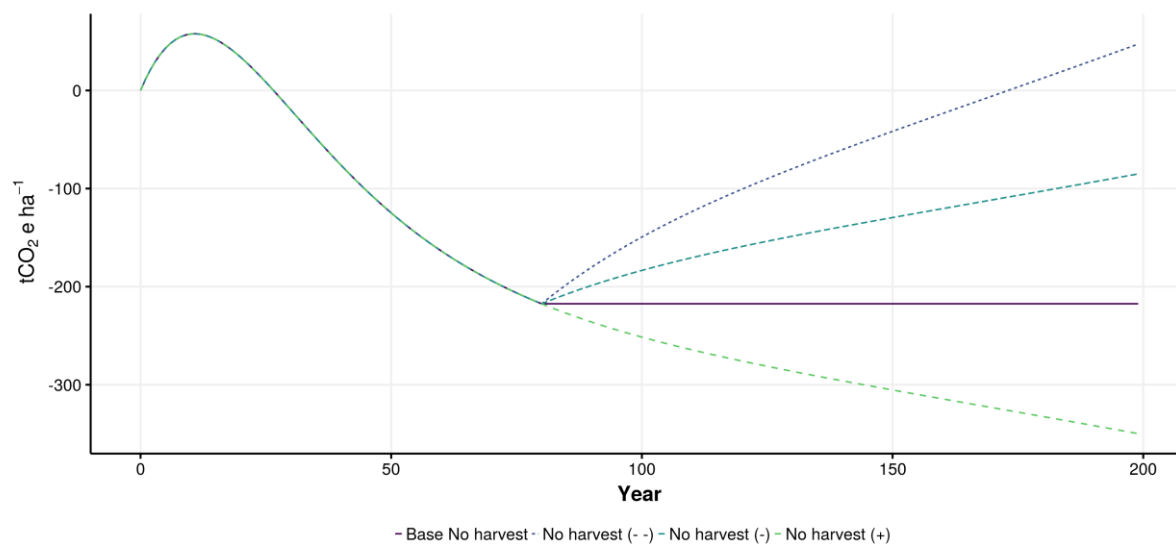


Figure 7. Cumulative change in tonnes of CO₂e per hectare for the baseline and alternative *No harvest* scenarios. Negative values represent reductions of atmospheric CO₂e.

The evolution of the forest pools in stands after the 80 years mark (for which no field data was available) and its effect on the performance of the *No harvest* scenario was also tested. The *No harvest* scenario assumed that the forest carbon pool would remain stable from 80 years onward. Because of uncertainties around this assumption, three alternative scenarios were tested (figure 7), one assuming that the forest would remain a sink (*No harvest* +), and two assuming that the forest would become a source of carbon (*No harvest* - and *No harvest* --). *No harvest* +, in which the forest stand was assumed to keep sequestering carbon at a slow but constant rate after year 80, would have a similar performance in terms of cumulative emissions as the CC70 scenario at Year 199, and would therefore outperform the other harvest scenarios. On the other hand, if the forest became a carbon source (due to reduced growth or death of over-mature trees, or if it were affected by natural disturbances), as modelled in the *No harvest* - and *No harvest* -- scenarios, all harvest scenarios would perform better from years 129 or 119, respectively.



Figure 8. Cumulative change in tonnes of CO₂e per hectare for the baseline *PC* scenario and the five other curves created by the sensitivity analysis. Negative values represent reductions of atmospheric CO₂e.

There were large uncertainties in the input values for the *PC* scenario since no equations were available for Forêt Montmorency describing carbon dynamics following partial cut. Six *PC* alternatives were compared, which included combinations of two growth rates of live trees (baseline, improved) and three loads of snags and debris (baseline, increased, decreased) following each partial cut (figure 8). Variation in loads of dead wood did not have any discernible effect on the cumulative carbon balance. On the other hand, the assumed growth rate of the residual live trees after a partial cut had a significant impact on the cumulative carbon emissions. Assuming that *PC* has a positive effect on the growth rate significantly improved the longer-term (i.e. past year 95) performance of this scenario relative to the clearcut ones.

Based on a meta-analysis, Sathre and O'Connor (2010a) reported a range of displacement factors from -2.3 to 15 (a positive DF value expressing avoided emissions from using wood products instead of other materials), with an average of 2.1. This value is significantly higher than that reported by Smyth *et al.*, (2016) for Canada (0.54). Increasing the weight of the substitution effect (from 0.54 to 2.1) caused all harvest scenarios to reach much lower values (more reductions). From the first harvest of the CC scenarios and the third harvest of the *PC* scenario, the substitution effect became the most important CO₂e pool in the assessment. Moreover, the fluctuations in carbon balance within a scenario were attenuated (figure 9). After 107 years, CC70 and CC80 almost always had a lower total of cumulative emissions (more net reductions) than the others. Total cumulative emissions for the *PC* and CC50 scenarios also became more similar with a higher DF. As the substitution effect is related

to the amount of long-lived products, this is probably attributable to the fact that *PC* had a smaller amount of harvested wood, but with a high proportion of long-lived products, whereas the *CC50* had a larger amount of harvested wood, but containing a lower proportion of long-lived products. Contrarily to *CC50*, reductions of CO₂e associated with the substitution effect (DF of 2.1) of solid wood products were sufficient to offset emissions associated with decomposition in the forest pools and decay of wood products following harvest for *CC70* and *CC80*. For one unit of carbon entering the products pool, the ratio of long-lived products was higher in the longer rotation scenarios, and these products now yielded a large substitution effect.

With a DF of 2.1, the *No harvest* scenario led to higher cumulative emissions relative to harvest scenarios, starting from year 88 and for the remainder of the time horizon (instead of year 180 with DF = 0.54). When the substitution effect of solid wood products was ignored (data not shown), the *No harvest* scenario outperformed all harvest scenarios (i.e. led to lower cumulative emissions) during 111 years out of the simulated time horizon starting from the first harvest (at year 45).

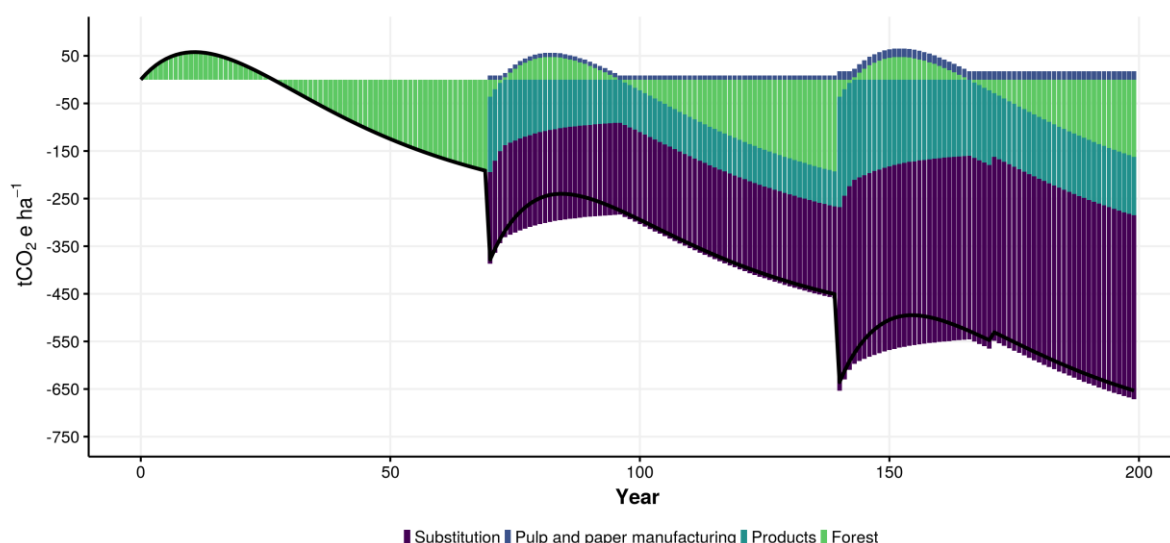
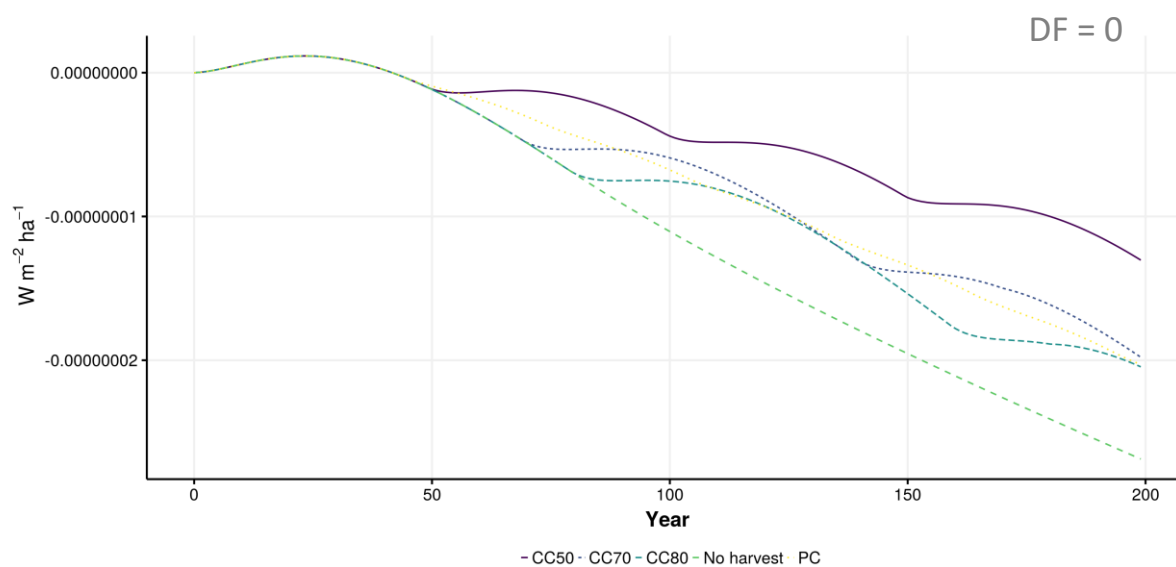
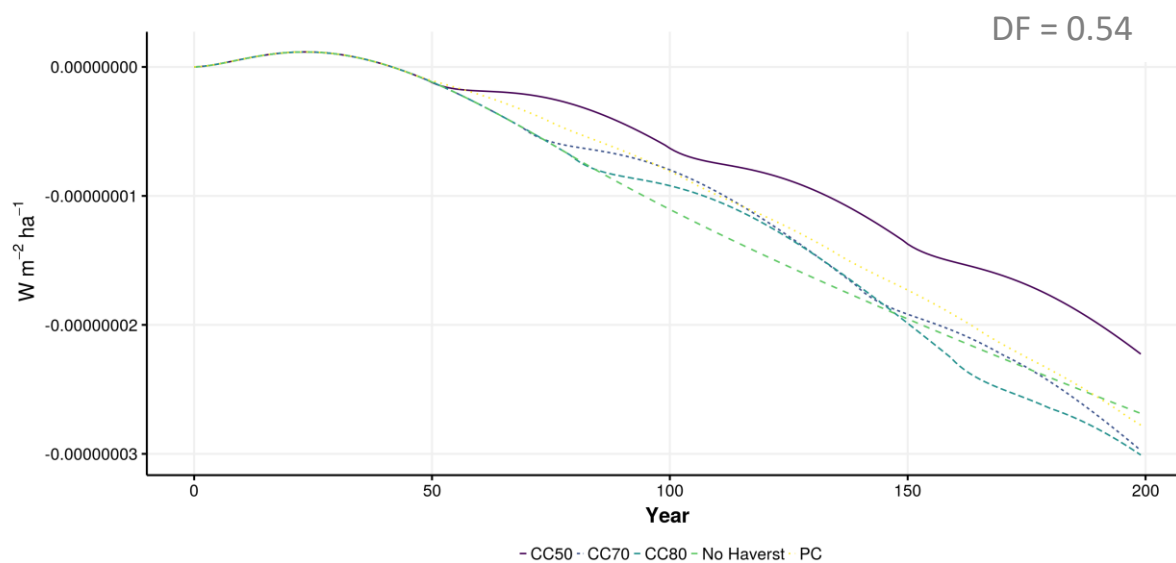


Figure 9. Cumulative change in tonnes of CO₂e per hectare for *CC70* scenario with a DF of 2.1. Total forest, products, substitution effects and pulp and paper manufacturing pools are shown in addition to the net total carbon balance of the scenario. Negative values represent reductions of atmospheric CO₂e.

Radiative forcing assessment



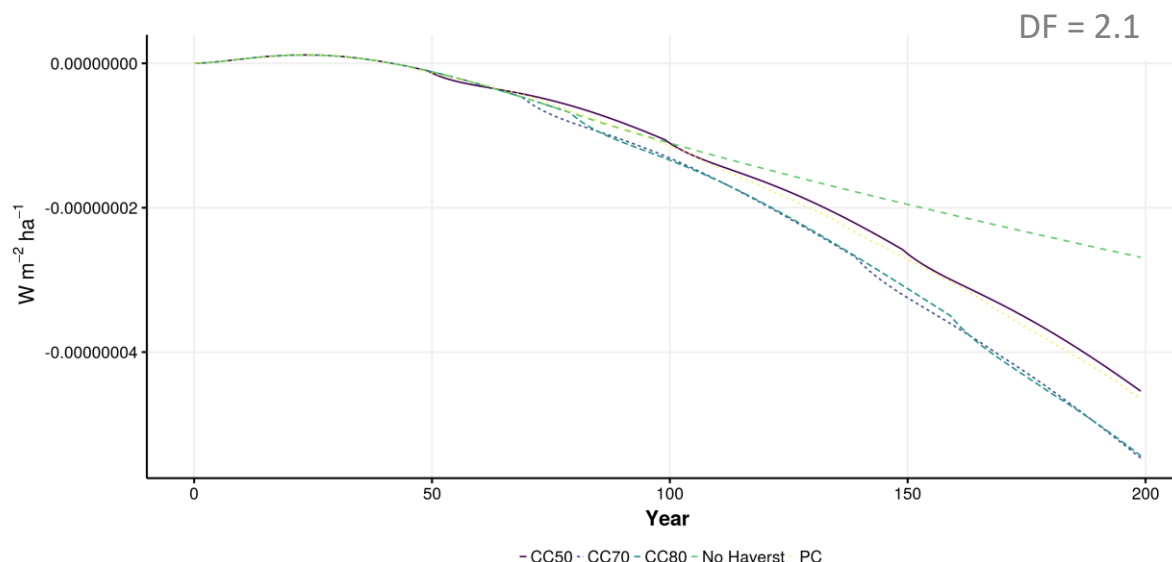


Figure 10. Cumulative impact of the radiative forcing effect in watt per square meter per hectare for five scenarios with DFs of 0.54, 2.1 and 0 (no substitution effect). Negative values represent a cooling impact on climate, while positive values represent a warming impact.

Using the cumulative impact on radiative forcing, the warming effect caused by emissions of forest-related decomposition during the first years of the time horizon were offset by growth-related carbon sequestration only after 42 years (figure 10), after which all scenarios had a cooling effect. This metric also led to clearer distinctions between scenarios through the time horizon. Using a DF of 0.54, the *No harvest* scenario had a larger cooling effect in terms of cumulative radiative forcing relative to all harvest scenarios until year 148, at which point the *CC80* scenario became better. This was probably due to the absence of emissions during the rest of the simulated period in the *No harvest* scenario. In radiative forcing assessments, emissions happening early on during the simulated time period have a large cumulative warming effect and cannot be simply offset by an equivalent amount of reduced emissions happening later during the period. Indeed, with the radiative forcing metric, the warming effect generated by the time during which the gas is in the atmosphere has to be offset by the same amount of cooling effect. Therefore, in harvest scenarios (*CC* and *PC*), high reductions of CO₂e (from sequestration in the forest pool and from substitution effect) over several years were necessary to offset the warming effect of emissions. This also explain why *CC50* had a lower cooling effect relative to the other harvest scenarios, with its frequent emissions associated with each clearcut event and lower substitution effect. The three other harvest scenarios all had a similar effect on climate, with a trend for a larger cooling effect with *CC80*.

On the other hand, when the substitution effect was ignored (DF = 0, figure 10), the *No harvest* scenario performed better in terms of climate benefits from the moment that the other scenarios had

their first harvest. Conversely, with a DF of 2.1, from the moment that the *CC70* and *CC80* scenarios had their first harvest, they had a larger cooling effect on climate than the *No harvest* scenario. As for *CP* and *CC50*, the cooling impact became larger than *No harvest* after 92 and 100 years, respectively.

DISCUSSION

In this study, forest management strategies for a typical boreal balsam fir-white birch stand of Quebec were compared in terms of their capacity to reduce CO₂e in the atmosphere and mitigate climate change. The reference scenario of clearcut harvest every 50 years was compared to alternative scenarios that are aligned with ecosystem-based management strategies. This form of management aims for a reduction of differences between natural and managed landscapes to ensure long-term maintenance of ecosystem functions, notably through maintenance of older stands and dead wood.

The calculated cumulative carbon balances in tCO₂e ha⁻¹ were highly dependent on how harvest cycles fitted within the chosen timeframe (199 years). Clearcut scenarios with longer harvest rotations (*CC70-CC80*) had a lower cumulative carbon balance at the end of the simulated time horizon (more reductions of CO₂e). However, no scenarios maintained a consistent advantage throughout the whole time period studied here, due to the large fluctuations observed in carbon pools after each harvest. The time dependency of carbon balance assessments of forestry projects is therefore an extremely important point to consider, as often reported in the literature (Perez *et al.*, 2005; Levasseur *et al.*, 2010; Lundmark *et al.*, 2014; Repo *et al.*, 2015; Pukkola, 2017). Some authors also report the conceptual difficulty of taking into account the temporal distribution of emissions and temporary carbon sequestration (Levasseur *et al.*, 2010; Repo *et al.*, 2015). Comparison of forest management scenarios with radiative forcing as a metric was therefore also performed to complement conclusions made with the carbon balance assessment. Taking into account the radiative effect of the gas for the time it is emitted or sequestered allowed a better visualisation of the scenarios through time; cumulative emissions were less fluctuating throughout the time horizon.

In the context that we must take action quickly to keep global temperature warming under 2°C by 2050 to reach Paris agreement, short-term solutions that will mitigate climate change in the next two decades must be prioritized. Assuming that the current year 2018 correspond to year 45 of our simulated horizon, in all cases, avoiding (*No harvest*) or extending harvest rotation (*CC70-CC80*) would allow to continue CO₂ uptake from the atmosphere and put off emissions during a critical period while getting through the transition to green technologies. Pukkala (2017) also suggests avoiding harvest as a short-term solution. On the longer term, however our results suggest that scenarios with longer rotations (*CC70-CC80*) provide more reductions of atmospheric CO₂e and a larger cooling effect than *No harvest* or scenarios with shorter rotations. This is contrary to results obtained by Perez

et al., (2005) who modelled the carbon balance of stands in the West Cascade area of the Pacific Northwest region (USA) and concluded that a shorter clearcut rotation (45 years) would provide the most reductions of atmospheric CO₂e. However, in their calculations, a share of co-products from lumber processing was used to substitute fossil fuel energy, which contributed to offset emissions from the forest site following harvest. While in Quebec sawmilling residues are sometimes used for internal heat and power generation (Ghafghazi *et al.*, 2017,) overall the Quebec bioenergy sector is still nascent, and substitution of fossil fuels with bioenergy is still uncommon; it was therefore not modelled in our study. In addition, stem size is a limiting factor for the production of long-lived lumber products in the boreal forest conditions prevailing in this study. Increasing rotation length has the advantage to produce larger stems at harvest, which in turn increases carbon sequestration in wood products (notably lumber) and their substitution effects over more carbon-intensive products.

Several authors have suggested that continuous cover or uneven-aged forest management could be a solution to improve the climate change mitigation potential of forest activities (Laiho *et al.*, 2011; Lindroth *et al.*, 2012; Pukkala 2014). Our analysis based on the radiative forcing metric suggests that the *PC* scenario would have a climate cooling effect similar to that of clearcut harvesting with long rotations (*CC70* - *CC80*). Using the carbon balance metric, the *PC* scenario could yield lower cumulative emissions than all other scenarios on the medium to long term (five decades assuming that 2018 corresponds to year 45) only if the partial cuts result in an increased growth rate in the residual stand. A recent empirical assessment conducted in similar stand types suggests that this assumption of improved growth would be overly optimistic (Boivin-Dompierre *et al.*, 2017). This nevertheless suggests that forest management/silvicultural practices leading to higher growth rates in these boreal stands could have a considerable impact on the reduction of atmospheric CO₂e and climate mitigation (Lamers *et al.*, 2014; Laganière *et al.*, 2017; Lundmark *et al.*, 2016).

Using the displacement factor (DF) for wood products calculated for Canada (0.54) by Smyth *et al.*, (2016), it takes several decades for harvest scenarios with longer rotations (*CC70* and *CC80*) to outperform the *No harvest* scenario in terms of carbon balance. However, the sensitivity analysis for *No harvest* shows, unsurprisingly, that the carbon balance of this scenario is highly dependent on the assumptions related to growth and sequestration patterns in older stands, i.e. past the 80-year mark. This reflects two important elements:

- 1) There is a lack of extensive field-based carbon data for older stands across the boreal forests of Quebec; collection and analysis of these data should be prioritised. Valentin and Luyssaert (2014) also advocated for being more explicit about hypotheses that underlie carbon dynamics in unmanaged and/or older forests.
- 2) The carbon release by natural disturbances represents a real, yet difficult to account for, risk related to the *No harvest* scenario (Hennigar *et al.*, 2008; Ter-Mikaelian *et al.*, 2008; Moroni, 2013; Lippke *et*

al., 2011). This risk might be more important due to uncertainties about how disturbance regimes will evolve with climate change (Terrier *et al.*, 2011). Harvest scenarios have the advantage of storing carbon in wood products, which are less vulnerable to hazards of nature and somewhat more predictable. According to Valentin and Luyssaert (2014) and Valade *et al.* (2017), in case forest carbon sinks start shrinking, effective material substitution by wood products could be a good strategy to increase or at least maintain the CO₂e reduction potential of the forest sector. Pukkala (2017) also concludes that with a higher substitution effect, the carbon balance of managed forest will exceed that of an unmanaged forest in the longer term.

Long-lived products are therefore a key aspect of the contribution of the forest sector to climate change mitigation, as revealed by the integrated carbon assessments that consider the forest pool together with wood products including their substitution effect (Hennigar *et al.*, 2008; Smyth *et al.*, 2014; Smyth *et al.*, 2016). The role of forest products in terms of sequestration and substitution has been recognized by the IPCC since 2001 (IPCC, 2001) and most forest assessments since then have used this system approach (Perez *et al.*, 2005; Lundmark *et al.*, 2014; Smyth *et al.*, 2014; Valade *et al.*, 2017). On the other hand, few carbon and climate assessments of the Quebec forest sector have used such a system perspective (Boisvenue *et al.*, 2014).

In our study, we assumed that all lumber products would have an effective substitution effect. Calculations of this effect were based on the displacement factor of Smyth *et al.*, (2016) (0.54), which we consider conservative compared to the wide range of displacement factors that are calculated in the literature (Sathre and O'Connor, 2010a). The efficiency of managed scenarios to mitigate climate change compared to an unmanaged scenario is proportional to the increase of DF. However, the DF determination relies on many assumptions that might not be true for the studied territory (Sathre and O'Connor, 2010a). For example, if the additional wood production associated with a management scenario is put in place to respond to an increased demand in construction (e.g. more wood-frame buildings), but that there is no change in the usual practices, there will not be any substitution effect.

In our study, longer rotation scenarios led to greater climate benefits. There would be a carbon gain in the forest pool, in the form of dead wood loads, from transitioning to a longer harvest rotation, i.e. from CC50 to CC70 or CC80. However, the real benefit was associated with the substitution effect. For example, in CC50 without substitution effect, the total carbon balance went from -111 tCO₂e ha⁻¹ at year 50 to -150 tCO₂e ha⁻¹ at the second cut (year 100); taking into account a DF of 0.54, values would range from -140 tCO₂e ha⁻¹ to -208 tCO₂e ha⁻¹. Between the two harvests, there was therefore a gain of 39 tCO₂e ha⁻¹ without substitution effect and of 68 tCO₂e with the substitution effect. With a DF of 0.54, at each harvest, CC70 and CC80 allow to avoid emissions of 0.31 and 0.33 tCO₂e per tCO₂e stored in wood products, respectively, while this value is only 0.24 for the CC50 scenario. For its part, the PC scenario yield a value of 0.29 tCO₂e of emission reduction per tCO₂e stored in wood products. Our results suggest that management and silvicultural practices that promote the production

of larger trees, either through the extension of the rotation length, or partial cuts that promote the radial growth of individual stems, will yield a higher ratio of long-lived products and provide higher climate change mitigation benefits.

In addition to forest practices leading to larger tree sizes, innovation in wood processing and product manufacturing could also lead to a better ratio of long-lived products. Emissions caused by degradation of short-lived products contribute to fluctuations in total cumulative emissions (along with emissions caused by decomposition in the forest). Due to these fluctuations, no scenarios consistently bear lower cumulative emissions throughout the whole time horizon. A higher ratio of long-lived products would contribute to mitigate such fluctuations. An opportunity to accomplish this would be the diversion of sawmilling co-products from the dwindling newsprint industry towards the production of wood panels and composites, which can store carbon in buildings over long periods.

Also, although this has yet to become a common practice in Quebec and the rest of Canada, using residues generated along the forest value chain for bioenergy could offset the emissions if it substitutes more fossil fuel intensive energy sources (Perez *et al.*, 2005; Smyth *et al.*, 2014; Lundmark *et al.*, 2014; Pukkala, 2017). The point is to find a way to increase long-term carbon sequestration and increase the amount of avoided emissions to compensate the inevitable emissions caused by decomposition in the forest following harvest. The comparison of the effect of different values of displacement factor illustrates this point: with a higher DF value (i.e. more efficient substitution for each tonne of CO₂ sequestered in solid wood products) the substitution effect (avoided emissions) was enough to offset emissions caused by decomposition after harvest in the CC70 and CC80 scenarios. A higher displacement factor can be obtained through: i) extending the useful life of wood products; ii) managing the end-of-life of wood products so that they are not landfilled but rather recycled or re-used e.g. for bioenergy production (Sathre and Gustavsson, 2006); and iii) valuing residues and co-products generated along the wood product chain so that they are used for manufacturing of other long-lived products, or for bioenergy production. Policies that would support the production of bioenergy from woody residues for substituting carbon-intensive fossil fuels such as coal and heavy oil for heat production, and the banning of wood product landfilling are being discussed in Quebec and would contribute to improve the ability of wood products to mitigate climate change. On the other hand, the future will likely bring new technologies and if substituting more fossil fuel intensive products and energy with biomass lead to a better carbon balance now, it may differ in time with the evolution of technology and changes in practice. Thus, it might be wrong to assume that wood biomass will have the same substitution effect over the entire time period (Sathre and O'Connor, 2010b).

In our study, we used functions from Senez-Gagnon *et al.*, (2018) developed with field data collected in Forêt Montmorency. An alternative to these functions would have been to use process models such as CBM-CFS3, which is often used in Canada to describe ecological dynamics of ecosystem

carbon. However, this model has a limited capacity to accurately represent carbon dynamics in soil and dead wood (Kurz et al., 2009; Metsaranta et al., 2017), which are two significant pools in Forêt Montmorency. Senez-Gagnon et al., (2018) found no evidence of change in soil carbon pools over time, which is why we kept it stable through the time period. It is well known that soils in boreal forests are an important carbon pool (Pan et al., 2011; Pukkala et al., 2017; Goulden et al., 2018). In our study, the soil (which includes forest floor and the first 55 cm of mineral horizons (Senez-Gagnon et al., 2018)) contains more CO₂e ha⁻¹ (572) than the cumulative substitution effect of the CC80 at the end of the time period with DF of 2.1 (435 CO₂e ha⁻¹), which is the most important cumulative flux reported in our study. Therefore, even a small change in the soil carbon pool could create important emissions to the atmosphere and considerably affect the carbon balance of forest management activities. There are still large uncertainties concerning the impact of climate change on boreal forest soils (Davidson and Janssens, 2006; Doetterl et al., 2015). A warmer climate could cause a release of carbon from them (Knorr et al., 2005). Because silvicultural practices, such as variation in canopy opening (Brais et al. 2004), harvest residue management/removal (Trottier-Picard et al. 2014) can affect soil microclimate (Carlson and Groot, 1997), it is possible that with a warmer climate, specific activities could increase the global warming effect on soils. It would therefore be crucial to monitor soil carbon stocks and dynamics and, if changes are observed, to re-evaluate scenarios to make sure that silvicultural activities do not trigger or amplify soil carbon loss.

CONCLUSION

Modelling of carbon balance and radiative forcing of forest management scenarios applied to a boreal balsam fir stand of Quebec suggests that the best strategy to mitigate climate involves activities that maintain forest carbon stocks and/or increase permanent or long-lived carbon pools, such as extending clearcut rotation or establishing continuous-cover regime through partial cut. Even if avoiding harvest helps to keep the forest sink/reservoir intact, uncertainties around the fate of forest carbon stocks in unmanaged forests are too high at the moment to warrant conservation as a solution. The business-as-usual 50-year clearcut rotation in balsam fir stands applied in Quebec shows the lowest potential to mitigate climate change modelled in our study (without substitution effect for short-lived products). However, since calculations were made on a theoretical stand with Time 0 corresponding to the first year following harvest, the actual age structure of the forest landscape put under management could lead to different conclusions as to which scenario yields the highest reductions over a given time-frame.

Despite putting different weights on CO₂e emissions occurring early during the time horizon, the carbon balance and radiative forcing metrics lead to somewhat similar conclusions; however, with the

radiative forcing assessment the performances of scenarios relative to one another were more consistent and less fluctuating throughout the time horizon.

Wood products and their substitution effect are key aspects of climate change mitigation potential of the forest sector, underlying the importance of the system approach linking forest sites to markets. Moreover, deciding on a timeframe for comparison of forest management strategies yields considerable influence on the choice of the best strategy. Minimizing emissions from decomposition in forest and from short-lived products will improve climate changes mitigation. Finally, there is a crucial need for data on carbon in old-growth forests from Quebec's boreal forest as well as carbon in soil, and on how it is going to evolve with climate change.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif de cette étude était de mieux comprendre l'effet de l'aménagement forestier sur le rôle du secteur forestier dans la lutte contre les changements climatiques. Les études réalisées avec une approche systémique qui inclut les produits du bois ainsi que leur effet de substitution sont peu nombreuses au Québec. Comme la forêt boréale est un immense puits de carbone et qu'elle recouvre un peu plus du tiers du territoire québécois (Ministère de l'énergie et des ressources naturelles, 2013), il est nécessaire d'évaluer le rôle du secteur forestier dans le contexte de cet écosystème. La forêt Montmorency, qui a servi de banc d'essai à cette étude, était intéressante puisqu'on y pratique différentes stratégies inspirées de l'aménagement écosystémique afin de faciliter l'harmonisation des usages et de répondre à différents enjeux (biodiversité, paysage, tourisme, adaptation aux effets des changements climatiques, etc.). D'ailleurs, comme l'aménagement du carbone forestier a récemment été indiqué comme une priorité pour celle-ci, il était primordial d'amorcer une évaluation de l'effet des activités sylvicoles sur le carbone forestier. D'après les résultats de cette étude, en optant pour une révolution plus longue que la moyenne des forêts aménagées environnantes et en ayant recours plus souvent au régime de coupe partielle, la forêt Montmorency contribuerait à atténuer les changements climatiques par rapport aux pratiques courantes. Toutefois, ceci s'inscrit dans une perspective globale où l'on inclut les produits du bois ainsi que leur effet de substitution. Ces constats permettent de confirmer nos deux premières hypothèses. Il nous est cependant impossible de valider la troisième hypothèse.

La forêt Montmorency avait l'avantage de fournir des données sur des stations plutôt homogènes en termes de conditions écologiques, mais aussi sur les pratiques sylvicoles. Il nous a donc été possible d'utiliser un modèle qui se rapproche plus de la réalité du terrain que les modèles plus génériques qui représentent encore mal certains aspects de la dynamique de carbone (ex. transfert du carbone de la biomasse morte vers le sol) et qui sont généralement utilisés dans les études (Senez-Gagnon *et al.*, 2018). Par exemple, les données terrain permettaient d'assumer qu'il n'y a pas de changement dans le carbone du sol lié à la récolte forestière. Toutefois, les données manquantes dans de vieux peuplements (plus de 80 ans) et dans les coupes partielles apportent des incertitudes quant à la modélisation de ces scénarios.

Ainsi, cette étude n'a pas permis de déterminer si la conservation est une option plus ou moins intéressante par rapport à l'aménagement pour plusieurs raisons. Premièrement, la dynamique des peuplements de la forêt Montmorency après 80 ans nous est inconnue. Il est primordial de comprendre comment évoluera le bilan de carbone en forêt, à savoir s'il reste stable, augmente ou diminue, et avec quelle intensité. Il serait aussi nécessaire d'évaluer comment cette dynamique risque d'être influencée par les impacts du réchauffement climatique. Pour la même raison, comme il est difficile de prévoir de quelle manière évoluera le patron des perturbations naturelles (Ouranos, 2015),

les conséquences sur le bilan de carbone liées à ceux-ci sont difficilement quantifiables. L'évolution de la dynamique du carbone dans les vieilles forêts dans un contexte de changements climatiques mériterait qu'on y consacre plus d'attention puisque cela permettrait, pour le cas du site à l'étude, de mieux trancher sur une question, qui fait toujours débat et qui varie selon les écosystèmes, à savoir s'il vaut mieux aménager ou non une forêt pour lutter contre les changements climatiques. D'ailleurs, cet exercice devrait être réalisé sur différents sites de la forêt boréale québécoise : certains secteurs où le potentiel semble meilleur en forêt pourraient être priorités pour des objectifs de conservation alors que les sites où le bilan de carbone devient moins intéressant dans les vieux peuplements et/ou plus à risque pourraient être priorités pour la récolte. Ce genre d'information permettrait une meilleure gestion du carbone à l'échelle du paysage.

Devant l'avenir incertain que réservent les changements climatiques, les résultats de cette étude ne donnent donc pas de solution miracle, car leurs impacts n'ont pas été simulés et sont, de toute façon, encore difficiles à prévoir. En effet, un réchauffement pourrait avoir l'effet d'augmenter la croissance de la biomasse; toutefois, une modification du régime de précipitations pourrait avoir l'effet contraire (Ouranos, 2015), particulièrement dans la sapinière humide typique de la Forêt Montmorency. De plus, la grande quantité de matière organique dans le sol, qui semble assez stable pour le moment, pourrait voir son taux de décomposition augmenter sous des (micro) conditions plus sèches et chaudes entraînant une augmentation des émissions de CO₂ de l'écosystème (Garneau, 2016). L'effet des scénarios sur ces éléments pourrait donc être différent et n'a pas été testé ici. Toutefois, même si cette analyse n'a pas été conduite lors de cette étude, un des scénarios posséderait des caractéristiques lui conférant certains avantages par rapport aux autres en prévision des impacts liés aux réchauffements climatiques. En effet, la coupe partielle permet de répondre à des objectifs de biodiversité en fournissant des attributs de vieilles forêts qui se font de plus en plus rares dans les forêts aménagées (ex. bois mort) (Comité d'experts sur l'aménagement écosystémique des forêts et les changements climatiques, 2017). Par ailleurs, comme dans ce type d'aménagement, on choisit les essences qui seront prélevées, il est possible de laisser sur le site celles qui seront plus résistantes aux perturbations naturelles. De plus, il serait intéressant de vérifier si le fait de garder un couvert permanent permet de mieux conserver la fraîcheur et l'humidité, réduisant ainsi les impacts des sécheresses et de la chaleur sur le sol et la croissance des arbres. En somme, même si la coupe partielle n'apparaît pas comme étant le type d'aménagement le plus performant dans la lutte contre les changements climatiques à ce stade dans cette étude, la résilience qu'elle est susceptible d'apporter à l'écosystème pourrait la rendre beaucoup plus intéressante dans un avenir assez rapproché, puisque les effets se font déjà sentir. De plus, il est possible que la croissance de la biomasse en forêt pour ce scénario ait été sous-estimée. Pour toutes ces raisons, il est primordial d'étudier ce type d'aménagement de plus près.

Tel que prévu, allonger la révolution permettrait de mieux atténuer les changements climatiques. En effet, les scénarios à plus longue révolution ont l'avantage de repousser les émissions dans le temps et de fournir une plus grande proportion de produits à longue durée de vie. Les diamètres plus élevés permettent un meilleur ratio de produits de sciage. Toutefois, à l'échelle du paysage, il serait irréaliste de retarder toutes les coupes dans l'optique de repousser les émissions parce qu'un des éléments importants du bilan de carbone du secteur forestier est l'effet de substitution des produits du bois. Ainsi, pour que cette solution soit effective à l'échelle du paysage, il faudrait que les besoins en bois de la société s'arrêtent le temps de retarder la coupe de 20 ans, par exemple, car dans le cas inverse, les besoins seraient comblés avec des matériaux plus émetteurs. Ainsi, allonger la révolution est une solution qui devrait s'accompagner de pratiques plus intensives permettant d'augmenter la production ailleurs, par exemple, avec des plantations à croissance rapide.

Étant donné que le but d'allonger la révolution est de retarder les émissions dont les produits à courte vie sont largement responsables et de créer une plus grande proportion de produits à longue durée qui possèdent un pouvoir de substitution, une des solutions se trouve dans le développement de nouveaux produits. En effet, investir dans la technologie afin de créer des matériaux qui seront plus durables permettrait de répondre aux besoins d'améliorer la permanence du stockage. Améliorer la performance de sciage par bille de bois et profiter de la chute du secteur pâte et papier pour créer des produits qui auront une plus longue durée de vie et un effet de substitution plus grand serait une solution qui permettrait même au scénario à courte révolution de devenir plus performant dans la lutte aux changements climatiques. Cela devrait être accompagné de politiques permettant une plus grande place aux bois et matériaux qui en sont dérivés dans la construction et autres secteurs ciblés par ceux-ci.

En somme, les résultats montrent que l'aménagement de la forêt boréale peut faire la différence sur le bilan de carbone du secteur forestier et sur le réchauffement climatique. Le temps demeure toutefois un élément extrêmement important dans l'évaluation des scénarios. Avec l'approche basée sur le bilan de carbone en tCO₂e, le scénario qui performe le mieux change régulièrement selon l'horizon de temps. La récolte occasionne des changements ponctuels significatifs sur le bilan qui perdureront pendant quelques années. L'analyse avec l'approche du forçage radiatif permet plus facilement de déterminer, avec une certaine constance dans le temps, le meilleur scénario à l'échelle du peuplement. Comme cette approche permet de mieux prendre en considération la distribution des émissions dans le temps ainsi que les séquestrations temporaires, le bilan cumulatif à travers le temps est moins influencé par les émissions ponctuelles dues à la récolte. À l'opposé, utiliser une moyenne de bilan de carbone pour calculer les émissions sur un certain laps de temps pourrait mener à une surestimation des réductions à court terme. Dans une optique où l'on doit agir rapidement pour limiter la hausse de température à 2°C d'ici 2050, la méthode sur la base du forçage radiatif pourrait nous donner l'heure juste quant au rôle de la forêt qui est encore très débattu, entre autres, à cause

des enjeux tels que la permanence. Toutefois, elle comporte aussi ses limites et incertitudes et certaines améliorations pourraient rendre cette méthode plus précise, par exemple en considérant l'impact du changement d'albédo (Levasseur *et al.*, 2011).

Même si le rôle du secteur forestier demeure extrêmement complexe à évaluer, son potentiel n'en est pas moindre dans la lutte contre les changements climatiques. Malgré les incertitudes qui entourent l'évolution de l'écosystème forestier et la réaction du marché face aux produits du bois, certaines actions restent gagnantes et cette étude a permis d'en soulever quelques-unes : limiter les émissions liées aux prélèvements, notamment en améliorant la durée de vie des produits ou en compensant les émissions liées à la décomposition des débris par un effet de substitution; renforcer l'effet de substitution des produits du bois; protéger les puits en forêt, particulièrement celui du sol; aménager la forêt de manière à augmenter sa résilience aux impacts des changements climatiques. En lien avec certaines de ces actions, l'allongement de la révolution et la coupe partielle dans la sapinière boréale humide typique de la Forêt Montmorency (peu susceptible aux feux de forêt) semblent avoir pour l'instant un effet bénéfique sur le climat. Cette étude permet d'alimenter la réflexion quant à la place du secteur forestier dans la lutte contre les changements climatiques. Elle permet d'amorcer la recherche dans ce secteur selon une approche systémique orientant les besoins pour de prochains projets qui devraient de plus en plus voir le jour.

Les flux d'émissions liées à la forêt sont beaucoup plus difficilement quantifiables et prévisibles que d'autres secteurs et c'est l'une des raisons pour lesquelles elle est traitée à part dans les inventaires nationaux de GES (Iversen *et al.*, 2014). Toutefois, comme l'enjeu des changements climatiques est d'envergure mondiale et que les effets se font déjà sentir, nous révélant le futur imprévisible qui nous attend, aucun secteur ne doit être négligé. Il faudra donc redoubler d'ardeur afin de mieux comprendre la dynamique des puits et sources que forme la forêt et l'effet des autres variables sur le climat, comme l'albédo par exemple, dans le but de développer des méthodologies solides permettant des résultats plus exacts et des solutions ayant un impact réel. Le défi est de taille d'autant plus que le temps est compté, il faut sortir tous nos atouts, mais surtout, les utiliser à bon escient.

RÉFÉRENCES

- American Forest & Paper association. 2011. Printing & Writing Papers – Life-Cycle Assessment summary report. <http://www.afandpa.org/docs/default-source/default-document-library/printing-and-writing-lca-report.pdf?sfvrsn=0> (12 april 2017).
- Athena Sustainable Materials Institute. 2012. A cradle-to-Gate Life Assessment of Canadian Surfaced dry softwood lumber: An update. <http://www.athenasmi.org/wp-content/uploads/2013/10/CtoG-LCA-of-Canadian-Surfaced-Dry-Softwood-Lumber-Update.pdf> (Consulted 26 april 2017).
- Auty, D., Achim, A., Bédard, P., & Pothier, D. 2014. StatSAW: modeling lumber product assortment using zero-inflated Poisson regression. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(6), 638-647.
- Backeus, S., Wikstrom, P., & Lamas, T. 2005. A model for regional analysis of carbon sequestration and timber production. *Forest Ecology and Management*, 216(1/3), 28-40.
- Boisvenue, C., Bergeron, Y., Bernier, P. & Peng, C. 2014. Simulations show potential for reduced emissions and carbon stocks increase in boreal forests under ecosystem management. *Carbon Management*, 3 (6), 553-568.
- Boivin-Dompierre, S., Achim, A., & Pothier, D. 2017. Functional response of coniferous trees and stands to commercial thinning in eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 384, 6-16.
- Brais, S., Harvey, B.D., Bergerons, Y., Messier, C., Greene, D., Belleau, A. and Paré, D. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec : initial response of aspen stands to different levels of harvesting. 2004. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(2), 432-446.
- Briceño-Elizondo, E., Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., & Kellomäki, S. 2006. Carbon stocks and timber yield in two boreal forest ecosystems under current and changing climatic conditions subjected to varying management regimes. *Environmental Science & Policy*, 9(3), 237-252.
- British Columbia government. 2016. Climate leadership plan. https://climate.gov.bc.ca/app/uploads/sites/13/2016/10/4030_CLP_Booklet_web.pdf (4 December 2017).
- Bureau du forestier en chef. 2015. Effet de la stratégie d'aménagement sur la quantité de carbone séquestré sur le territoire forestier aménagé québécois. FEC-AVIS-06-2015. Roberval, Qc, 18 p. + annexes.
- Carlson, D.W. & Groot, A. 1997. Microclimate of clearcut, forest interior, and small openings in trembling aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 87, 313-329.
- Colombo, S. J., Chen, J., Ter-Mikaelian, M. T., McKechnie, J., Elkie, P. C., MacLean, H. L., & Heath, L. S. 2012. Forest protection and forest harvest as strategies for ecological sustainability and climate change mitigation. *Forest Ecology and Management*, 281, 140-151.
- Comité d'experts sur l'aménagement écosystémique des forêts et les changements climatiques. 2017. L'aménagement écosystémique des forêts dans le contexte des changements climatiques – Rapport du comité d'experts, Québec, 29 p.

- Coursolle, C., Margolis, H.A., Giasson, M.-A., Bernier, P.-Y., Amiro, B.D., Arain, M.A., Barr, A.G., Black, T.A., Goulden, M.L., McCaughy, J.H., Chen, J.M., Dunn, A.L., Grant, R.F. & Lafleur, P.M. 2012. Influence of stand age on the magnitude and seasonality of carbon fluxes in Canadian forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165, 136-148.
- Davidson, E.A. & Janssens, I.A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 44, 165-173.
- Doetterl, S., Stevens, A., Six, J., Merckx, R., Oost, K. V., Pinto, M. C., Casanova-Katny, A., Muñoz, C., Boudin, M., Venegas, E.Z. & Boeckx, P. 2015. Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry. *Nature Geoscience*, 8, 780-783.
- Dymond, C. 2012. Forest carbon in North America : annual storage and emissions from British Columbia's harvest, 1965-2065. *Carbon balance and management*, 7, 1-20.
- FAO. 2010. Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 86p.
- Gao, B., Taylor, A. R., Searle, E. B., Kumar, P., Ma, Z., Hume, A. M. & Chen, H. Y. H. 2017. Carbon storage declines in old forests irrespective of succession pathway. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0210-4>.
- Gauthier, S., Vaillancout, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P. & Bergerons, Y. 2009. Ecosystem Management in the Boreal Forest. Presse de l'université du Québec : Québec, Canada
- Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Briceno-Elizondo, E., & Kellomäki, S. 2007(a). Changed thinning regimes may increase carbon stock under climate change: a case study from a Finnish boreal forest. *Climatic Change*, 81(3/4), 431-454.
- Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Zubizarreta Gerendiain, A., & Kellomäki, S. 2007(b). Impacts of forest landscape structure and management on timber production and carbon stocks in the boreal forest ecosystem under changing climate. *Forest Ecology and Management*, 241(1-3), 243-257.
- Garneau, M., & van Bellen, S. 2016. Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec [en ligne]. Disponible à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/Rapport_final.PDF Consulté le 15 décembre 2017.
- Ghafghazi, S., Lochhead, K., Mathey, M.-A., Forsell, N., Leduc, S., Mabee, W. & Bull, G. 2017. Estimating Mill Residue Surplus in Canada: A Spatial Forest Fiber Cascade Modeling Approach. *Forest Products Journal*, 67(3-4), 205-218.
- GIEC, 1996. Intergovernment Panel on Climate Change : Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse inventories : Reference manual (volume 3) [en ligne]. Disponible à : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html> Consulté le 15 décembre 2017.
- GIEC, 2007. Intergovernment Panel on Climate Change : IPCC fourth assessment report : report climate change 2007 [en ligne]. Disponible à : https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html Consulté le 15 décembre 2017.

- GIEC, 2014. Intergovernmental Panel on Climate Change : Climate change 2014 : Mitigation of climate change [en ligne]. Disponible à : <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/> Consulté le 15 décembre 2017.
- Gonzalez. 1990. Wood density of canadian tree species. Natural resources Canada. <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications/?id=11744> (14 june 2017).
- Goulden, M.L., Wofsy, S.C., Harden, J.W., Trumbore, S.E., Crill, P.M., Gower, S.T., Fries, T., Daube, B.C., Fan, S.-M., Sutton, D. J., Bazzaz, A. & Munger J. W. Sensitivity of boreal forest carbone balance to soil thaw. *Science*, 279 (5348), 214-217.
- Guest, G., Cherubini, F. & Strømman, A.H. 2012. Global warming potential of carbon dioxide emissions from biomass stored in the anthroposphere and used for bioenergy at end of life. *Journal of industrial ecology*, 17(1), 20-30.
- Haus, S., Gustavsson, L., & Sathre, R. 2014. Climate mitigation comparison of woody biomass systems with the inclusion of land-use in the reference fossil system. *Biomass and Bioenergy*, 65(0), 136-144.
- Hennigar, C. R., MacLean, D. A. & Amos-Binks, L. J. 2008. A novel approach to optimized management strategies for carbon stored in both forests and wood products. *Forest Ecology and Management*, 256, 786-797.
- Iceland Government. 2007. Iceland's Climate change strategy. https://www.government.is/media/umhverfisraduneyti-media/media/PDF_skrar/Stefnumorkun_i_loftslagsmalum_enlokagerd.pdf (4 December 2017).
- IPCC. 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change Third Assessment report: Climate change 2001. Working group III: Mitigation. www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg3/index.php?idp=167. (25 November 2017).
- IPCC. 2014. Intergovernmental Panel on Climate Change Fifth Assessment Report. Working group III Report "Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change". www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/ (25 November 2017).
- Iversen P., Lee D., & Rocha M. 2014. Comprendre l'utilisation des terres dans la CCNUCC [en ligne]. Disponible à : <http://ghginstitute.org/wp-content/uploads/2015/04/Understanding-Land-Use-in-the-UNFCCC-FR.pdf> Consulté le 15 décembre 2017.
- Kallio, A. M. I., Salminen, O., & Sievänen, R. 2013. Sequester or substitute—Consequences of increased production of wood based energy on the carbon balance in Finland. *Journal of Forest Economics*, 19(4), 402-415.
- Kaipainen, T., Liski, J., Pussinen, A., & Karjalainen, T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environmental Science & Policy*, 7(3), 205-219.
- Knorr, W., Prentice, I. C., House, J. I. & Holland, E. A. 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 433 (7023), 298-301.
- Kurz, W.A. et Apps, M.J. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in canadian forest sector. *Ecological applications*, 9(2), 526-547.
- Kurz, W. A., Dymov, C. C., Wite, T. M., Stinson, G., Shaw, C. H., Rampley, G. J., Smyth, C., Simpson, B. N., Neilson, E. T., Trofymow, J. A., Metsaranta, J. & Apps, M. J. 2009. CBM-CFS3: A model

- of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological modelling*, 220, 480-504.
- Laganière, J., Paré, D., Thiffault, E. & Bernier, P. 2017. Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forest. *GCB Bioenergy*, 9(2), 358-369.
- Laiho, O., Lahde, E., & Pukkala, T. 2011. Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests. [Conference paper]. *Forestry*, 84(5), 547-556.
- Lamers, P., Junginger, M., Dymond, C. and Faaij, A. 2014. Damaged forests provide an opportunity to mitigate climate change. *GCB Bioenergy*, 6, 44-60.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschenes, L. & Samson, R. 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessment. *Environnement, Science and Technologie*, 44, 3169-3174.
- Levasseur, A. 2011. Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique. Thèse de doctorat, École polytechnique de Montréal, 159 p.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschenes, L. & Samson, R. 2012. Biogenic Carbon and Temporary Storage addressed with dynamic cycle assessment. *Research and Analysis*, 17(1), 117-128.
- Lindroth A., Vestin, P., Sundqvist, E., Mölder, M., Bath, A., Hellström, M., Klemetsson, L. & Weslien, P. 2012. Clear-cutting is causing large emissions of greenhouse gases – are there other harvest options that can avoid these emissions? *EGU general assembly conference abstract*, vol. 14, p. 7578.
- Lippke, B., Oneil, E., Harrison, R., Skog, K., Gustavsson, L., & Sathre, R. 2011. Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. *Carbon Management*, 2(3), 303-333.
- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R., & Karjalainen, T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research*, 31(11), 2004-2013.
- Lundmark, T., Bergh, J., Hofer, P., Lundstrom, A., Nordin, A., Poudel, B. C., Sathre, R., Taverna, R. & Werner, F. 2014. Potential roles of Swedish forestry in the context of climate change mitigation. *Forests*, 5(4), 557-578.
- Lundmark, T., Bergh, J., Nordin, A., Fahlvik, N. & Poudel, C.B. 2016, Comparison of carbon balances between continuous-cover and clearcut forestry in Sweden. *Ambio*, 45 (suppl. 2), S203-S213.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P. & Grace, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455, 213-215.
- Marland, G. & Marland, S. 1992. Should we store carbon in trees? *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 181-195.
- Marland, G. & Schlamadinger, B. 1998. Forest for carbon sequestration of fossil fuel substitution? A sensitivity analysis. *Biomass & bioenergy*, 13(6), 389-397.

- Melin, Y., Petersson, H., & Egnell, G. 2010. Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities. *Forest Ecology and Management*, 260(4), 536-542.
- Metsaranta, J. M., Shaw, C. H., Kurz, W. A., Boisvenue, C. & Morken S. 2017. Uncertainty of inventory-based estimates of the carbon dynamics of Canada's managed forest (1990-2014). *Canadian Journal of Forest research*, 47(8), 1082-1094
- Mika, A. M., & Keeton, W. S. 2013. Factors contributing to carbon fluxes from bioenergy harvests in the U.S. Northeast: an analysis using field data. *GCB Bioenergy*, 5(3), 290-305.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles. 2013. Bref portrait de la forêt boréale au Québec [en ligne]. Disponible à : <http://mern.gouv.qc.ca/presse/feux-grands.jsp> Consulté le 15 décembre 2017
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 2018. L'aménagement écosystémique : au cœur de la gestion des forêts. Disponible à <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/amenagement-durable-forets/lamenagement-ecosystemique-au-coeur-de-la-gestion-des-forets/> Consulté le 22 juillet 2018.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 2017. Chiffres-clés du secteur forestier [en ligne]. Disponible à : <https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/chiffres-cles.pdf> Consulté le 15 décembre 2017.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2015. Cible de réduction d'émissions de gaz à effet de serre du Québec pour 2030 [en ligne]. Disponible à : www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/consultations/cible2030/consultationPost2020.pdf Consulté le 15 décembre 2017.
- Morin, H., & Laprise, D. 1997. Seedling bank dynamics in boreal balsam fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(9), 1442-1451. Moroni, M. T. 2013. Simple models of the role of forests and wood products in greenhouse gas mitigation. *Australian Forestry*, 76(1), 50-57.
- Nunery, J.S. & Keeton W.S. 2010. Forest carbon storage in the northeastern United States: Net effects of harvesting frequency, post-harvest retention, and wood products. *Forest Ecology and Management*, 259, 1363-1375.
- Ouranos. 2015. Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec [en ligne]. Disponible à : <https://www.ouranos.ca/synthese-2015/> Consulté le 15 décembre 2017.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333(6045), 988-993.
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Cornick, J., & Manriquez, C. 2005. An Assessment of Carbon Pools, Storage, and Wood Products Market Substitution Using Life-Cycle Analysis Results. *Wood and Fiber Science*, 37(0), 140-148.
- Perron, J.-Y. 2003. Tarif de cubage général – Volume marchand brut. Ministère des Ressources naturelles de la faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 3^e publication. 60 p.

- Pettersen, R. C. 1984. The chemical composition of wood. *The chemistry of solid wood*, 207, 57-126.
- Pommerening, A. & Murphy, S.T. 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 77(1), 27-44.
- Pothier, D., Fortin, M., Auty, D., Delisle-Boulianne, S., Gagné, L. V., & Achim, A. 2013. Improving tree selection for partial cutting through joint probability modelling of tree vigor and quality. *Canadian journal of forest research*, 43(3), 288-298.
- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O., Salo, K., and Hotanen, J.-P. 2011. A multifunctional comparison of even-aged and uneven-aged forest management in a boreal region. *Canadian Journal of Forest Research*, 41, 851-862.
- Pukkala, T. 2014. Does biofuel harvesting and continuous cover management increase carbon sequestration? *Forest Policy and Economics*, 43, 41-50.
- Pukkala, T. 2017. Does management improve the carbon balance forestry? *Forestry*, 90, 125-135.
- Pyörälä, P., Kellomäki, S., & Peltola, H. 2012. Effects of management on biomass production in Norway spruce stands and carbon balance of bioenergy use. *Forest Ecology and Management*, 275(0), 87-97.
- Repo, A., Tuovinen, J.-P. & Liski, J. 2015. Can we produce carbon and climate neutral forest bioenergy? *GCB Bioenergy*, 7, 253-262.
- Robitaille, A. & Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Québec, p. 213.
- Sathre, R. & Gustavsson, L. 2006. Energy and carbon balances of wood cascade chains. *Ressources, Conservation, and Recycling*, 47(4), 332-355.
- Sathre, R., & O'Connor, J. 2010a. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*, 13(2), 104-114.
- Sathre R. & O'Connor, J. 2010b. A synthesis of research on wood products & greenhouse gas impact. 2nd Edition. Technical report no. TR-19. FPInnovations. 123 p.
- Scottish Government. 2017. Draft climate change plan. The draft third report on policies and proposals 2017-2032. <http://www.gov.scot/Publications/2017/01/2768/0> (4 December 2017).
- Seely, B., Welham, C., & Kimmins, H. 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. [Conference paper]. *Forest Ecology and Management*, 169(1/2), 123-135.
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W. S., & Lexer, M. J. 2007. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2), 64-79.
- Senez-Gagnon, F. 2018. Dynamique des réservoirs de carbone en sapinière boréale. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Maîtrise en biologie, 76 p.
- Skog, K. E. 2008. Sequestration of carbon in harvested wood products for the United States. *Forest Products Journal*, 58(6), 56-72.

- Smith, J. E., Heath, L. S., Skog, K. E., & Birdsey, R. A. 2006. Methods for calculating forest ecosystem and harvested carbon with standard estimates for forest types of the United States. General Technical Report NE-343. Forest Service, Department of Agriculture, United States. 222 p.
- Smyth, C. E., Stinson, G., Nielson, E., Lemprière, T. C., Hafer, M., Rampley, G. J. & Kurz, W.A. 2014. Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, 11, 3515-3515.
- Smyth, C., Rampley, G., Lemprière, T.C., Schwab, O. & Kurz, W. A. 2016. Estimating product and energy substitution benefits in national scale mitigation analyses for Canada. *GCB Bioenergy* 9(6), 1071-1084.
- Ter-Mikaelian, M. T., Colombo, S. J., & Chen, J. 2008. Fact and fantasy about forest carbon. [Journal Article]. *Forestry Chronicle*, 84(2), 166-171.
- Ter-Mikaelian, M. T., Colombo, S. J., & Chen, J. 2013. Effects of harvesting on spatial and temporal diversity of carbon stocks in a boreal forest landscape. *Ecology and Evolution*, 3(11), 3738-3750.
- Terrier, A., Girardin, M., & Bergeron, Y. 2011. Les réservoirs de carbone en forêt boréale à l'est du Canada : acquis et incertitudes dans la modélisation face aux changements climatiques. *VertigO La revue électronique en sciences de l'environnement*, 11(3) <https://journals.openedition.org/vertigo/11587>
- Trottier-Picard, A., Thiffault, E., DesRochers, A., Paré, D., Thiffault, N. & Messier, C. 2014. Amounts of logging residues affect planting microsites: A manipulative study across northern forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 312, 203-215.
- Valade, A., Bellassen, V., Magand, C. & Luyssaert, S. 2017. Sustaining the sequestration efficiency of the European forest sector. *Forest Ecology and Management*, 405, 44-55.
- Valentin, B. & Luyssaert, S. 2014. Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times. *Nature*, 506(7487), 153-155.
- Vanhala, P., Repo, A., & Liski, J. 2013. Forest bioenergy at the cost of carbon sequestration? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 41-46.