

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

ÉVALUATION PAR MODÉLISATION DE L'EFFET DU NIVEAU DE
RÉCOLTE ET DU RÉGIME SYLVICOLE SUR LA PRODUCTION
DU BOIS ET LA DYNAMIQUE DU CARBONE FORESTIER EN
FORÊT TEMPÉRÉE DU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAITRISE EN BIOLOGIE
EXTENSIONNÉE DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
ROMAIN-MARIE-JEAN CLAUDE TRÉGARO

AOÛT 2018

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT-PROPOS

Le développement de mon mémoire sera présenté sous la forme d'un article scientifique. Il sera précédé d'une introduction sur le thème de recherche, et suivi d'une conclusion générale.

Ce projet a été effectué sous la supervision de mon directeur Frédéric Doyon et de mon codirecteur Osvaldo Valeria, que je tiens à remercier pour leurs conseils, leurs encadrements et leur enthousiasme pour ce projet. Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont, à un moment donné, permis d'avancer, de compléter mes connaissances et mon travail. Notamment Caren Dymond et Yann Boulanger qui m'ont accueilli quelques semaines dans leur laboratoire, ainsi que Dominic Cyr qui a pris le temps de m'expliquer une partie des travaux effectués précédemment à mon projet.

Je remercie aussi toute l'équipe de l'Institut des sciences de la forêt tempérée (ISFORT) pour son accueil, soutien et bonne humeur ; ces personnes avec qui j'ai travaillé et qui ont fortement participé à me faire passer de belles années à Ripon. Ce dernier remerciement s'adresse plus particulièrement à Jean-François Sénécal, Anna Mazaleyra, Maxime Carrier et Justine Fontaine-Topaloff qui m'ont donné leurs avis et aide sur ce travail, ainsi que Rudi Markgraf et Audrey Girard-Miron pour leur relecture. Je remercie également ma mère Yolande Limouzin qui a beaucoup donné pour me permettre d'en arriver là.

Ce projet a été financé par le programme Action concertée / Aménagement et Environnement forestiers du FRQNT dans le cadre du projet « Outil aide à la décision pour évaluer la faisabilité d'un aménagement multi-services de la forêt » dont le chercheur principal est Frédéric Raulier (U. Laval).

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	viii
RÉSUMÉ	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
0.1. Les forêts et le cycle du carbone	5
0.1.1 L'importance des forêts dans le cycle global du carbone	5
0.1.2 La dynamique du C dans l'écosystème forestier	6
0.2. Les ententes internationales de réduction des émissions de carbone	9
0.4. La simulation du carbone à l'échelle du paysage.....	12
0.4.1 LANDIS-II.....	12
0.4.2 Les modèles de bilan du carbone forestier.....	13
0.5. Objectifs et hypothèses.....	16
0.5.1 Objectif	16
0.5.2 Hypothèses	17
CHAPITRE I DOES SILVICULTURAL REGIME MATTER ON THE RELATIONSHIPS BETWEEN TIMBER PRODUCTION AND CARBON SEQUESTRATION IN TEMPERATE DECIDUOUS FORESTS?	19
Abstract	20
Résumé	21
1.1. Introduction	22
1.2.1 Study area.....	25
1.2.2 The LANDIS-II model.....	28
1.2.3 The Forest Carbon Succession extension (ForCS)	32

1.2.4 Simulation design.....	33
1.2.5 Data analysis	35
1.3. Results	37
1.3.1 Relationship between timber production and carbon sequestration without natural disturbances	37
1.3.2 Effect of silvicultural regimes.....	40
1.3.3 Carbon fluxes	41
1.3.4 GAM models.....	42
1.3.5 Adding the effect of natural disturbances	48
1.4. Discussion	49
1.4.1 Relationship between FPS and C sequestration.....	50
1.4.2 Natural Disturbance	52
1.4.3 Study limitations	53
1.5. Conclusion.....	54
Acknowledgement.....	55
References	56
Supplementary material.....	66
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	73
BIBLIOGRAPHIE	76

LISTE DES FIGURES

Figure	Page	
0.1	<p>Les réservoirs (rectangle) en g C m^{-2} et flux (ovale) en $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ majeurs dans une forêt de feuillue nordique de 100 ans dans le New Hampshire (Fahey <i>et al.</i>, 2005).....</p>	7
0.2	<p>Représentation simplifiée des réservoirs et des flux de carbone présents dans <i>Forest Carbon Succession</i> (Dymond <i>et al.</i>, 2015).....</p>	16
1.1	<p>The study area is delineated by the southern portion of the Forest Management Unit 064-51 (black), in the temperate deciduous forest, north of Ottawa and Montréal, in Québec, Canada.....</p>	26
1.2	<p>Changes along the simulation horizon of a) total aboveground biomass (ABio); b) total dead organic matter (TotalDOM); c) biomass and dead organic matter (BioDOM) and d) forest product sector (FPS) (g C m^{-2}) in the study area according to harvest level (as a % of the actual annual allowable cut level, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by year.....</p>	38
1.3	<p>Carbon stocks (g C m^{-2}) in the different pools (FPS: forest product sector, ABio: aboveground biomass, BBio: belowground biomass, Total DOM : total dead organic matter) at the end of the simulation (150 years) for the different forest management scenarios (defined by the percentage of clear cut (CC) and the percentage of annual allowable cut) simulated without the natural disturbance regime.....</p>	41
1.4	<p>Fluxes ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) of productivity in situ, heterotrophic respiration and disturbance by forest management scenarios (defined by the percentage of clear cut (CC) and the percentage of annual allowable cut) for the last 100 years of simulation (yrs 50 to 150).....</p>	42

- 1.5 Aboveground biomass (g C m^{-2}) in the study area according to harvest levels (as a % of the actual annual allowable cut, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS) (g C m^{-2})..... 45
- 1.6 Aboveground biomass (g C m^{-2}) in the study area according the silvicultural regimes (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (as named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS)(g C m^{-2}). Ticks on the forest product sector axis indicate the frequency of observations along that gradient in the dataset..... 46
- 1.7 Biomass and dead organic matter (BioDOM)(g C m^{-2}) in the study area according to harvest levels (as a % of the actual annual allowable cut level, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (g C m^{-2})..... 47
- 1.8 Biomass and dead organic matter (g C m^{-2}) in the study area according to the silvicultural regimes (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS)(g C m^{-2}). Ticks on the forest product sector axis indicate the frequency of observations along that gradient in the dataset..... 48

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Age class distribution by cover type of the study area.....	27
1.2	Forested areas, allowable timber harvest volume (m ³ year ⁻¹) and actual percentages of silvicultural regimes use to manage the main tree species group within the study area.....	31
1.3	Scenarios for testing the relationship between carbon sequestration and timber production.....	34
1.4	Spearman correlations and P values of different pools and fluxes variables with timber production (C to forest product sector).....	37
1.5	Parametric coefficient ; the estimated degree of freedom (EDF) and P value ; and the generalised cross-validation score (GCV) of the different terms of the ABio and BioDOM GAM models (with and without natural disturbances). Silvicultural regime defined by the percentage of clear cut (CC), FPS for forest product sector, ABio for aboveground biomass and BioDOM for biomass and dead organic matter.....	44
1.6	Comparison of different C pools (g C m ²) estimated with the GAM model (with disturbance for 100CC (100% of clearcutting)) and Kurz <i>et al.</i> (1999) and Fahey <i>et al.</i> (2005).....	49

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AAC	Possibilité forestière (« Annual Allowable Cut »)
ABio	Biomasse épigée (« Aboveground Biomass »)
BBio	Biomasse hypogée (« Belowground Biomass »)
BioDOM	Ensemble de la biomasse et matière organique morte (« Biomass and Dead Organic Matter »)
C	Carbone (« Carbon »)
CBM-CFS	Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (« Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector »)
CC	Coupe totale (« Clearcut »). Terme générique qu'intègre la CPRS (coupe avec protection de la régénération et des sols)
DOM	Matière organique morte (« Dead Organic Matter »)
FMU	Unité d'aménagement forestière (« Forest Management Unit »)
ForCS	Extension de LANDIS-II qui permet le suivi de la dynamique du carbone forestier (« Forest Carbon Succession »)
FPS	Carbone qui va au secteur des produits forestiers (« Forest Product Sector »)
GCV	Résultat de validation croisé généralisé (« Generalised Cross-Validation score »)
NBP	Productivité nette du biome (« Net Biome Production »). Est égal à la productivité nette de l'écosystème moins les pertes occasionnées par les perturbations naturelles et les coupes forestières.
NEP	Productivité nette de l'écosystème (« Net Ecosystem Production »). Est égal à la productivité primaire nette moins la respiration des hétérotrophes.

NPP	Productivité primaire nette (« Net Primary Production »). Est égal à la productivité primaire brute moins la respiration des autotrophes.
PC	Coupe partielle (« Partial Cut »)
TotalDOM	Ensemble des pools de matière organique morte (« Total Dead Organic Matter »)

RÉSUMÉ

La séquestration du carbone par les forêts fait partie des stratégies d'atténuation des changements climatiques identifiées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et promues à la COP 21. Les écosystèmes des forêts tempérées feuillues ont un fort potentiel de séquestration du carbone. Le but de cette recherche était de comprendre la relation qui existe entre l'aménagement forestier et la production de carbone pour un paysage forestier de la forêt tempérée décidue au Québec, et cela, en présence ou absence du régime de perturbations naturelles qui a lieu dans ce biome. Pour ce faire, nous avons utilisé le modèle de paysage LANDIS-II et son module *Forest Carbon Succession* qui permet de simuler la dynamique du carbone d'un paysage forestier soumis à un aménagement forestier et/ou un régime de perturbations naturelles.

Les simulations ont permis d'évaluer si le régime sylvicole (proportion coupe totale vs coupe partielle) et le niveau de récolte à rendement soutenu (50, 100 et 150% de la possibilité forestière) issus des stratégies d'aménagement forestier avaient un effet significatif sur la séquestration du carbone. Pour cela, nous avons mis en place un design de simulation qui faisait varier la proportion de coupe totale vis-à-vis de la coupe partielle (par taquets de 25%), cela sous différents niveaux de récolte à rendement soutenu. Dans un deuxième temps, nous avons évalué si l'ajout du régime de perturbations naturelles actuel amènerait un changement sur la réponse obtenue sans perturbation. Les résultats des simulations indiquent que, pour une production de bois similaire, la coupe partielle permet une meilleure séquestration du carbone que la coupe totale. Cette différence est peu marquée à faible niveau de récolte, mais devient importante lorsque le niveau de récolte à rendement soutenu augmente. En fait, pour les niveaux de récolte explorée dans nos scénarios, on observe que sous un scénario de coupe partielle seulement, plus le niveau de récolte augmente, plus il devient possible d'augmenter la séquestration de carbone. Enfin, le régime de perturbations naturelles actuel ne semble pas modifier la relation précédente et son effet sur les stocks reste limité. Ces travaux montrent donc que la coupe partielle offre un meilleur potentiel de séquestration du carbone forestier que la coupe totale, et ce particulièrement à des plus forts niveaux de récolte.

Mots clés : biomasse, forêt tempérée décidue, Forest Carbon Succession, LANDIS II, niveau de récolte, paysage, perturbations naturelles, Québec, régime sylvicole, séquestration de carbone, stratégie d'aménagement forestier.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La période actuelle, qu'on appelle l'Anthropocène, se caractérise par la prédominance de l'influence des sociétés humaines sur la dynamique des écosystèmes naturels (Lugo, 2015). Cela repose sur plusieurs constats, dont parmi eux, l'expansion de l'humanité et du changement de l'utilisation des terres qui l'accompagne (Commission générale du développement durable, 2012). Les activités humaines ont eu et ont encore de nos jours d'importants effets sur la biodiversité, modifiant les biomes du monde entier. Ces activités sont généralement génératrices de gaz à effet de serre (GES), et ainsi il est extrêmement probable que l'influence de l'homme soit la cause principale du réchauffement climatique observé depuis les années 1950 (GIEC, 2013). Les activités humaines émettent différents GES, dont deux des principaux qui sont le dioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4), tous deux composés de carbone (C), qui ont la capacité de retourner vers la Terre une partie des infrarouges émis par sa surface. La concentration de CO_2 dans l'atmosphère a augmenté de 40% depuis l'époque préindustrielle. Ainsi, de son niveau de 270 ppm à l'ère préindustrielle (Cannell, 1995), nous sommes passés à 377 ppm en 2004 puis à 409 ppm en Mars 2018 (NOAA, 2018). L'augmentation de la concentration de ces GES dans l'atmosphère entraîne une intensification du rayonnement sur Terre et ainsi son réchauffement (GIEC, 2013). Ce réchauffement peut avoir des conséquences importantes sur les écosystèmes, particulièrement si la variation de température est trop rapide, ne permettant pas à certaines espèces de s'adapter (GIEC, 2014). Les populations humaines subiront également les impacts de ce réchauffement climatique puisqu'il influencera de manière importante plusieurs activités de subsistance telles l'agriculture ou la foresterie, mais aussi l'augmentation du niveau des océans ou bien la prolifération de maladies infectieuses (Santé Canada, 2004).

Les changements climatiques affecteront la capacité des écosystèmes à continuer à rendre les services écosystémiques (SÉ) dont les communautés humaines ont l'habitude de bénéficier (Millenium Ecosystem Assessment, 2005, GIEC, 2013). La séquestration du C par les écosystèmes constitue donc un SÉ de régulation qui contribue à la stratégie d'atténuation de l'effet de serre (Dreyer et Landmann, 2012). En effet, les forêts peuvent constituer des puits de C et ainsi jouer un rôle important dans le cycle du C (Stinson *et al.*, 2011). Dans le contexte actuel de la menace du changement climatique, la valeur de ce SÉ devient une considération de premier plan à prendre en compte dans l'aménagement forestier.

La capacité des forêts à absorber le CO₂ par le biais de la photosynthèse influence la concentration de celui-ci dans l'atmosphère (Pacala *et al.*, 2007 ; Beer *et al.*, 2010). L'action de l'homme sur la forêt via les activités forestières affecte ces processus et peut ainsi modifier le bilan de C. En effet, la quantité nette de C qu'un écosystème forestier accumulera dépend d'une multitude de processus écologiques, dont certains contribuent à émettre des GES (la décomposition de la litière et de l'humus, la respiration) et d'autres à l'accumuler (le renouvellement et la croissance des forêts, l'accumulation de matière organique). L'importance relative de ces processus est influencée par plusieurs facteurs tels que la composition, la structure et l'âge des forêts, paramètres des paysages forestiers que l'aménagement forestier peut progressivement transformer via des stratégies ciblées (Tyrrell *et al.*, 2012).

En effet, plusieurs études ont démontré que l'aménagement forestier influence la quantité de C qui est stocké dans l'écosystème (Apps et Price, 1996; Kurz, 1998; Eriksson *et al.*, 2007; Jandl *et al.*, 2007). Par exemple, la conversion d'une forêt non aménagée en forêt aménagée engendre en général une diminution des stocks de C dans le paysage (Kurz, 1998; Seidl *et al.*, 2007). Il est toutefois possible d'observer des soldes positifs de C dans les forêts tempérées aménagées (Nunery et Keeton, 2010). Selon ces auteurs, un bilan positif de C (incluant les produits de bois) serait possible lorsque de faibles taux de production de bois sont utilisés, ce qui amène à

une plus grande quantité de C dans le paysage. Un effet positif de la coupe peut également être observé lorsqu'une politique de plein reboisement assure le maintien à grande échelle de la superficie productive. Cet effet se retrouve aussi avec l'augmentation de la superficie productive via le boisement des zones non forestières. Ainsi, selon la stratégie d'aménagement forestier (SAF) qui sera appliquée sur un territoire, la capacité de la forêt à contribuer au stockage de C pourra varier grandement. En effet, les SAF déterminent le régime de sylviculture ainsi que le niveau de récolte à rendement soutenu prévalant dans la planification. Les régimes sylvicoles employés peuvent faire appel soit à la coupe totale (CT) correspondant à une extraction complète ou quasi complète de la matière ligneuse sur une parcelle, telle la coupe avec protection de la régénération et des sols au Québec ou bien à la coupe partielle (CP) correspondant plutôt à une extraction limitée de la matière ligneuse sur une parcelle. Ces deux éléments de la SAF, le régime sylvicole et le niveau de récolte, seront déterminants pour la séquestration du C d'un paysage forestier aménagé. À titre d'exemple de l'importance du régime sylvicole sur la séquestration de C, Nunery et Keeton (2010) ont pu observer une variation dans le stockage de C selon le type de sylviculture pouvant passer de 72 Mg C ha^{-1} pour une CT, à 91 Mg C ha^{-1} pour une CP ; et à 160 Mg C ha^{-1} dans le cas d'une forêt non aménagée, au cours d'une période de 160 ans.

L'aménagement forestier, de par son effet sur la dynamique forestière, modifie ainsi la capacité de séquestration du C d'un territoire forestier. En modifiant la structure et la composition de la forêt en croissance (en fonction du volume récolté par rapport à sa production ou en fonction de la proportion CT/CP par rapport au taux de prélèvement), il se produit un changement dans la productivité des peuplements (e.g. un rajeunissement à partir de rotations sylvicoles plus courtes amène une plus forte productivité) (Pregitzer et Euskirchen, 2004). Les SAF conditionnent les trajectoires successionales, ce qui change la composition en espèces, celles-ci pouvant être plus ou moins productives ou avoir des taux de décomposition de leur biomasse différents.

Les SAF peuvent aussi influencer directement un ensemble de facteurs liés au rendement par le biais d'éclaircies, de la fertilisation, de la protection contre les insectes et maladies et de l'amélioration génétique (Noormets *et al.*, 2015).

La séquestration du C par les forêts est aussi influencée par les perturbations naturelles (PN), telles le feu, le vent, les insectes et les maladies, qui amènent à retourner le C dans l'atmosphère soit par volatilisation directe, soit par l'accélération de la décomposition. Mais l'effet prépondérant sur le cycle du C provient du fait qu'une perturbation amène un apport soudain d'une grande quantité de biomasse vivante dans le stock de la biomasse morte. Les PN affectent donc grandement la dynamique du C en fonction du type, de l'intensité, de la fréquence et de l'échelle de la perturbation (Carroll *et al.*, 2012). Selon le type de perturbation, les effets peuvent également varier ; relargage de GES dans l'atmosphère suite à un feu de forêt, ralentissement de la croissance de la forêt (et ainsi du stockage) suite au passage d'un ravageur, etc. En plus de ces effets directs sur le cycle du C, les PN viennent changer la dynamique forestière au même titre que la foresterie, ce qui modifie alors la composition, l'âge et la structure des peuplements dans le paysage et fait ainsi varier la capacité de séquestration du C d'un territoire aménagé. Par exemple, la fréquence des feux influence directement la distribution des classes d'âge sur un territoire, et ainsi, la quantité totale de C qui est stockée en forêt (Pregitzer et Euskirchen, 2004). D'autre part, les PN changent la productivité des peuplements en générant elles aussi un effet de rajeunissement (De Groot *et al.*, 2009). Tout cela occasionne en retour un effet sur la SAF qui pourra être implantée et poursuivie.

Ainsi, des mécanismes de rétroaction (positive et négative) entre l'état d'une forêt, les SAF et les PN peuvent être importants (Dithal *et al.*, 2013) et sont susceptibles de générer des fonctions de réponses non linéaires et complexes entre l'aménagement forestier et les perturbations naturelles. En effet, en changeant la composition et la structure des peuplements, les PN viennent changer les stratégies sylvicoles admissibles pour l'application de la SAF (CT ou CP) alors qu'une SAF viendra

changer la susceptibilité aux PN. Afin de mieux évaluer le potentiel de séquestration du C en tant que service forestier d'une SAF pour un territoire donné, il est donc crucial d'inclure simultanément les interactions entre la dynamique naturelle de la forêt, la production de bois et les PN au sein d'une même approche analytique. La modélisation de la dynamique du paysage permet d'intégrer ces processus dynamiques qui agissent à cette échelle et d'estimer les bilans de C en fonction des SAF sujets aux PN.

Ce projet se propose d'utiliser un tel type de modèle pour évaluer le compromis entre la production de bois et la séquestration du C en fonction des différentes SAF et cela pour un territoire donné dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. Les sections qui suivent décrivent le contexte d'application de ce projet de recherche.

0.1. Les forêts et le cycle du carbone

0.1.1 L'importance des forêts dans le cycle global du carbone

La synthèse globale du bilan de C a permis de mieux comprendre l'importance des forêts dans ce cycle global (Dixon, 1994). Le C dans l'atmosphère représente moins de 2% du C total stocké sur Terre : 828 Pg C (GIEC, 2013, données provenant de Prather *et al.*, 2012; Joos *et al.*, 2013), alors que la grande majorité est contenue dans les océans (environ 39 000 Pg C) (GIEC, 2013, données provenant de Hansell *et al.*, 2009). La biosphère vivante cumule quant à elle entre 450 et 650 Pg C (GIEC, 2013, données provenant de Prentice *et al.*, 2001) alors que la matière organique morte et les sols avec 1500 Pg C à 2400 Pg C, contiennent deux fois plus de C que l'atmosphère (GIEC, 2013, données provenant de Batjes, 1996). Ainsi, les deux grands puits de C planétaire, soit les océans et la biomasse terrestre (vivante et matière organique morte), ont fixé durant la dernière décennie, environ 2,4 Pg C an⁻¹ et 3 Pg C an⁻¹ pour une captation totale de C de 5,4 Pg C an⁻¹ (Le Quéré *et al.*, 2017). D'un autre côté, pour les émissions de GES, la majeure partie provient de l'utilisation de combustibles fossiles (9,4 Pg C an⁻¹) et des changements d'utilisation des sols (1,3

Pg C an⁻¹, en y incluant la déforestation) (Le Quéré *et al.*, 2017). À la lueur de ces chiffres, on constate aisément que le bilan planétaire du C est donc excédentaire ; ce sont plus de 4,7 Pg C qui, chaque année, s'ajoutent dans l'atmosphère.

Sur la base des données d'inventaires répétés de la biomasse forestière, des changements estimés du C dans le sol et des émissions de CO₂ dues au changement d'utilisation des terres ; Pan *et al.* (2011) ont estimé une accumulation mondiale de C forestier de $0,5 \pm 0,1$ Pg C an⁻¹ dans les forêts boréales et de $0,8 \pm 0,1$ Pg C an⁻¹ dans les forêts tempérées pour la période 2000-2007. Les forêts sont donc un puits de C. Les espèces végétales ligneuses, telles les arbres, sont particulièrement importantes puisqu'elles maintiennent ce C emprisonné pendant une longue durée. Les GES peuvent donc être régulés ou diminués par l'augmentation des surfaces forestières, l'accroissement des stocks de C dans les forêts existantes, ou la substitution des combustibles fossiles par l'énergie issue de la biomasse forestière (Lindner, 1998 ; Nabuurs *et al.*, 2007 ; Smith *et al.*, 2014).

Cependant, l'accumulation nette de C par les écosystèmes forestiers dépend fondamentalement de l'âge des forêts (temps depuis la dernière perturbation) sachant que les stocks de C dans les forêts matures peuvent être impressionnants, habituellement de 100-200 Mg C ha⁻¹, et dépassant parfois 500 Mg C ha⁻¹ (Janisch et Harmon, 2002).

0.1.2 La dynamique du C dans l'écosystème forestier

À l'échelle du peuplement

Dans l'écosystème forestier, les principaux réservoirs de C sont la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, la matière organique morte et le sol. Les stocks de ces réservoirs changent selon des flux qui sont mesurables. À partir de valeurs de ces

flux, on peut estimer les quantités de C évoluant dans chaque réservoir sur le long terme (Baldocchi *et al.*, 2001).

La vitesse à laquelle le C s'accumule dans l'écosystème (production primaire nette ; PPN) représente la somme des changements dans chacun de réservoirs. La PPN et la taille des réservoirs de C sont très sensibles à la gestion des forêts (Fahey *et al.*, 2009). La chute de matière organique, dont les débris ligneux, contribue à alimenter les réservoirs de la surface du sol forestier. La respiration du sol et le renouvellement des racines contribuent à transférer le C des deux réservoirs précédents, ainsi que celui de la biomasse racinaire, vers celui de la matière organique du sol et l'atmosphère (Figure 0.1).

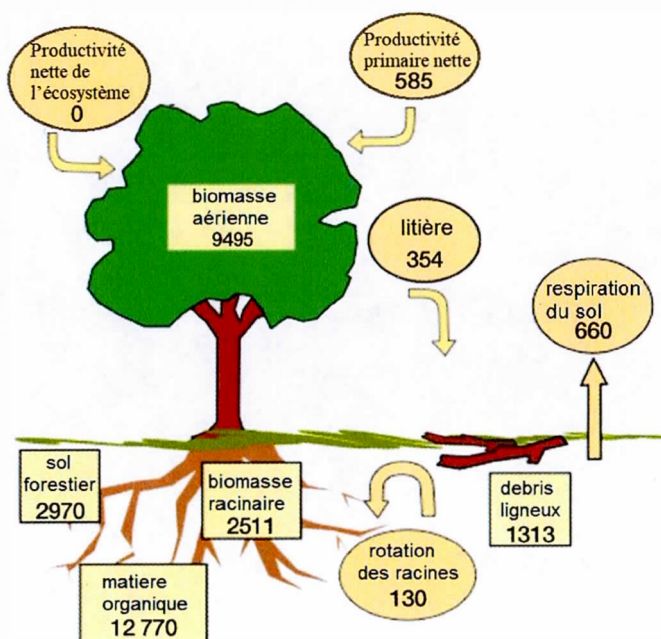


Figure 0.1. Les réservoirs (rectangle) en g C m⁻² et flux (ovale) en g C m⁻² an⁻¹ majeurs dans une forêt de feuillue nordique de 100 ans dans le New Hampshire (Fahey *et al.*, 2005).

Le C total dans l'écosystème augmente généralement avec l'âge. Cela occasionne une grande variabilité des stocks de C entre les types de structure et l'âge des peuplements (Tyrrell *et al.*, 2012). Les peuplements plus jeunes ont tendance à avoir des taux plus élevés de séquestration du C, en raison d'une PPN plus élevée, mais les stocks en reconstruction seront plus faibles. À l'inverse, dans une vieille forêt, les stocks seront plus élevés, mais les flux plus faibles (Fahey *et al.*, 2009). Dans le cas spécifique de la forêt tempérée, le réservoir de C total (toutes classes d'âge confondues) est d'environ de $239 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 101 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Pregitzer et Euskirchen, 2004).

La composition de la forêt peut aussi influencer les flux entre les réservoirs de C, et par conséquent les stocks. Dans les forêts mixtes par exemple, par une gestion inéquienne (par coupes partielles), si on diminue la fréquence des récoltes, on augmente la séquestration du C. Toutefois, en gestion équienne (par coupes totales), une diminution de la fréquence de récolte à elle seule ne se traduit pas toujours par une augmentation significative de la séquestration du C (Nunery et Keeton, 2010).

La proportion de résineux versus des feuillus dans le couvert est aussi importante. La biomasse aérienne d'une jeune forêt de résineux a généralement des stocks de C plus élevés comparativement à ceux d'une jeune forêt feuillue. À l'inverse, les stocks de C des forêts feuillues matures sont généralement supérieurs à ceux des forêts résineuses matures.

À l'échelle du paysage

La dynamique du C à l'échelle du paysage émerge de l'ensemble des dynamiques internes de chacun des peuplements. Cependant, à cette échelle, d'autres mécanismes viennent jouer un rôle considérable : il s'agit du régime de PN qui se caractérise notamment par sa fréquence, son étendue, sa sévérité et son cycle (White, 1979; Chabot *et al.*, 2009). Les perturbations ont également un effet important sur la séquestration du C dans l'écosystème et sur les émissions de C vers l'atmosphère

(Pregitzer et Euskirchen, 2004). Dans les forêts tempérées, le sol semble être stable comme réservoir de C face à la plupart des perturbations telles que l'exploitation forestière, les chablis et les ravageurs (Tyrrell *et al.*, 2012). La stabilité du C face aux perturbations dans d'autres réservoirs peut toutefois être compromise. Par exemple, des transferts importants de C forestier vers l'atmosphère peuvent se produire lors de la transformation de la structure des forêts suite à des perturbations d'intensité intermédiaire (*e.g.* chablis partiel, grosses trouées). Les stocks de C peuvent aussi être dégagés vers l'atmosphère si une perturbation rajeunit la forêt. Il y a donc un compromis à trouver entre l'avantage de laisser vieillir des forêts sur des rotations plus longues pour augmenter le stock de C et le risque qui augmente avec l'âge de perdre ce C séquestré suite à une PN sévère (*e.g.* feu, vent et insecte) (Carroll *et al.*, 2012).

0.2. Les ententes internationales de réduction des émissions de carbone

La Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (UNFCCC, 1992) a pour but « de stabiliser [...] les concentrations de GES dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique » (Article 2). La convention reconnaît l'importance du rôle des forêts dans la capture du CO₂ atmosphérique. En 1997, les pays des Nations Unies ont pris des mesures plus concrètes avec l'adoption du Protocole sur les changements climatiques, connu sous le nom de Protocole de Kyoto (UNFCCC, 1997), qui engageait les nations signataires à réduire leurs émissions de GES, entre 2008 et 2012, d'au moins 5% par rapport au niveau de 1990. Les pays ont également pris des engagements afin de compenser leurs émissions, avec notamment la création de puits de C. Cela peut se faire sur les terres forestières aménagées, s'il y a une accumulation de C au sein de l'écosystème forestier. Récemment lors de la conférence des parties 21, l'objectif adopté « pour la seconde moitié du siècle » est de parvenir à « un équilibre » entre les

émissions d'origine anthropique et leur absorption par des puits de C. En vertu de cette Convention, tout processus, activité ou mécanisme qui élimine un GES de l'atmosphère est considéré comme un « puits ». Pour ce faire, il faut déterminer les processus de comptabilisation du C. C'est une caractéristique du rapport « *land use, land-use change and forestry* » (LULUCF) (GIEC, 2003) qui y propose une procédure du calcul en y intégrant la réversibilité potentielle de la séquestration en émission et la non-permanence des stocks de C accumulés.

LULUCF donne les méthodes de calcul des variations entre émissions ou absorptions annuelles pour les terres forestières ayant pour vocation de rester forestières par la formule suivante : $\Delta CFF = (\Delta CFF_{bv} + \Delta CFF_{mom} + \Delta CFF_{sols})$; où ΔCFF représente le changement annuel des stocks de C ; ΔCFF_{bv} = dans la biomasse vivante ; ΔCFF_{mom} = dans la matière organique morte ; et ΔCFF_{sols} = dans les sols. Pour la biomasse vivante, les pertes incluent les abattages commerciaux laissant une fraction de biomasse transférée vers la matière organique morte, la récolte de bois de chauffage et les pertes naturelles (GIEC, 2003).

À partir de l'addition des variations aérienne et souterraine de la biomasse vivante et de la matière organique morte on obtient ainsi l'ensemble des réservoirs de stockage du C en milieu forestier. Selon ces variations, on peut alors estimer la quantité de C que la forêt stocke et émet.

Cependant une approche par système souligne les avantages des activités cherchant aussi à augmenter le stockage du C dans les produits ligneux récoltés ou augmenter les avantages liés à substituer le bois aux combustibles fossiles ou aux produits à plus fortes émissions (Lemprière *et al.*, 2013). Ainsi, une stratégie avec une meilleure utilisation du bois lors des récoltes fournirait la plus grande atténuation aux changements climatiques, par rapport aux autres stratégies, dans la plupart des endroits (Smith *et al.*, 2014). En revanche, même s'il y a une atténuation, une stratégie de maximisation du C dans les forêts par le biais d'une moins grande récolte

serait généralement inférieure à celle utilisant le bois (Smith *et al.*, 2014). Cela soutient la conclusion de Nabuurs *et al.* (2007), qui dit que « à long terme, une stratégie d'aménagement forestier durable visant à maintenir ou à accroître les stocks de C forestier, tout en produisant un rendement annuel en bois, en fibres ou en énergie provenant de la forêt, générera la plus grande atténuation ».

0.3. L'aménagement forestier durable au Québec

Les plans d'aménagement forestier intégré tactiques (PAFI-T) sont élaborés selon un cadre réglementaire rigoureux (MFFP, 2018). Dans ces PAFI-T, on trouve les traitements sylvicoles qui ont été identifiés en fonction des caractéristiques des peuplements, des sites et des zones de planification. Les traitements de récolte utilisés se regroupent en deux familles de coupes, soit les coupes de régénération (aussi appelé CT). Les CT récoltent la majorité (>60%) des arbres de valeur commerciale tandis que les CP prélèvent moins de 60% du couvert forestier. La fréquence de rotation des coupes est déterminée par le temps de retour aux conditions initiales (âge, diamètre moyen, volume ou surface terrière, etc.). Ces différents régimes sylvicoles ont donc un effet important sur les caractéristiques des peuplements en termes de composition et de structure, ce qui, en retour, va influencer la dynamique du C dans ceux-ci (Fahey *et al.*, 2009; Nunery et Keeton, 2010; Powers *et al.*, 2011).

Au Québec, la détermination des possibilités forestières constitue un acte de jugement professionnel du Forestier en chef qui repose sur « l'analyse des résultats du calcul en regard des incertitudes et des exigences d'aménagement durable des forêts » (Rheault, 2013a). Cet exercice doit tenir compte des objectifs définis par les lois et règlements (Rheault, 2013a).

Les possibilités annuelles de coupe allouées à l'industrie forestière doivent respecter le rendement soutenu. Celui-ci est une obligation inscrite dans la loi depuis 1987 (L.R.Q., F-4.1) et est en vigueur jusqu'en 2018 (car remplacé par la loi sur

l'aménagement durable du territoire forestier, A-18.1). Il implique, selon Rheault, (2013b), des conditions à respecter : « les volumes de bois récoltés aujourd'hui ne doivent pas entraîner une diminution de la possibilité de récolte future ; le niveau de récolte doit être stable dans le temps ». Ainsi, « le rendement soutenu est une mesure de gestion du risque visant à empêcher la surexploitation de la matière ligneuse et à assurer à l'industrie une stabilité dans l'approvisionnement en bois ». Ce concept permet ainsi, entre autres, de limiter les pertes de C qui pourraient être occasionnées par une réduction importante du boisement.

Le calcul de la possibilité forestière (CPF) intègre les connaissances les plus à jour sur l'état de la forêt, son évolution et les effets de son aménagement. La démarche et les outils qui guident le Forestier en chef sont contenus dans le « Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018 » (BFeC, 2013), qui détermine alors la possibilité forestière à rendement soutenu. La récolte de bois et la séquestration de C étant liées, la SAF qui déterminera les CPF devra définir quelles sont ses priorités (MFPP, 2015).

0.4. La simulation du carbone à l'échelle du paysage

0.4.1 LANDIS-II

LANDIS-II fait partie des plateformes de modélisation des paysages (Scheller et Mladenoff, 2004). Il en existe plusieurs basées sur trois critères écologiques : inclusion des interactions spatiales, les communautés statiques ou dynamiques, et l'inclusion des processus écosystémiques (Scheller et Mladenoff, 2007).

LANDIS-II fait partie des modèles qui incluent les interactions spatiales, les communautés dynamiques et les processus écosystémiques. Il permet aussi le paramétrage des données empiriques qui reflète les distributions historiques (He et Mladenoff, 1999).

LANDIS-II utilise des extensions (ou modules) afin de réaliser certaines analyses. Ces modules lui permettent notamment de simuler l'évolution de la forêt sous différentes gestions forestières en interaction avec le climat et les perturbations naturelles actuels, mais aussi futurs, dans un contexte de faibles ou de fortes émissions (Duveneck *et al.*, 2014). À l'aide de modules tels que *Forest Carbon Succession* (Dymond *et al.*, 2012), *Base Wind* (Mladenoff et He, 1999), *Base Fire* (He et Mladenoff, 1999) et *Base Harvest* (Gustafson *et al.*, 2000), il permet ainsi l'intégration de l'état de la forêt, les PN et les coupes forestières. C'est un modèle stochastique, car le régime de perturbations et la dispersion sont régis par des processus aléatoires dans le modèle.

0.4.2 Les modèles de bilan du carbone forestier

Plusieurs études utilisent des modèles pour évaluer le bilan du C dans l'environnement ainsi que son évolution dans le temps selon différents scénarios d'aménagement forestier, de changements climatiques, et/ou de perturbations naturelles. Ces modèles de la dynamique du C dans les forêts sont premièrement classés en deux catégories. Il y a ceux où la croissance des peuplements est représentée par les courbes de rendement empiriques tels CO2FIX (Maser *et al.*, 2003) ou CBM-CFS3 (Kurz *et al.*, 2009) et ceux où la croissance des peuplements est simulée via la représentation des processus biologiques de la croissance tels BIOME - BGC (Running et Gower, 1991), CENTURY (Metherall *et al.*, 1993) et *Biomass Succession* (Scheller et Mladenoff, 2004). Par la suite, les modèles se distinguent par les compartiments de l'écosystème représentés (la biomasse épigée, la biomasse hypogée, la nécromasse et le sol), l'inclusion ou non de l'effet des perturbations (coupes et perturbations naturelles) sur la dynamique de C et finalement, certains de ceux-ci peuvent inclure une rétroaction entre ces différents compartiments de C et la dynamique forestière (tel CENTURY et PNet Succession (Scheller *et al.*, 2011)).

Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) est le modèle qui est utilisé pour rendre compte du bilan du C des forêts aménagées du Canada (Kurz et Apps, 2006) lors des inventaires annuels de GES dans le cadre des déclarations nationales de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Ce modèle permet de représenter à la fois la dynamique de la forêt à l'échelle du peuplement et du paysage (Kurz *et al.*, 2009). Il permet notamment de calculer les différents réservoirs de C dans les écosystèmes forestiers tels que ceux provenant de la biomasse vivante (la tige, le feuillage et les racines) ou de la matière organique qui se trouve au sol. L'avantage qu'il procure vient du fait qu'il se colle à l'information habituellement nécessaire à la planification de la gestion forestière (*e.g.* inventaire forestier, courbes de croissance et de rendement, information sur les perturbations naturelles et anthropiques, ...), en plus de l'information provenant de bases de données de paramètres écologiques. Les équations provenant de Boudewyn *et al.* (2007) sont utilisées pour représenter la biomasse aérienne et les conversions entre la biomasse et le C (Kurz *et al.*, 2009). Au Canada, CBM-CFS3 a principalement été utilisé pour la forêt boréale (Hagemann *et al.*, 2010 ; Kurz *et al.*, 2013 ; Lemprière *et al.*, 2013 ; Shaw *et al.*, 2014), mais aussi quelques fois en forêt tempérée (Kurz *et al.*, 2008 ; Taylor *et al.*, 2008).

Les modèles spatialement et temporellement explicites comme LANDIS-II sont donc utiles pour quantifier les effets d'un certain nombre de régimes de gestion pour le même paysage forestier, car ils permettent de quantifier les changements dans les réservoirs de C selon la SAF adoptée. Comme il est possible avec LANDIS-II, et à partir du module *Forest Carbon Succession*, d'évaluer simultanément à l'échelle du paysage forestier l'application d'une SAF et ses interactions avec des scénarios de PN, cet outil est approprié pour explorer le potentiel de différentes SAF pour accentuer la fonction de séquestration du C et caractériser sa relation avec la production de bois.

En effet, *Forest Carbon Succession* v2.0 (ForCS) utilise les mêmes processus que *Biomass Succession* pour calculer comment les cohortes d'arbres se reproduisent, vieillissent et meurent (Dymond *et al.*, 2012). Le C s'accumule dans la biomasse épigée sur la base des données de productivité primaire. La croissance étant alors déterminée pour chaque cohorte d'espèces selon les équations décrites dans Scheller et Mladenoff (2004). Lorsque la mortalité d'une partie ou de la totalité d'un arbre survient, le C est transféré à la matière organique morte et au sol avec les fonctions de transferts entre les réservoirs de C implémentées dans CBM-CFS3. Au fur et à mesure que la décomposition se produit, le C est transféré entre la matière organique morte et les réservoirs du sol, pour finalement pénétrer dans le sous-sol à décomposition lente ou être volatilisé (Figure 0.2). Le feu et la récolte peuvent également causer des transferts ou des émissions provenant des bassins de matière organique morte. Cependant, il n'y a pas de rétroaction du sol forestier sur la capacité de croissance de la biomasse épigée. LANDIS-II peut aussi être couplé avec d'autres modèles tels que CENTURY (Scheller *et al.*, 2011) qui calcule l'évolution du C d'une manière différente. En effet, CBM-CFS3 a été initialement conçu pour le calcul du C en forêt mature, alors que CENTURY l'a été pour suivre l'évolution des nutriments des sols en agroécosystèmes (Parton *et al.*, 1988), les modèles ayant par la suite évolué pour devenir plus complets.

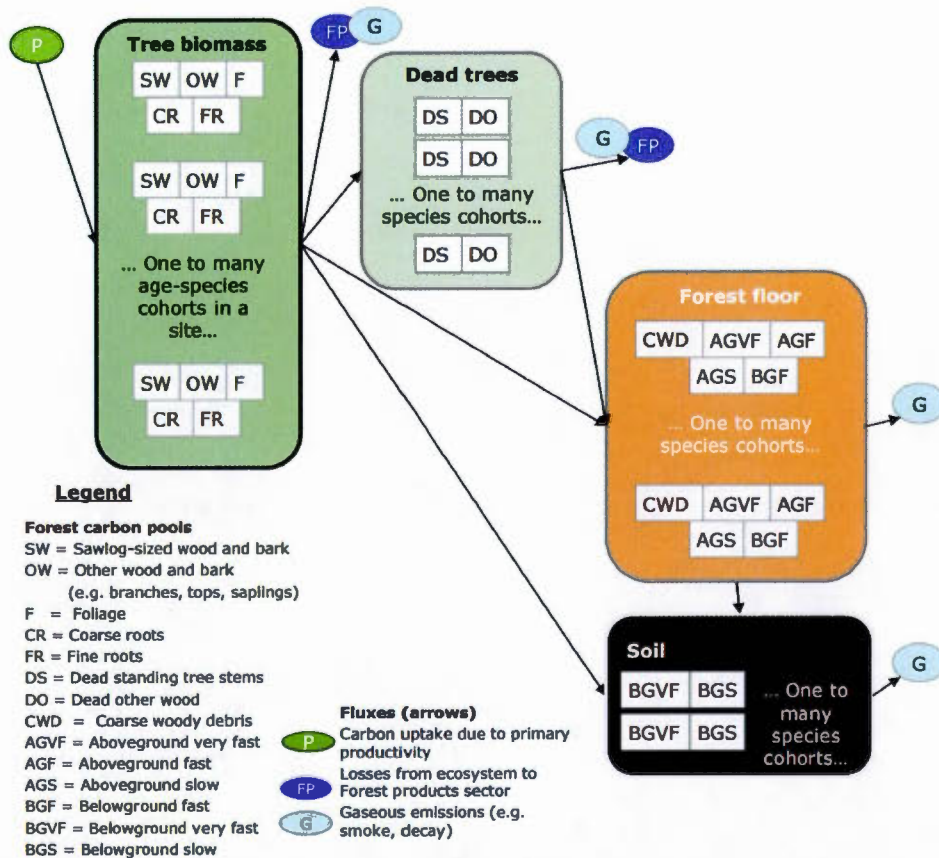


Figure 0.2. Représentation simplifiée des réservoirs et des flux de carbone présents dans *Forest Carbon Succession* (Dymond *et al.*, 2015).

0.5. Objectifs et hypothèses

0.5.1 Objectif

Le but de cette étude était de caractériser les relations entre la production de bois et la séquestration du C en forêt décidue tempérée à l'échelle du paysage, en considérant le régime de perturbations naturelles afin de guider les SAF.

Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques étaient de :

- Évaluer les effets de la proportion des régimes sylvicoles et le niveau des coupes forestières sur la séquestration du C en forêt tempérée.
- Évaluer l'effet de l'ajout des perturbations naturelles sur la relation entre une production de bois et la séquestration du C.

Il est souhaité que ces travaux puissent servir à guider les planificateurs forestiers dans le développement de leur SAF en facilitant l'évaluation de la fonction de séquestration du C pour un territoire donné dans le contexte où les services écosystémiques de régulation deviennent des éléments de plus en plus valorisés par les sociétés humaines.

0.5.2 Hypothèses

Nos premières hypothèses sont posées sans considération des PN.

H1 : Il existe une relation négative entre la production de bois et la séquestration du C.

La relation entre la production de bois et la séquestration de C s'exprime par le fait que l'augmentation de la production de bois entraîne une diminution de la biomasse épigée, et ainsi une moins grande séquestration de C (Thornley et Cannell, 2000 ; Nunery et Keeton, 2010).

H2 : La relation entre la production de bois et la séquestration du C dépend de la stratégie d'aménagement forestier.

Les stratégies d'aménagement forestier amènent à un changement significatif dans la relation entre la production de bois et la séquestration du C. Certaines d'entre elles

ont un impact plus important sur la séquestration de C que d'autres pour un niveau de récolte similaire. Cela s'expliquerait par le fait que la coupe totale a, sur le long terme, une productivité nette de l'écosystème (NEP) plus faible que la coupe partielle d'après Davis *et al.* (2009).

La prochaine hypothèse considère le rôle des PN et l'interaction avec la SAF dans la question de la séquestration du C.

H3 : L'ajout des PN change la relation entre la production du bois et la séquestration de C.

L'ajout des PN diminue la séquestration du C en volatilisant une partie des stocks et certaines SAF minimiseraient plus ou moins cette volatilisation (Thom et Seidl, 2016).

CHAPITRE I

DOES SILVICULTURAL REGIME MATTER ON THE RELATIONSHIPS BETWEEN TIMBER PRODUCTION AND CARBON SEQUESTRATION IN TEMPERATE DECIDUOUS FORESTS?

Authors

Romain Tregaro*¹, Frederik Doyon¹ and Osvaldo Valeria²

¹ Institut des sciences de la forêt tempérée (ISFORT), Université du Québec en Outaouais (UQO), 58 rue Principale, Ripon, QC, Canada, J0V 1V0

² Institut de recherche sur les forêts (IRF), Université du Québec en Abitibi Témiscamingue, 445 Boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X 5E4

* Corresponding author: romain.tregaro@gmail.com

Other emails (in order of appearance):

Frederik.Doyon@uqo.ca

Osvaldo.Valeria@uqat.ca

Abstract

Carbon sequestration by forests is part of the climate change mitigation strategy identified by the Intergovernmental Panel on Climate Change and promoted at the COP 21. Temperate deciduous forest ecosystems present a high potential for carbon sequestration. The purpose of this research was to characterize the relationship between timber production and C sequestration while considering jointly the effect of different forest management strategies and natural disturbances regime.

We used LANDIS-II parameterized for representing the dynamics of a managed sugar maple/yellow birch forest of 131 256 ha in southern forest management unit (FMU) 064-51 in Quebec. We used the Forest Carbon Succession extension to assess the effect of different forest management strategies by varying the proportion of silvicultural regimes (clearcuts vs partial cuts) as well as the harvesting level (50, 100 and 150% of allowable annual cut). A second round of simulation was then run with the addition of natural disturbances. We then tested the relationship between timber production and carbon sequestration according to silvicultural regime applied in the forest management strategies. Strategies using a greater proportion of partial cutting have a better gain in carbon sequestration and timber production, comparing to clearcuts. The difference between the two extremes silvicultural regimes (full partial cutting and full clearcutting) was more marked as timber production increases. The addition of the current natural disturbances regime, mostly dominated by unfrequent windthrow and fire did not significantly alter the observed relationship without disturbances and had a limited impact on carbon dynamics.

Keywords: Biomass, carbon sequestration, Forest Carbon Succession extension, forest management strategy, Harvest level, LANDIS-II, managed forest landscape, natural disturbances, Quebec, silvicultural regime, Temperate deciduous forest.

Résumé

La séquestration du carbone par les forêts fait partie de la stratégie d'atténuation des changements climatiques identifiée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et promue lors de la Conférence des Parties 21. Les écosystèmes forestiers de la zone tempérée du nord-est de l'Amérique du Nord présentent un potentiel élevé de séquestration du carbone. Le but de cette recherche était de caractériser la relation entre la production de bois et la séquestration du carbone tout en considérant conjointement les effets des différentes stratégies d'aménagement forestier et du régime de perturbations naturelles.

Nous avons utilisé LANDIS-II paramétré pour représenter la dynamique d'une forêt aménagée d'érable à sucre et de bouleau jaune de 131 256 ha dans le sud de l'unité d'aménagement forestier 064-51 au Québec. L'extension Forest Carbon Succession a été utilisée pour évaluer l'effet de différentes stratégies d'aménagement et cela en variant la proportion de régimes sylvicoles (coupes à blanc vs. coupes partielles) ainsi que le niveau de récolte. Une deuxième série de simulations a ensuite été effectuée avec l'ajout de perturbations naturelles. Nous avons ensuite testé la relation entre la production de bois et la séquestration du carbone selon le régime sylvicole appliqué dans les stratégies d'aménagement forestier. Les stratégies utilisant une plus grande proportion de coupes partielles ont un meilleur gain de séquestration de carbone et de production de bois, en comparaison avec les coupes totales. La différence entre les deux régimes sylvicoles extrêmes (coupe partielle complète et coupe à blanc complète) était plus marquée à mesure que la production de bois augmentait. L'ajout du régime de perturbations naturelles actuel, dominé principalement par le chablis et les feux, n'a pas modifié de façon significative la relation observée sans perturbations et a eu un impact limité sur la dynamique du carbone.

Mots clés : Biomasse, Forest Carbon Succession, forêt tempérée décidue, LANDIS II, niveau de récolte, paysage, perturbations naturelles, Québec, régime sylvicole, séquestration de carbone, stratégie d'aménagement forestier.

1.1. Introduction

Global warming is already having an impact on ecosystems that will continue over time (IPCC, 2014) as emissions of greenhouse gas (GHG) from anthropogenic sources are likely to keep increasing (Le Quéré *et al.*, 2017; NOAA, 2018). Carbon (C) sequestration by forests is part of the climate change mitigation strategy identified by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) and promoted at the COP 21. The capacity of forests to continuously absorb C released by human activities is an important ecosystem service and affects the rate of increase of atmospheric C (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Pacala *et al.*, 2007; de Groot *et al.*, 2010) and thus play an important role in the C cycle (Stinson *et al.*, 2011; Lemprière *et al.*, 2013). However, the C budget balance in a forest ecosystem will depend on several ecological conditions; some may release GHGs (*e.g.* decomposition of litter and humus, disturbance) and some others to its sequestration in the ecosystem (*e.g.* forest renewal and growth, accumulation of organic matter). The relative importance of these processes varies depending on several factors including forest composition, structure, age (Tyrrell *et al.*, 2012), that can be altered by forest management activities and disturbances (Fahey *et al.*, 2009; Nunery and Keeton, 2010; Powers *et al.*, 2011).

Several studies have shown that forest management influences the amount of C stored in the ecosystem (Kurz, 1998; Eriksson *et al.*, 2007; Jandl *et al.*, 2007; Birdsey and Pan, 2015). Timber harvesting affects the amount of C stored in forests, particularly by extracting aboveground biomass and impacting forest structure; as the harvest level (amount of wood extracted) increases, the global sequestration of C decreases (Thornley and Cannell, 2000). Although the conversion of unmanaged forests to managed forests generally leads to a decline in C stocks (Kurz, 1998; Seidl *et al.*, 2007; Nunery and Keeton, 2010) it has been shown that managed forests could remain a C sinks if forest management strategies specifically designed for C sequestration are implemented (Lal, 2005; Birdsey *et al.*, 2006; Nunery and Keeton,

2010). Forest management contribute to C sequestration if they ensure the maintenance of a large-scale production area or the increase the productivity either by afforestation of non-forested areas or by improving the growth and yield (Dixon *et al.*, 1994; Stinson and Freedman, 2000; IPCC, 2000; Boucher *et al.*, 2012). Forest management has a direct effect on landscape productivity by shortening the rotation in comparison with the usual stand “life” duration under the natural disturbance regime, as young stands tend to have a generally higher productivity rate (Pregitzer and Euskirchen, 2004). In addition, forest management can change the forest productivity by modifying the succession trajectories of the ecosystem (toward more productive tree species or ones that are more used for long-lived products), site productivity through fertilization or site preparation, and genetic selection of breeds (Noormets *et al.*, 2015).

Carbon sequestration is a complex ecological process involving several pools and different fluxes. In fact, in many forest ecosystems, a large part of the C is stored in pools other than the biomass dedicated to timber; leaves, branches, litter, coarse woody debris and soil (Litton and Raich, 2007). In the northeastern United States forest ecosystems, 61% of C is generally found in the soil, 8% in the forest floor and 29% in living trees (Birdsey and Heath, 1995). Therefore, although silvicultural regime can reduce C sequestration in living vegetation in the short term, they can increase C sequestration in other C pools, such as soils, in the long term (Colombo *et al.*, 2005; Scott *et al.*, 2004). According to Swanson (2009), forest management strategies significantly affect C sequestration by varying the silvicultural regimes (the proportion of the different silvicultural systems used to implement the forest management strategy) and the rotation length. Several studies have suggested that uneven-aged silvicultural systems using partial cutting allow the forest to sequester more C than even-aged silvicultural systems (Thornley and Cannell, 2000; Davis *et al.*, 2009; Harmon *et al.*, 2009; Nunery and Keeton, 2010). Uneven-aged silvicultural systems are showing, in the long term, greater net ecosystem productivity (NEP),

maintain more *in situ* growing stock biomass (Davis *et al.*, 2009), reduce site C emissions due to harvesting, and allow more C to accumulate in the soils depending on harvest methods (Johnson and Curtis, 2001).

Natural disturbances play also an important role in the C budget balance of a forested landscape. For example, in Canada, at the scale of the country, C emissions due to fires and insect disturbances can counterbalance the entire C sequestered by forests for many years (Kurz *et al.*, 2008a; Kurz *et al.*, 2008b; Stinson *et al.*, 2011). The type, the intensity, and the frequency of natural disturbance affect C dynamics (Carroll *et al.*, 2012). Instantaneously, a natural disturbance decreases C stocks in the ecosystem but their global long-term effects of disturbances may vary (Thom and Seidl, 2016). For example, forest fire results in the consumption of C stocks (De Groot *et al.*, 2009) rapidly followed by an increase of growth and productivity of the forest, and thus sequestration, while a windthrow will increase stock of dead organic matters rapidly and maintain site productivity. At the landscape scale, this rejuvenating effect modify the growing stock according to the disturbance return interval; the fire disturbance frequency directly influences the distribution of age classes in a territory, and therefore the total amount of C stored in forests (Pregitzer and Euskirchen, 2004). By altering the landscape, disturbances affect forest management in return (de Groot *et al.*, 2010), generating feedback mechanisms, shape the state of the forest, and regulate forest dynamics under disturbances regime. These mechanisms can generate non-linear and complex responses due to continuous changes in forest composition and stand structure that shape the forest landscape (Noormets *et al.*, 2015; Thom and Seidl, 2016). Hence, forest management strategies aiming at maximizing C sequestration must take into account the risks and uncertainties coming from natural disturbances (IPCC, 2001).

The goal of this study is to better understand the relationship between forest management strategies (silvicultural regime and harvest level) and C sequestration in temperate deciduous forests of Quebec. More specifically, the objectives of this study

were i) to determine the relationship between timber production and C sequestration, and ii) assess how this relationship varies when natural disturbances are considered.

We expected a negative relationship between timber production and C sequestration as increase in timber production leads to a decrease in the aboveground biomass, and thus a smaller sequestration of C (Thornley and Cannell, 2000; Nunery and Keeton, 2010). We also expected that greater use of uneven-age silvicultural systems in the forest management strategy would allow higher NEP and C sequestration (Davis *et al.*, 2009). Finally, we posited that the addition of the natural disturbances in accordance with its current regime would reduce the C sequestration by volatilizing some of the stocks but some forest management strategy would counterbalance this C loss (Thom and Seidl, 2016).

1.2. Materials and methods

1.2.1 Study area

The study area is located in the Upper Laurentians region (Quebec, Canada) in the southern part of the forest management unit, FMU 064-51 (Figure 1.1). We have limited our study area to the deciduous temperate forest zone of the FMU because 1) very few studies exist of that type of forest ecosystem in Canada, 2) the forest stand types included in that ecological zone can be managed under several different silvicultural systems which allows a wide array of forest management scenarios, and 3) temperate deciduous forest ecosystems present a high potential for C sequestration (Goodale *et al.*, 2002; Pan *et al.*, 2011). It covers an area of 158 928 ha, of which 131 256 ha is eligible for timber harvesting (Weber, 2014).

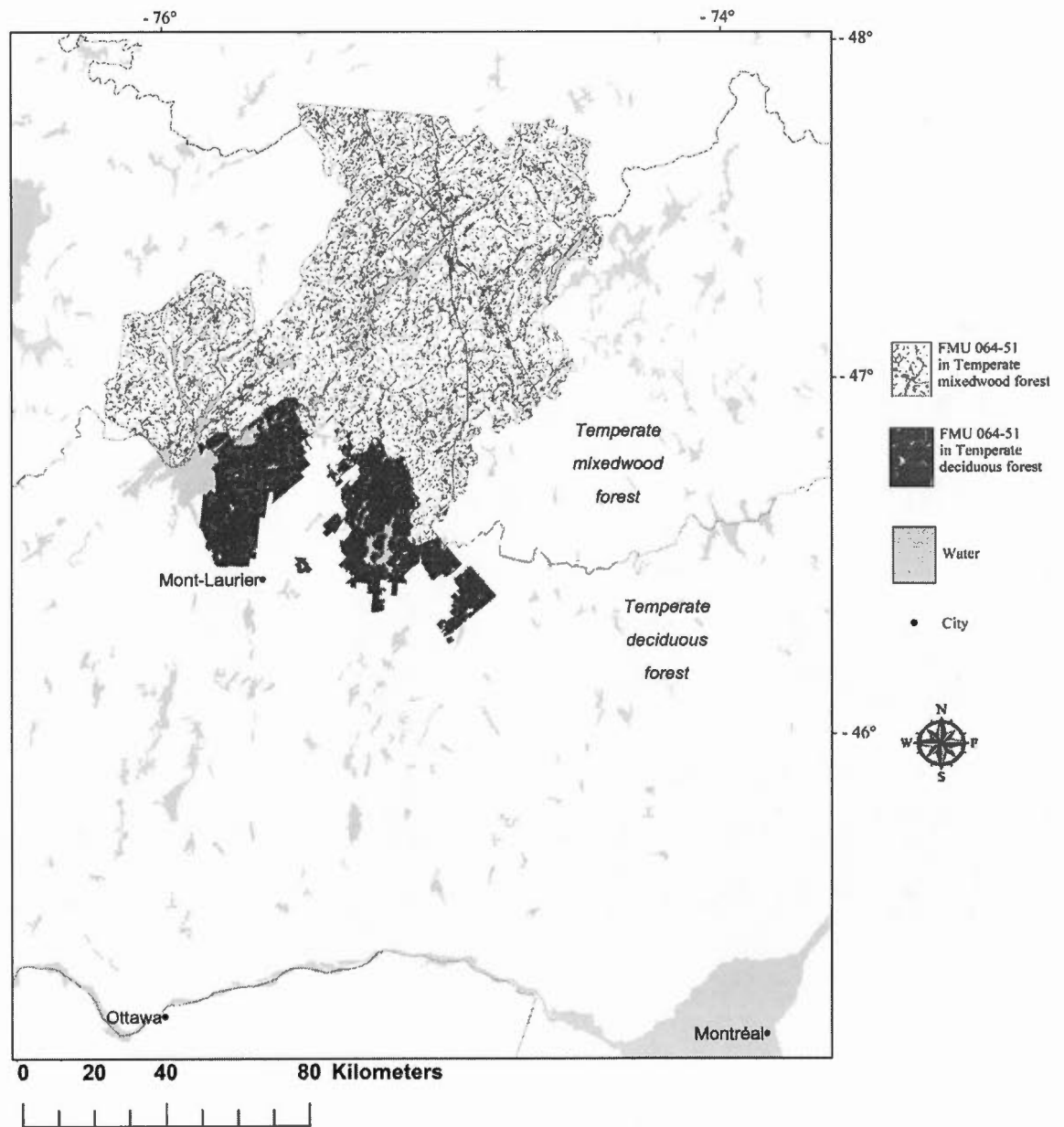


Figure 1.1 The study area was delineated by the southern portion of the Forest Management Unit 064-51 (black), in the temperate deciduous forest, north of Ottawa and Montréal, in Québec, Canada.

The bedrock is typical of the Canadian Shield, with metamorphic rocks covered by various types of surface deposits, mainly of glacial origin. Thick tills occupy depressions and deposition areas, whereas thin tills occupy hillsides. Rocky outcrops are located on high peaks or rugged terrain. Finally, in large valleys, there can be thick glaciofluvial deposits. Surface soils are humoferric podzol and dystric brunisol (IRDA, 2008). The mean annual temperature and precipitation are respectively between 0 and 5 °C and between 900 and 1100 mm (with 30% in the form of snow), while the duration of the growing season is between 160 and 180 days (Robitaille and Saucier, 1998). Forest composition is very heterogeneous in the landscape due to proximity to the transition between the temperate and boreal biomes. This landscape is part of the sugar maple-yellow birch ecological domain (Ministry of Natural Resources, 2002). On mesic sites, stands are hardwood-dominated and composed of sugar maple (*Acer saccharum* Marshall), yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britton), American beech (*Fagus grandifolia* Ehrhart) and red maple (*Acer rubrum* Linné). Softwood-dominated stands are restricted to resource-limited sites (cold, poor, or dry/wet sites) and are mostly composed of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill), black and white spruce (*Picea mariana* Mill and *P. glauca* Moench), and jack pine (*Pinus banksiana* Lamb). Otherwise, mixedwood stands are generally an assemblage of balsam fir, yellow birch and red maple, occupy mid-to low slope position, due to thermal inversion.

The forest is mostly mature: 10, 30 and 50-year-old classes occupy 21.8% of mainly mixed and softwood forests, while young uneven-aged (16.8%) and old uneven-aged (54%) are mainly hardwood (Table 1.1).

Table 1.1. Age class distribution by cover type of the study area.

Age class	Hardwood (%)	Mixedwood (%)	Softwood (%)	Total area (ha)
10	0.67	6.57	2.41	12 662
30	0.17	5.09	0.85	8 021
50	1.78	3.41	0.87	7 950
70	0.61	2.03	0.88	4 620
90	0.76	1.82	0.68	4 276
120	0.08	0.14	0.30	689
Young uneven-aged	11.68	5.04	0.10	22 087
Old uneven-aged	38.32	15.25	0.49	70 951
Total (%)	54.05	39.36	6.58	131 256

In this portion of the FMU, large catastrophic disturbances seldom occur (Weber, 2014). The forest renewal occurs mostly through the formation of canopy gaps (Canham, 1988). However, windstorms causing intermediate disturbances such as windthrows also contribute to forest regeneration. The mean disturbance return intervals are low with 3369 years for the fire and 2000 years for the windthrow disturbance regimes (Nolet *et al.*, 1999; Doyon and Bouffard, 2009). The area has been severely impacted by the spruce budworm outbreak that ended in the 1980s, but it does not seem vulnerable for years to come (Weber, 2014). Because the southern portion of the FMU does not support an important balsam fir component, we did not include this disturbance in the parametrization of the model.

1.2.2 The LANDIS-II model

We used the model LANDIS-II (Version 6.2, Scheller and Mladenoff, 2004) coupled with the Forest Carbon Succession extension (ForCS V2.0, Dymond *et al.*, 2012) to simulate the landscape C dynamics under different forest management scenarios with or without the actual natural disturbance regime.

LANDIS-II is a landscape modeling platform which is intended for the simulation of landscape dynamics, including stand succession, disturbances (including fire, wind, and harvesting), and seed dispersal (He and Mladenoff, 1999; Gustafson *et al.*, 2000; Scheller and Mladenoff, 2004; Scheller and Domingo, 2005). The LANDIS-II model is very well suited to assess simultaneously the effects, on a large scale (Mladenoff *et al.*, 1996), of forest management strategies and disturbance regimes on C sequestration as it includes the most likely interactions between forest dynamics, biomass production and natural disturbances into a single platform (Duveneck *et al.*, 2014).

LANDIS-II parameterization

Initial forest community map

The landscape heterogeneity was represented using a resolution of 1 ha. Forest communities were defined using the tree information in the sample plots. We randomly assigned to each pixel of 1 ha a sample plot that associated to that specific forest inventory stratum that overlaps the forest inventory map polygon (MFFP, 2016). Then, an age class was assigned to each tree in the forest stratum according to its diameters at breast height (dbh) using a dbh-age relationship (Pothier and Savard, 1998). The forest community of that pixel was finally represented by a list of presence or absence of age cohorts for each species. Rare species were grouped with more frequent species according to their similarity of autecological characteristics (see Supp. Table 1).

Ecoregions

Ecoregions were built by assigning one the 15 land types from Boulanger *et al.* (2016) to each ecological site from the ecological classification in the forest inventory map (Ministry of Natural Resource, 2002). To do so, the dominant land type was assigned if χ^2 expectation was significant (Rao and Scott, 1984). When no

significant correspondence was observed between an ecological site and a land type, the similarity between climatic and soil attributes (available water content; total mineral nitrogen and available pH from Boulanger *et al.* (2016)) was used to assign the most probable correspondence.

Tree species-specific parameters

We used the species-specific values from Boulanger *et al.* (2016), which cover 15 of the 32 species that we had for our model. For the other species, we assigned values according to their autecology attributes (Burns and Honkala 1990; Humbert *et al.* 2005) (Supp. Table 1).

For each species, the likelihood of species establishment, the maximum biomass, and the maximum aboveground net primary productivity (ANPPmax) were taken from Boulanger *et al.* (2016). For the 17 tree species not represented in Boulanger *et al.* (2016), we attributed the data of a tree species with the most similar autecology based on expert knowledge (Supp. Table 1). The aggregation of these species is not expected to affect our results, as they are relatively infrequent in the landscape and scarce when present.

Disturbance parameters (Harvest, Fire, Wind)

The Base Harvest extension was used to simulate the effect of forest management strategies on forest landscape dynamics (Gustafson *et al.* 2000). Harvesting was parameterized to reproduce clearcutting (even-aged silvicultural system) and irregular shelterwood (uneven-aged silvicultural system) hereafter named partial cutting (Raymond *et al.*, 2009). These two silvicultural regimes are the most common ones for managing the main stand types in the study area. The baseline harvest level (100%) was deducted from the current annual allowable cut (AAC) in the forest management plan ($189\,458\text{ m}^3\text{ yr}^{-1}$) (Table 1.2) for the whole FMU 064-51.

Table 1.2. Forested areas, allowable timber harvest volume ($\text{m}^3 \text{ yr}^{-1}$) and actual percentage of silvicultural regimes use to manage the main tree species group within the study area.

Species production group	Productive area (ha)	Annual allowable timber harvest volume ($\text{m}^3 \text{ yr}^{-1}$)	Silvicultural regime Clearcutting/Partial Cutting (%)
Poplar with softwood	12 600	2 687	100/0
White birch with softwood	22 308	53 418	98/2
Tolerant hardwood	60 405	60 285	4/96
Softwood dominated mixedwoods	4 646	7 356	98/2
White birch	17 877	46 388	100/0
Other	13 420	19 324	
Total	131 256	189 458	59308/58528* ha

* Refers to total area by silvicultural regime

Weber (2014) reported that the AAC 2013-2018 is $1\,402\,970 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ for 796 980 ha of productive forest area. Hence forest productivity for the whole FMU is estimated at $1.76 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Of the main five production groups of tree species (Table 1.2) in

the southern part of the FMU (covering 89% of the 131 256 ha productive land base for timber harvesting) forest productivity could therefore be estimated at about $1.44 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Productive forest lands exclude conservation areas such as white-tailed deer wintering areas, ecological reserves, exceptional ecosystem forest and private land.

In our simulation, clearcutting was set to all cohorts over 11 years of age. The priority of harvesting ranking rule selects a stand to be cut according to the highest average age. It assumes that older stands support more biomass. The minimum time since the last harvest for a stand to be clearcut again was set to 45 years (to be able to reach a higher total harvested volume), which is lower than the actual harvest eligibility age (65-70 years) but this choice was made to allow reaching the 150% AAC harvest level. Partial cutting, selected one of three cohorts based on age; from the youngest (>61 years) to the oldest and on the economic interest for the species present (see Supp. Table 1 for economic species). The minimum time since the last harvest was set to 20 years for PC regime.

Natural disturbances

We set the mean disturbance return intervals of 3369 years and 2000 years for the fire and the windthrow disturbance regimes respectively based on Nolet *et al.* (1999) and Doyon and Bouffard (2009). Other parameters for the disturbance regime (size distribution, intensity) are presented in Supp. Table 2 for Base Wind extension and in Supp. Table 3 for the Base Fire extension.

1.2.3 The Forest Carbon Succession extension (ForCS)

The forest dynamics in ForCS (V2.0, Dymond *et al.*, 2012) is represented by the same forest stand processes as in Biomass Succession extension (Scheller et Mladenoff 2004) but in addition computes C (fluxes and pools) as deployed in the

Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) (Kurz *et al.*, 2009). ForCS allowed to track C in each pool for each cohort of different species (Dymond *et al.*, 2012). ForCS provides outputs for three groups of carbon pools: 1) aboveground biomass (ABio) (live woody material and leaves); 2) belowground biomass (BBio) (live fine and coarse roots); 3) total dead organic matter (TotalDOM) (woody decaying pools and humified organic matter in the mineral soil). ForCS also reports transfers between these pools as well as global C fluxes (turnover, net growth, net primary production (NPP), heterotrophic respiration (Rh), net ecosystem productivity (NEP= NPP minus Rh), losses from the ecosystem due to disturbances (including logging operations), net biome productivity (NBP=NEP minus losses due to disturbances), and C emissions from decay or combustion (Dymond *et al.*, 2015). Additionally, it also reports C transferred to the forest product sector (FPS) which corresponds to the C locked into merchantable wood that is exported out of the forest.

Carbon dynamics parameters

For representing the local C dynamics parameters, we have covered the literature to get the most suitable values for the temperate forest for setting the initial C pools, turnover and transfer rates. Parameters for C fluxes (decay rates and transfers between pools) were taken from Kurz *et al.* (2009) as implemented in CBM CFS3 model. For turnovers, we used the values found in Li *et al.* (2003). For the proportion of roots, which varies proportionally with the amount of aboveground biomass, we used the three values of temperate broadleaf forest found in Mokany *et al.* (2006). The reader interested in the complete picture of the values we used for this work can refer to the Figure 1 in the Supplementary Material.

1.2.4 Simulation design

The simulations were carried out for 150 years, a horizon that allows at least the equivalent of one even-aged stand rotation. The simulation time step for ForCS

extension was annual, while it was 5 years for the Base Harvest extension and 10 years for the extensions generating natural disturbances (Wind and Fire extensions). To reduce the variability that could be induced by stochasticity in the model, we used exactly the same seed for the random number generator for all scenarios we compared (see Scheller and Domingo, 2014). Although LANDIS-II allows to introduce changes due to climate (as in Duveneck *et al.*, 2014), but we assumed a constant climate to exclude an additional source of variability in our modelling work.

Scenarios for forest management strategies were simulated by varying the silvicultural regime, characterised by the relative proportion of clearcut and partial cutting, and the sustained yield harvest level (hereafter named harvest level). The harvest levels varies between 50% and 150% of the actual AAC ($189\,458\text{ m}^3\text{ yr}^{-1}$) by 50% steps (50, 100, and 150%), and the silvicultural regimes varies by 25% steps, from 100% clearcut and 0% partial cutting to 0% clearcut and 100% partial cutting (Table 1.3). To make silvicultural regime comparable, it should be understood that the relative proportion is based on the volume harvested and not on the area. A no-cut scenario was also included for giving a reference on the C dynamics of this landscape without any forest management activities. A first round of these scenarios was simulated without natural disturbance, and then with it.

Table 1.3. Scenarios for testing the relationship between carbon sequestration and timber production.

Harvest level % of AAC	Proportion (%) of silvicultural regimes (clearcutting (CC)/ partial cutting (PC))				
	100CC/0PC	75CC/25PC	50CC/50PC	25CC/75PC	0CC/100PC
0	No Harvest				
50	100CC_50	75CC_50	50CC_50	25CC_50	0CC_50
100	100CC_100	75CC_100	50CC_100	25CC_100	0CC_100
150	100CC_150	75CC_150	50CC_150	25CC_150	0CC_150

1.2.5 Data analysis

We compiled the outputs obtained from the model and generate the following global pools and fluxes variables: aboveground biomass (ABio), belowground biomass (BBio), total dead organic matter (TotalDOM), and C to forest product sector (FPS). The C to FPS was used as a proxy of the timber production, which is usually expressed in volume rather than in C. By adding ABio, BBio and TotalDOM, we created a pool named BioDOM (biomass and dead organic matter). Fluxes monitored were NPP, NEP and NBP.

The relationships between the C pools (ABio, TotalDOM, BioDOM) and FPS were assessed according to the silvicultural regime, with and without inclusion of natural disturbances. Correlation analysis was first conducted between pools and fluxes variables, and the FPS to test for the strength of a monotonic relationship using the Spearman rank correlation because we did not have a normal distribution.

During this step, we detected a non-linear response for several variables and decided to use a generalized additive model (GAM) to evaluate the effect of timber production on C sequestration, by silvicultural regimes and natural disturbances. GAM can be applied in any setting where a linear or generalized linear model is used (Hastie and Tibshirani, 1990). The generalized additive model uses a function where some variables are unspecified (non-parametric). This function is estimated in a flexible manner using a scatterplot smoother which can reveal possible nonlinearities in the effect of this variable (Hastie and Tibshirani, 1990). To carry out the GAM analyses we used the "mgcv" package (Wood, 2017) on the R environment (R core team 2017). The degree of smoothing of the function is controlled using a penalized regression that is determined automatically using a generalized cross validation (GCV) method of the mgcv library (Wood, 2006). Because our dataset is composed of autocorrelated time series data, the default smoother thin plate regression splines were used to account for the temporal trends of our GAM model (Zuur *et al.*, 2009).

This GAM structure leads to the fact that time is significant but controlled. The GAM without natural disturbances tested was (Equation 1):

Equation 1

$$\text{Carbon pool variable} \sim s(\text{FPS}) + s(\text{FPS:Silvicultural regime}) + s(\text{FPS:Time}) + s(\text{Time:Silvicultural regime}) + (\text{Silvicultural regime}) + \text{tp}_s(\text{Time})$$

Where:

s = non linear spline fitting

tp_s = “thin plate” regression spline

With such a model, we were able to distinguish the trend of the relationship between the C pool variable and FPS, the silvicultural regime and time, by integrating their interactions. The resulting P values were based on Wald test (Wood 2017).

To test the additional effect of natural disturbances, a binary factor (Disturb) was added to the previous GAM to indicate whether the simulation was performed with or without natural disturbances (Equation 2). Furthermore, the interaction between this factor and FPS was added.

Equation 2

$$\text{Carbon pool variable} \sim s(\text{FPS}) + s(\text{FPS:Silvicultural regime}) + s(\text{FPS:Time}) + s(\text{Time:Silvicultural regime}) + (\text{Silvicultural regime}) + \text{tp}_s(\text{Time}) + s(\text{FPS:Disturb}) + (\text{Disturb}).$$

Where:

s = non linear spline fitting

tp_s = “thin plate” regression spline

The model was selected by examining the generalised cross-validation score (GCV) and then verifying the residuals for heteroscedasticity to validate the quality of the model (Wood, 2006).

1.3. Results

1.3.1 Relationship between timber production and carbon sequestration without natural disturbances

When we combined the outputs from all the scenarios without natural disturbances, we observed a significant negative correlation between ABio and FPS (Table 1.4). Conversely, TotalDOM was strongly positively related with FPS. Since the BBio pool is a proportion of ABio, and there was no drastic difference in this ratio among the species, at the landscape scale, its relationship with FPS is very similar to the one with ABio. Therefore, we will not present other results for that pool hereafter. NPP had a strong positive correlation with FPS, while for NBP, it was negative.

Table 1.4. Spearman correlations and P values of different pools and fluxes variables with timber production (C to forest product sector).

Variables	rSpearman	P value
ABio	-0.354	<0.001
BBio	-0.332	<0.001
TotalDOM	0.433	<0.001
BioDOM	0.219	<0.001
NBP	-0.617	<0.001
NEP	0.179	<0.005
NPP	0.624	<0.001

As simulation time goes, we observed an increase in aboveground biomass until the end of the simulation when then it began to stabilize (Figure 1.2a). This result suggests that the initial landscape was understocked in C when the simulations are initiated. This seems consistent with the fact that initial stand age structure of the study area is largely composed of younger stands < 50 years old (Table 1.1).

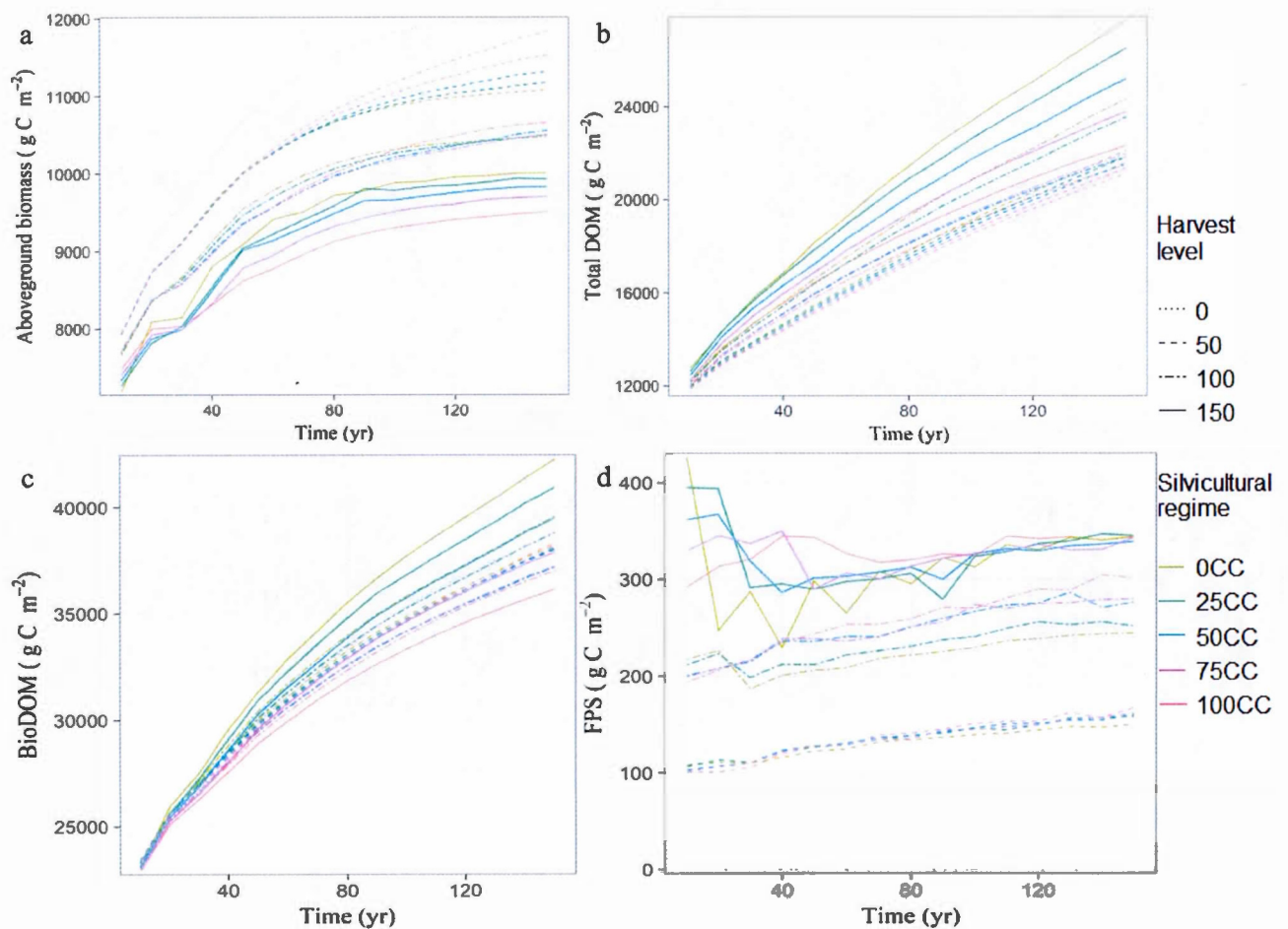


Figure 1.2. Changes along the simulation horizon of a) total aboveground biomass (ABio); b) total dead organic matter (TotalDOM); c) biomass and dead organic

matter (BioDOM) and d) forest product sector (FPS) (g C m^{-2}) in the study area according to harvest level (as a % of the actual annual allowable cut level, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by year.

Aboveground biomass (ABio) started around 7700 g C m^{-2} and reached the maximum near the end of the simulation (150 years). A maximum value of ABio of $12\,000 \text{ g C m}^{-2}$ was obtained with the No Harvest scenario when no disturbance occurs (0CC0-NoDisturb). That maximum ABio decreases as harvest level increases, lowering successively from $12\,000 \text{ g C m}^{-2}$ from the No Harvest scenario, to $11\,500 \text{ g C m}^{-2}$, $10\,400 \text{ g C m}^{-2}$ and 9600 g C m^{-2} for the 50% AAC, 100% AAC and 150% AAC scenarios respectively (Figure 1.2a). Total DOM increased constantly for all scenarios along the simulation horizon (Figure 1.2b). We also observed, as it was indicated previously by the correlation, that C sequestration increased more rapidly over time, under the scenario with the highest harvest level (Figure 1.2b). As TotalDOM was approximately twice as important as the two biomass pools combined (above and belowground biomass), the temporal dynamics of TotalDOM drove the overall C sequestration (BioDOM), and grew exponentially over time (Figure 1.2c).

As expected, FPS depends mainly on the harvest level (Figure 1.2d). In general, we observed an almost linear relation between the harvest level and the average C transfer to the forest products sector (with a change of about 50 g C m^{-2} for every change in 25% of the AAC). The FPS also slightly increased with the simulation time : the higher the harvest level, the more the FPS trajectory along the simulation differs between silvicultural regimes. This effect happens because FPS is dependent on the growing stock (ABio) that meets the conditions to be harvested. As the landscape was starting understocked, FPS increases with time as the growing stock increases.

1.3.2 Effect of silvicultural regimes

As the harvest level increases, the effect of the silvicultural regime on ABio change and get reversed (Figure 1.2a; Figure 1.6). At a low harvest levels, ABio reaches its highest level under 100CC (more or less $11\,100\text{ g C m}^{-2}$ against $10\,900\text{ g C m}^{-2}$ for 0CC), while at the highest harvest level, it is the scenario with 100% partial cutting (0CC) that allows the highest ABio (more or less $9\,900\text{ g C m}^{-2}$ against 9250 g C m^{-2} for 100CC).

TotalDOM shows, regardless of the harvest level, a higher level of C sequestration with partial cutting (Figure 1.2b). This difference in the silvicultural regime is getting more important as harvest level increases. Indeed, there is very little difference in silvicultural regimes for TotalDOM and almost none in BioDOM at 50% AAC harvest level. Because TotalDOM dominates total C sequestration (BioDOM), we observed higher C sequestration when partial cutting scenario dominates (Figure 1.2c).

Most of the scenarios can sequester more C than the No Harvest scenario (Figure 1.3). The scenario that sequesters the most C ($43\,600\text{ g C m}^{-2}$ BioDOM and FPS together) at the end of the simulation was the highest harvest level with 100% partial cutting (0CC150). This scenario can sequester 9% more C than the No Harvest scenario ($38\,650\text{ g C m}^{-2}$) after 150 years of simulation. The 75CC100 scenario, which is the closest one to the current applied forest management strategy, allows to sequester $37\,212\text{ g C m}^{-2}$, which is the thirteenth best scenario in the absence of simulated disturbances out of the 16 tested.

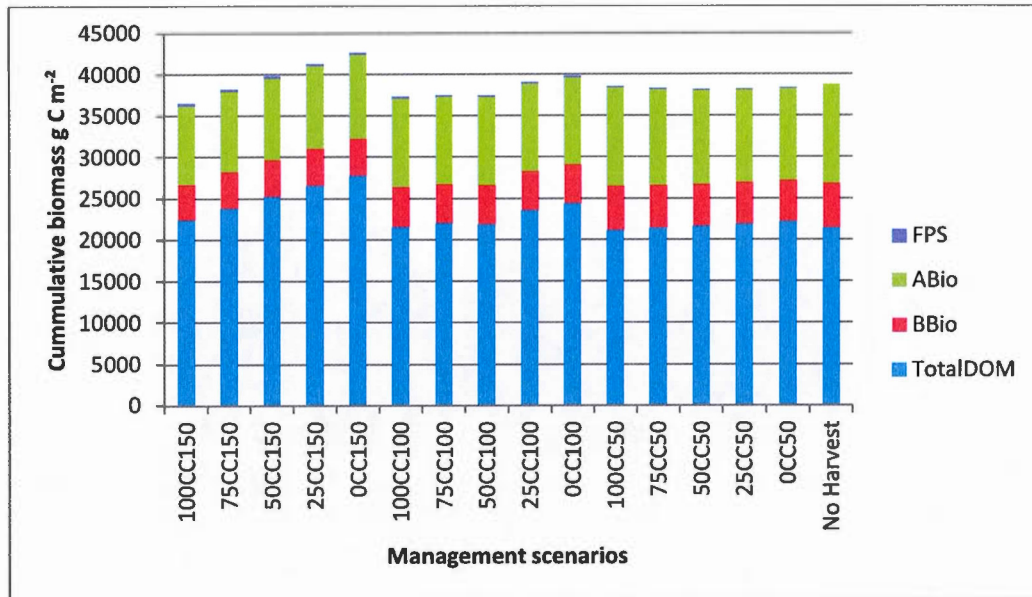


Figure 1.3. Carbon stocks (g C m⁻²) in the different pools (FPS: forest product sector, ABio: aboveground biomass, BBio: belowground biomass, Total DOM : total dead organic matter) at the end of the simulation (150 years) for the different forest management scenarios (defined by the percentage of clear cut (CC) and the percentage of annual allowable cut) simulated without the natural disturbance regime.

1.3.3 Carbon fluxes

As the harvest level increases, global productivity (NPP) is stimulated (Figure 1.4). When the proportion of partial cutting increases, higher values of NPP are observed even at higher harvest levels. Respiration increases also with greater productivity. However, the proportion that respiration takes over productivity increases as the proportion of clearcutting increases. This results into a lower gain in productivity *in situ* when compared to partial cutting; as the harvest level increases from 50% to 150% of AAC, *in situ* productivity increases by 237% for the 0CC scenario while it decreases by 243% for the 100CC silvicultural regime. Respiration monopolizes in

general 92% of the productivity, while FPS represents only 4% of the global productivity.

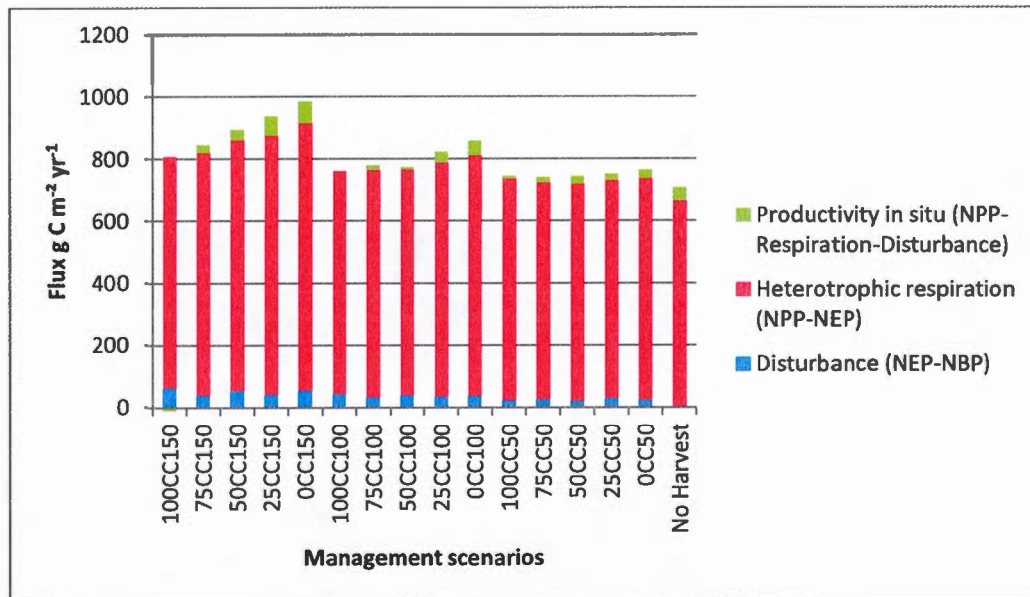


Figure 1.4. Fluxes ($\text{g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) of productivity in situ, heterotrophic respiration and disturbance by forest management scenarios (defined by the percentage of clear cut (CC) and the percentage of annual allowable cut) for the last 100 years of simulation (yrs 50 to 150).

1.3.4 GAM models

Aboveground biomass

The ABio GAM model without disturbance shows an estimate of $10\,194 \text{ g C m}^{-2}$ ($\pm 27 \text{ g C m}^{-2}$) for the silvicultural regime 100CC. There is a difference of 147 g C m^{-2} (1.4%) with that of 0CC. The addition of natural disturbances only makes a difference of 1.8% in less for the silvicultural regime 100CC (Table 1.5). Our

estimated degrees of freedom (EDF) are mostly close to 8 or higher, which justify the need to use a GAM for representing non-linear response. Only FPS seems linear (EDF close to 1), but its interactions are non-linear. Silvicultural regimes are significant but the FPS is not, whereas its interactions with silvicultural regimes are significant for most of them. Time and its interactions with other variables (silvicultural regimes, FPS and disturbance) are significant all the simulation period in the four GAM (Table 1.5). Thus, to explain the variation of ABio, silvicultural regimes and disturbances are important, in contrast to FPS. However, silvicultural regimes fluctuate more with time and FPS because of their interaction, which is not the case of disturbance.

We note that the distribution of the data is strongly marked by time distributed into four scatterplot sets corresponding to the four harvest levels (Figure 1.5). We can also observe a reversal of the pattern of the aboveground biomass with increasing harvest level among the silvicultural regime scenario (Figure 1.6). At the maximum values of FPS, we observe a 6.5% difference between the two limit cases of silvicultural regimes (approximately 9200 g C m² and 9800 g C m² for 100CC and 0CC respectively). At low FPS values, ABio is higher under clearcutting, but as FPS values increases, and especially close to the 150% of AAC, partial cutting achieves highest ABio values.

Table 1.5. Parametric coefficient ; the estimated degree of freedom (EDF) and P value ; and the generalised cross-validation score (GCV) of the different terms of the ABio and BioDOM GAM models (with and without natural disturbances). Silvicultural regime defined by the percentage of clear cut (CC), FPS for forest product sector, ABio for aboveground biomass and BioDOM for biomass and dead organic matter.

	No Disturbance		With Disturbance	
	ABio	BioDOM	ABio	BioDOM
Estimate (g C m ⁻²)				
Silvicultural regime 100CC	10194	31978	10006	31832
Silvicultural regime 0CC	10047	33277	9942	33217
No Disturbance	N.A	N.A	10098	31885
Standard error (g C m ⁻²)				
Silvicultural regime 100CC	27	76	15	48
Silvicultural regime 0CC	29	82	17	54
Disturbance	N.A	N.A	6	15
Pr(> t)				
Silvicultural regime 100CC	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Silvicultural regime 0CC	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Disturbance	N.A	N.A	<0.001	<0.001
EDF				
FPS	0.8	1.7	0.7	0.6
FPS * Silvicultural regime 100CC	8.5	8.5	5.4	8.7
FPS * Silvicultural regime 0CC	8.5	4.7	8.7	7.1
FPS * Time	27	27	27	26.9
Time	8.8	8.3	8.8	8.8
FPS * Disturbance	N.A	N.A	0.6	8.2
P value				
FPS	0.3	0.4	<0.001	0.3
FPS * Silvicultural regime 100CC	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
FPS * Silvicultural regime 0CC	<0.001	0.7	<0.001	<0.001
FPS * Time	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Time	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
FPS * Disturbance	N.A	N.A	<0.001	<0.001
GCV	3952	33975	6313	41456

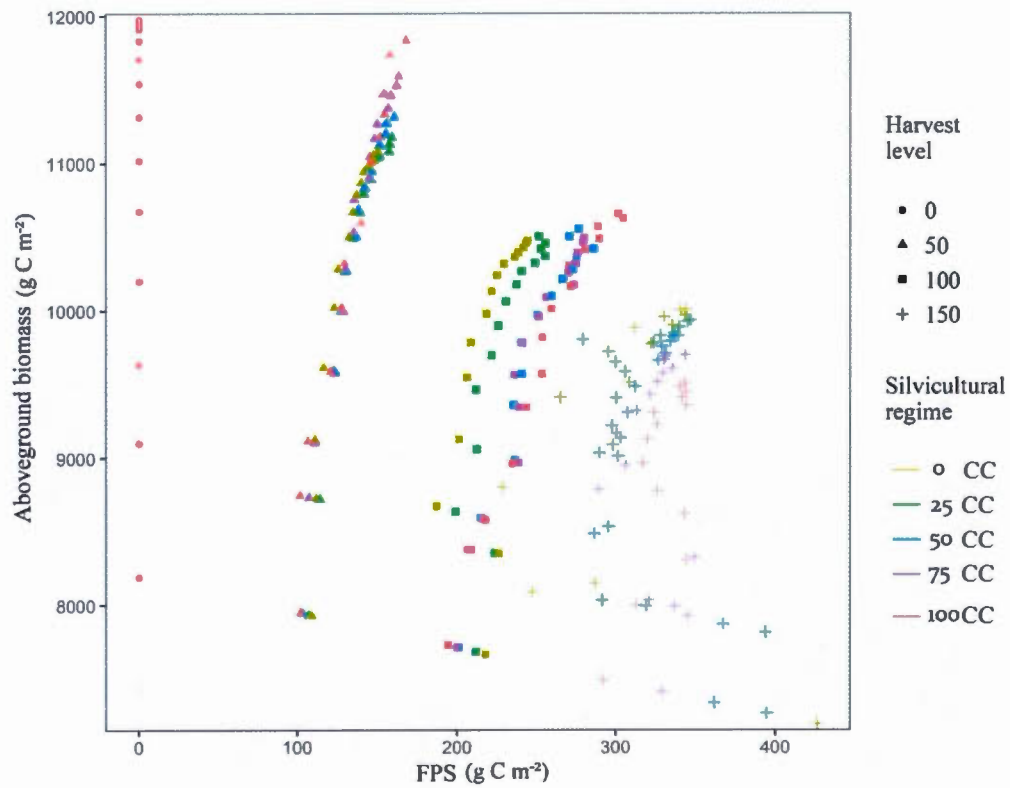


Figure 1.5. Aboveground biomass (g C m^{-2}) in the study area according to harvest levels (as a % of the actual annual allowable cut, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS) (g C m^{-2}).

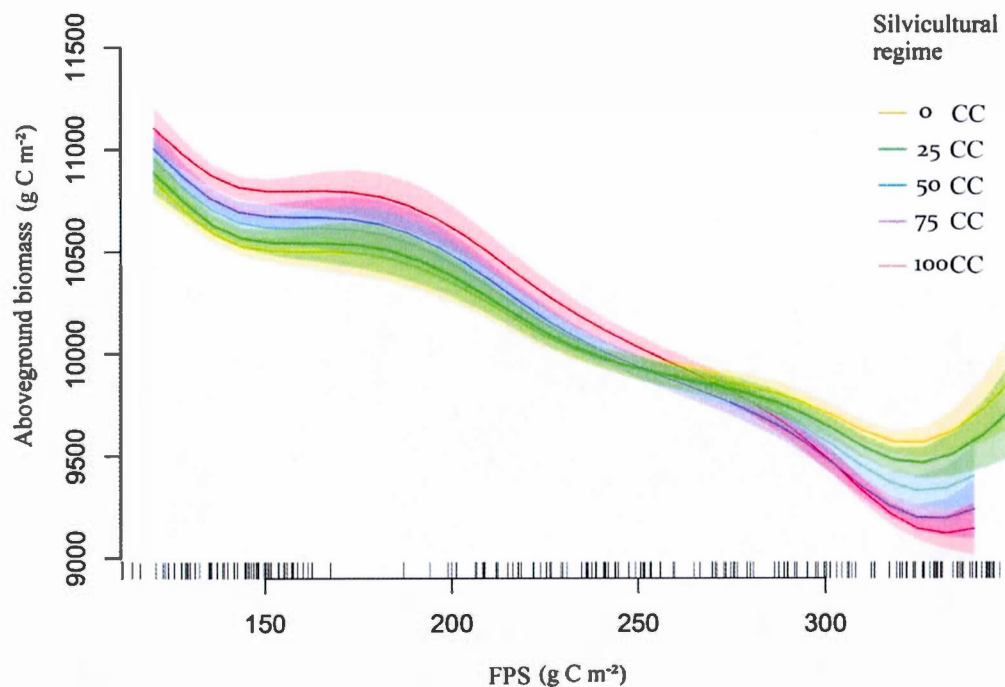


Figure 1.6. Aboveground biomass (g C m^{-2}) in the study area according the silvicultural regimes (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS)(g C m^{-2}). Ticks on the forest product sector axis indicate the frequency of observations along that gradient in the dataset.

BioDOM

The BioDOM GAM without disturbance shows an estimate of $31\,978 \text{ g C m}^{-2}$ ($\pm 76 \text{ g C m}^{-2}$) for the silvicultural regime 100CC, there is a difference of $1\,299 \text{ g C m}^{-2}$ (ie 3.9%) with that of 0CC. The addition of natural disturbances makes a small difference of 0.45% for the silvicultural regime 100CC (Table 1.5). The effect of the variables and their significance are similar to those of the ABio GAM (Table 1.5).

Silvicultural regimes seem to be the most important variable to explain the variation of BioDOM, according to time and FPS. C sequestration differences under the silvicultural regimes are higher when the FPS increases (Figure 1.7, Figure 1.8). A variation of 14% in the BioDOM was observed between the two limit cases of silvicultural regime for the maximum values in FPS (approximately 32 000 g C m⁻² and 36 500 g C m⁻² for CC and PC respectively) (Figure 1.8). Silvicultural regimes dominated by clearcutting show a decreasing trend of C sequestration, while C sequestration in predominantly partial-cut areas increases with FPS.

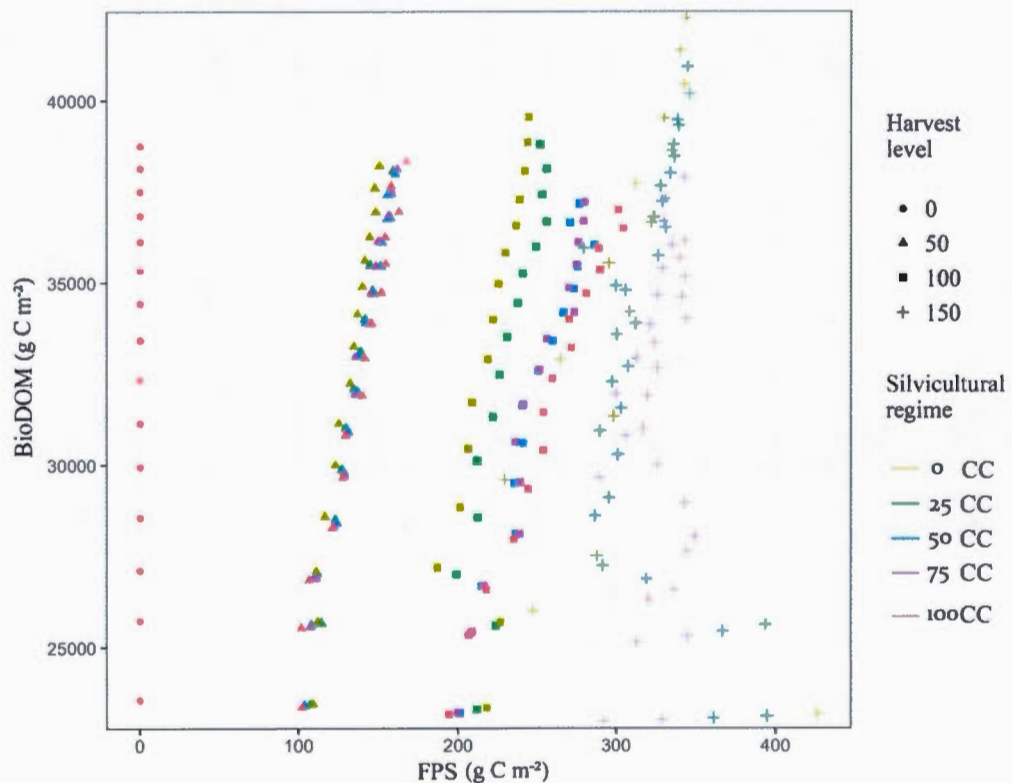


Figure 1.7. Biomass and dead organic matter (BioDOM)(g C m⁻²) in the study area according to harvest levels (as a % of the actual annual allowable cut level, 0%, 50%, 100%, 150%) and the silvicultural regime (as the proportion of clearcutting vs. partial

cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (g C m⁻²).

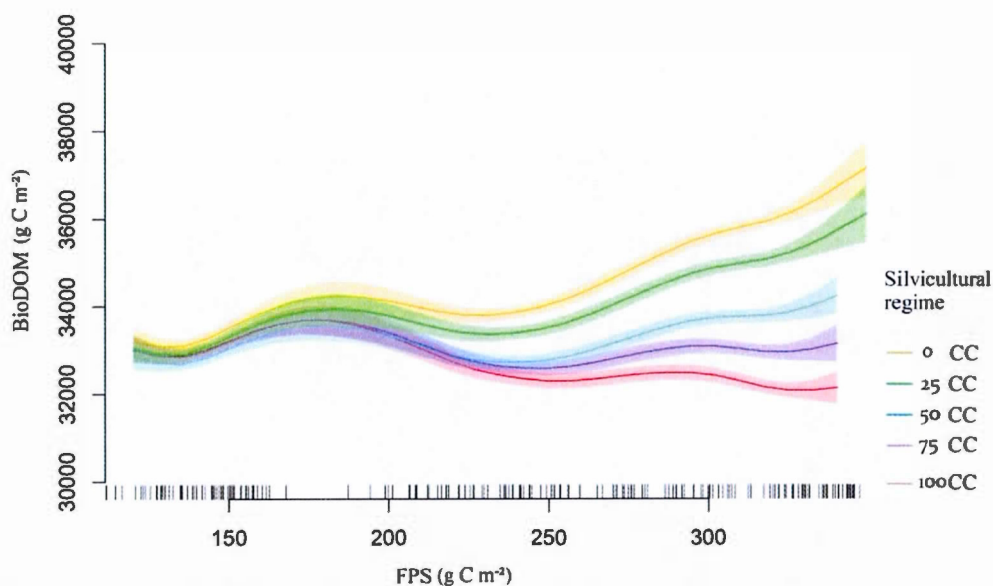


Figure 1.8. Biomass and dead organic matter (g C m⁻²) in the study area according to the silvicultural regimes (as the proportion of clearcutting vs. partial cutting (named according to the % of clear cutting 0CC=0%, 25CC=25%, 50CC=50%, 75CC=75%, 100CC=100%)) by forest product sector (FPS)(g C m⁻²). Ticks on the forest product sector axis indicate the frequency of observations along that gradient in the dataset.

1.3.5 Adding the effect of natural disturbances

ABio and BioDOM values following scenarios under natural disturbances are lower than their observed without disturbances (Table 1.5). The disturbances interaction with FPS is also significant ($P < 0.001$), which means that disturbances have an impact on timber production. Disturbances generally reduce the ability of the landscape to sequester C by 0.36% (mean difference for all scenarios with and

without disturbance). We will not present more results on the differences of the scenarios including the natural disturbances because these differences are negligible for the set of data.

1.4. Discussion

The model and its parametrization allowed us to represent the dynamics of C of the study area under different forest management strategies. The values obtained seem to correspond to those of other studies, and our results were for the most part in the range with what has been already presented in the existing literature. In terms of C stocks in the different pools, our results are showing consistency with those obtained by Kurz *et al.* (1999), which gives C stocks estimated using CBM CFS2 model for temperate forests in Canada, and with the empirical values for the Hubbard Brook Experimental Forest in New Hampshire (Fahey *et al.* 2005) (Table 1.6).

Table 1.6. Comparison of different C pools (g C m^{-2}) estimated with the GAM model (with disturbance for 100CC (100% of clearcutting)) and Kurz *et al.* (1999) and Fahey *et al.* (2005).

Pools	This study	Kurz <i>et al.</i> (1999)	Fahey <i>et al.</i> (2005)
ABio	10006	12490	9495
BBio	4501	2500	2511
TotalDOM	17325	18990	17606
BioDOM	31832	33980	29612

The only pool that seems to be different is the belowground biomass which is higher than the one of these studies. This is probably due to the root shoot ratio, which was

about 20% for Kurz *et al.* (1999) whereas it is more of the order of 25% in our study based on Mokany *et al.* (2006). TotalDOM value we estimated was a little lower than expected with an estimate of 17 325 g C m⁻². The total C (Biomass and DOM) sequestrated we estimated (31 832 g C m⁻²) is very close to the one estimated by Kurz *et al.* (1999) for temperate forests (33 980 g C m⁻²). Carbon pools start at about 7 000 g C m⁻² and 22 000 g C m⁻² for the ABio and BioDOM respectively (Figure 1.2). These starting values are quite below the values in the literature and are probably due to the understocking of the growing stock in the landscape. At the end of the simulation we have a variation ranging from 9 500 g C m⁻² to 12 000 g C m⁻² for the ABio and from 36 000 g C m⁻² to 42 000 g C m⁻² for the BioDOM (Figure 1.3). BioDOM results shows higher values compare to other studies; this could be explained by TotalDOM which sequesters more C than could be expected.

1.4.1 Relationship between FPS and C sequestration

Forest management strategy has an effect on the relationship between C sequestration and timber production but this relationship change according to the silvicultural regimes applied. Indeed, we found FPS alone not significant, but its interactions with the silvicultural regime is highly significant. As the harvest level increases, C sequestration diminishes for the scenario dominated by clearcutting silviculture while it increases with the ones dominated by partial cutting. These results are nuancing results from other studies that show that increasing the harvest level leads to C sequestration loss for the total ecosystems (Harmon and Marks, 2002; Powers *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2014). But these studies dot not include multiple silvicultural regimes or all the C pools (among all those in TotalDOM) or do not consider the contribution of logging residues to the build up of TotalDOM over long period, which can be important for carbon estimation according to Johnson and Curtis (2001).

Aboveground biomass (ABio), is showing a negative relationship with increasing harvesting level but depending on the silvicultural regime used, this relationship changes, we observed higher values of ABio for clearcutting at low harvesting level, while at high harvesting level ABio was higher for partial cutting. Forest management scenario also has an effect on BioDOM in the study area. BioDOM decreases with the harvesting level with 100% CC scenario while it increases in the case of the 100% partial cutting scenario. Fluxes suggest that it is a direct result of productivity *in situ* and respiration. It has been shown that C sequestration may vary considerably depending on the type of forest management applied in a given area, from -80 Mg C ha⁻¹ for a clearcut to +160 Mg C ha⁻¹ for an unmanaged forest (Nunery and Keeton, 2010). According to our results, partial cutting offers greater potential because it allows to accumulate more C in the TotalDOM with time. This is probably due to the increase in biomass productivity (above and belowground biomass), which remains partly in place after harvest, or via mortality, which is then stored in the DOM in the long term. These results are consistent with Qinglin *et al.* (2007) who examined the effects of silvicultural regimes on C sequestration. They found that harvests reduce the C pool in aboveground biomass the most, but increase the snag C pool. They also found a significant increase in mineral soils C by 14 % following partial cutting whereas clearcutting had no effect. As NEP also appears to be sensitive to forest management strategy, greater harvest level contributes to forest rejuvenation, which usually translate into a greater productivity (Fahey *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2014; Noormets *et al.*, 2015). For a same harvest level, silvicultural regimes also have an important effect on the NEP. This is probably due to the reduction of competition between trees and the contribution of light as simulated in the model (Latty *et al.*, 2004; Boucher *et al.*, 2007; Davis *et al.*, 2009).

Regardless of harvest level, the landscape of our study area keeps increasing its organic matter storage (BioDOM). Harvest level at 150% of the actual AAC was expected to result in an organic matter loss. However, on the contrary, we observed

lower values in ABio but not in the BioDOM. It can be assumed that this leads to younger forests that are cut at faster rate. Younger stands grow faster and thus increased C sequestration, which is contrary to the study of Harmon *et al.* (1990).

1.4.2 Natural Disturbance

We did detect a significant effect of the addition of natural disturbance in the model, resulting in a reduction of the C sequestered in the ABio and the BioDOM pools for the same level of timber production by 0.3%. Law *et al.* (2004) showed that large fires can have a significant local impact on C dynamics at the time of the disturbance but this impact becomes limited at the landscape scale after a long duration. Contrary to our expectations, the addition of natural disturbances did not change the relationship between timber production and C sequestration detected from the outputs of the model without disturbance. Natural disturbances also do not alter the comparison between the different silvicultural regimes, but it should be noted that it causes greater variability, particularly for silvicultural regimes making important use of in partial cutting, whereas when clearcutting is the dominant regime, it is only marginally affected. It was expected that, by its feedback influence on state of the forest and the adjustment of the forest management strategy, it would generate important non-linear shift in the relationship between timber production and C sequestration. The long return interval of catastrophic windthrow and fires (over 2000 years) in the temperate deciduous forests may explain the limited effect of the addition of the disturbance regime on C dynamics.

1.4.3 Study limitations

Our simulations have been parameterized to represent the dynamics of a temperate forest at the northern limit of the spatial range of this biome. The lack of knowledge on some parameters, in particular those concerning decomposition rates for the belowground pools (TotalDOM), has certainly an effect on the simulated values obtained. Especially, that the decomposition rate would be the main source of C loss in temperate forest (De Deyn *et al.*, 2008).

Another limitation coming from the model may result from the spin-up step that is run at the beginning of the simulation for building-up the carbon in the TotalDOM pool. This spin-up adjust the level of carbon in the TotalDOM pool until it is in equilibrium with the initial biomass. It is believe that the spin-up calculated an underestimated amount of dead organic matter probably, as the growing stock at the beginning of simulations was understocked, compared to what the landscape supported in the two previous centuries. To get an idea of what the TotalDOM could have been during that time, we ran a simulation with no cut scenario until TotalDOM stabilized and detected a plateau after 400 years with a C stock level just less than 30 000 g C m². This value is higher than what has been reported in previous literature (Kurz *et al.*, 1999; Fahey *et al.*, 2005), but this difference may be due to the lack of knowledge in regards of the decomposition rate of the slow pools after harvesting. There are important differences in decomposition rates between labile and stable C stocks in soils. Effects of silvicultural regimes on C dynamics of forest floor layers were observed but are still incomplete for the mineral soil (Jandl *et al.*, 2007) and we do not know if such high TotalDOM could also come from an underestimated C volatilization resulting from decomposition of logging residues.

We are also aware that we did not exactly duplicate what would be a sustained AAC yield in forest management for timber production in the simulations because of the change related to the increasing availability of the growing stock over time. However,

the type of increase in timber production that we presented here remains within the historical variation limits of the AAC for this FMU (Weber, 2014). It should also be noted that the AAC is usually re-adjusted every 5 years, which corresponds to the time step we used for the Harvest extension in the simulation.

Obviously, some conditions of the scenarios simulated in our virtual experiment would be very difficult to apply in real life. For example, the increase in the harvest level to 150% of the AAC would generate a rejuvenating effect, which could have many repercussions on other forest values, particularly on biodiversity. Also, using only partial cutting across the whole territory would lead to many technical and economic problems for extracting the timber.

1.5. Conclusion

We use modelling for documenting the relationship between timber production and C sequestration in a temperate forests landscape under different management strategies, taking in account the harvest level and the silvicultural regime. Our results clearly show that the silvicultural regime has an important effect on the potential of the forested landscape we studied to sequester C, and that effect is even more prominent when the harvest level is high. Our results also show that partial cutting is better suited for allowing timber production and C sequestration at the same time. Partial cutting compare to clearcutting offer the ability over the long run and large area to generate higher *in situ* productivity (NPP). Since there is an interaction between the silvicultural regime and the harvest level, when studying a forest management strategy, both must be taken into account simultaneously. This result advocates for explicitly considering the specific effects of a silvicultural regime on C fluxes when scrutinizing the potential of C sequestration. According to our results, a forest management strategy that would use only partial cutting with a harvest level at

150% of the actual AAC would allow sequestering more C compare to the actual forest management strategy by 6300 g C m⁻² at the end of the horizon (in 150 years). This difference translates into an amount of 8 269 128 Mg C (63 Mg ha⁻¹ * 131 256 ha) for this entire landscape. Such C offset can offer important economical opportunity for the society, considering the C market evolution and the fact that the addition of natural disturbances does not significantly change the detected relationship between timber production and C sequestration.

Under a more global system perspective, these results reconfirm the benefits of forest management activities to increase C storage by locking it into long-lived wood products or increase the benefits of substituting wood in place of fossil fuels or more emissions-intensive products (Lemprière *et al.*, 2013). A strategy with better use of wood would provide greater mitigation to climate change for most locations (Smith *et al.*, 2014). This supports the conclusion of the IPCC that, according to Nabuurs *et al.* (2007), "In the long term, a sustainable forest management strategy to maintain or increase forest C stocks, while producing an annual yield of timber, fiber or energy from the forest, will generate the largest sustained mitigation benefit."

Acknowledgement

We thank Jean-François Sénécal, Caren Dymond, Yann Boulanger and Dominic Cyr for their support and advices during this work. We are entirely obligated to Dominic Cyr and Pascal Rochon for all the work previously accomplished for the parameterisation of the Biomass Succession extension of LANDIS-II for the study area. This work was supported by the Fonds de recherche Nature et Technologie du Québec (Project 186444) and by Land Use and Land-Use Change and Forestry (LULUCF) of Environment Climate Change Canada (Contributions Agreement GCXE17S030).

References

- Birdsey, R. and Heath, L. (1995). Carbon changes in U.S forests. In: Joyce, L.A., ed, Productivity of America's forest and climate change. Gen. Tech. Rep. RM-GTR-271. Fort Collins, CO: U.S Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Experiment Station, 56-70.
- Birdsey, R., Pregitzer, K. and Lucier, A. (2006). Forest carbon management in the United States: 1600–2100. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1461-1469.
- Birdsey, R. and Pan, Y. (2015). Trends in management of the world's forests and impacts on stocks. *Forest Ecology and Management*, 355, 83-90.
- Boucher, J-F., Bernier, P., Margolis, H. and Munson, A. (2007). Growth and physiological response of eastern white pine seedling to partial cutting and site preparation. *Forest Ecology and Management*, 240, 151-164.
- Boucher, J-F., Tremblay, P., Gaboury, S. and Villeneuve, C. (2012). Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection*, 90, 459-466.
- Boulanger, Y., Taylor, A., Price, D., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., ... Mansuy, N. (2016). Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone. *Landscape Ecology*, 32, 1415-1431.
- Burns, R. and Honkala, B. (1990). *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods*. Agriculture Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. 2, 877.
- Canham, C. (1988). Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps. *Ecology*, 69(3), 786-795.
- Carroll, M., Milakovsky, B., Finkral, A., Evans, A. and Ashton, M. (2012). Managing carbon sequestration and storage in temperate and boreal forests. in Ashton, M., Tyrrell, M., Spalding, D. and Gentry, B. (eds) *Managing forest carbon in a changing climate*. (205-226). Springer, Dordrecht.
- Chen, J., John, R., Sun, G., McNulty, S., Noormets, A., Xiao, ... Franklin, J. (2014). Carbon fluxes and storage in forests and landscapes; Chapter 6. In Azevedo, J.,

- Perera, A. and Pinto, M. (eds). Forest landscapes and global change: challenges for research and management. Springer New York; 139-166.
- Colombo, S., Chen, J. and Ter-Mikaelian, M. (2007). Carbon storage in Ontario's forests, 2000-2100. Ontario Ministry Natural Resources and forestry., Applied Research and Development Branch. Climate Change Research Information Note 06, 8.
- Davis, S., Hessel, A., Scott, C., Adams, M. and Thomas, R. (2009). Forest carbon sequestration changes in response to timber harvest. *Forest Ecology and Management* 258, 2101-2109.
- De Deyn, G., Cornelissen, J. and Bardgett, R. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology letters*, 11(5), 516-531.
- De Groot, J., Pritchard, M. and Lynham, J. (2009). Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(2), 367-382.
- De Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. and Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260-272.
- Dixon, R., Solomon, A., Brown, S., Houghton, R., Trexler, M. and Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185-90.
- Doyon, F. and Bouffard, B. (2009). Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier de l'UAF 64-51 au cours du 20ème siècle. IQAFF.
- Duveneck, M., Scheller, R. and White, M. (2014). Effects of alternative forest management on biomass and species diversity in the face of climate change in the northern Great Lakes region (USA). *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 700-710.
- Dymond, C., Scheller, R. and Beukema, S. (2012). A new landscape model for simulating climate change and forest carbon. *Journal of Ecosystems and Management*, 13, 1-2.

- Dymond, C., Beukema, S., Nitschke, C., Coates, K. and Scheller, R. (2015). Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change. *Biogeosciences Discussion*, 12, 20283-20321.
- Eriksson, E., Gillespie, A., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R. and Stendahl, J. (2007). Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(3), 671-681.
- Fahey, T., Siccama, G., Driscoll, T., Likens, E., Campbell, J., Johnson, C., ... Yanai D. (2005). The biogeochemistry of carbon at Hubbard Brook. *Biogeochemistry*, 75, 109-176.
- Fahey, T., Woodbury, B., Battles, J., Goodale, C., Hamburg, S., Ollinger, S. and Woodall, C. (2009). Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 245-252.
- Goodale, C., Apps, M., Birdsey, R., Field, C., Heath, L., Houghton, R., ... Shvidenko, A. (2002). Forest carbon sinks in the northern hemisphere. *Ecological Applications*, 12(3), 891-899.
- Gustafson, E., Shifley, S., Mladenoff, D., Nimerfro, K. and He, H. (2000). Spatial simulation of forest succession and timber harvesting using LANDIS. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(1), 32-43.
- Hastie, T. and Tibshirani, R. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/ CRC Monographs on Statistics and Applied Probability. New York: Routledge.
- Harmon, M., Ferrell, W. and Franklin, J. (1990). Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science*, 247, 699-702.
- Harmon, M. and Marks, B. (2002). Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forests in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 863-877.
- Harmon, M., Moreno, A. and Domingo, J. (2009). Effects of partial harvest on the carbon stores in Douglas-fir/western hemlock forests: a simulation study. *Ecosystems*, 12, 777-791.

- He, H. and Mladenoff, D. (1999). Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology*, 80(1), 81-99.
- Hilger, A., Shaw, C., Metsaranta, J. and Kurz, W. (2012). Estimation of snag carbon transfer rates by ecozone and lead species for forests in Canada. *Ecological Applications*, 22(8), 2078-2090.
- Humbert, L., Gagnon, D., Kneeshaw, D. and Messier, C. (2007). A shade tolerance index for common understory species of northeastern North America. *Ecological Indicators*, 7(1), 195-207.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2000). Land Use, Land-Use Change and Forestry chapter 3 : Afforestation, reforestation, and deforestation (ARD) activities [Watson, R., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N., Verardo, D. and Dokken, D. (eds.)] Cambridge University Press, UK. 375. Retrieved from http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=151#table3-17
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2001). Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Houghton, J., Ding, Y., Griggs, D., Noguer, M., van der Linden, P., Dai, X., ... Johnson, C. (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C., Barros, V., Dokken, D., Mach, K., Mastrandrea, M., Bilir, T., ... White, L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1-32.
- Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. (2017). Les grands groupes de sols dominants du Québec méridional. Retrieved from https://www.irda.qc.ca/assets/documents/P%C3%A9dologie/Cartes%20th%C3%A9matiques/Carte4_grand-groupe.pdf .
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*, 137, 253-268.

- Johnson, D. and Curtis P. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227-238.
- Kurz, W., Apps, M., Webb, T. and McNamee, P. (1992). The carbon budget of the Canadian forest sector: phase I. Forestry Canada, Edmonton, 93.
- Kurz, W., Beukema, S. and Apps, M. (1996). Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(11), 1973-1979.
- Kurz, W. (1998). Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2(4), 405-421.
- Kurz, W. and Apps, M. (1999) A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian Forest Sector. *Ecological Applications*, 9(2), 526-547.
- Kurz, W., Dymond, C., Stinson, G., Rampley, G., Neilson, E., Carroll, A., ... Safranyik, L. (2008). Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190), 987.
- Kurz, W., Stinson, G., Rampley, G., Dymond, C. and Neilson, E. (2008). Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(5), 1551-1555.
- Kurz, W., Dymond, C., White, T., Stinson, G., Shaw, C., Rampley, G., ... Apps, M. (2009). CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220(4), 480-504.
- Lal, R., (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242-258.
- Latty, E., Canham, C. and Marks, P. (2004). The effects of land-use history on soil properties and nutrient dynamics in northern hardwood forests of the Adirondack Mountains. *Ecosystems*, 7, 193-207.
- Law, B., Turner, D., Campbell, J., Sun, O., Van Tuyl, S., Ritts, W. and Cohen, W. (2004). Disturbance and climate effects on carbon stocks and fluxes across

- Western Oregon USA. *Global Change Biology*, 10, 1429-1444.
- Le Quéré, C., Andrew, R., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A., ... Zhu, D. (2017). Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data*, 10, 405-448.
- Lemprière, T., Kurz, W., Hogg, E., Schmoll, C., Rampley, G., Yemshanov, D. ... Krcmar, E. (2013). Canadian boreal forests and climate change mitigation. *Environmental Reviews*, 21(4): 293-321.
- Li, Z., Kurz, W., Apps, M. and Beukema, S. (2003). Belowground biomass dynamics in the carbon budget model of the Canadian forest sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP, *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 126-136.
- Litton, C. and Raich, J. (2007). Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology*, 13, 2089-2109.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being : Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. (2002). Guide de reconnaissance des types écologique, région écologique 3a et 3b. [Gosselin, Jocelyn (eds)]. Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et de la productivité des stations
- Ministère de la Forêt, Faune et Parcs du Québec. (2016). Cartes forestières et écoforestières. Retrieved from <http://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/fiches/cartes-forestieres-ecoforestieres.jsp>
- Mladenoff, D., Host, G., Boeder, J. and Crow, T. (1996). LANDIS: A spatial model of forest landscape disturbance, succession, and management. In: Goodchild, M., Steyaert, L., Parks, B., Johnston, C., Maidment, D., Crane, M. and Glendinning, S., (Eds.), *GIS and environmental modeling: Progress and research issues*. GIS World Books, Fort Collins, CO, USA, 175-179.
- Mokany, K., Raison, R., and Prokushkin, A. (2006). Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes, *Global Change Biology*, 12, 84-96.

- Nabuurs, G., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., ... Zhang, X. (2007). Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Metz, B., Davidson, O., Bosch, P., Dave, R., and Meyer L. (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- National Oceanic & Atmospheric Administration (NOAA). (2018). Recent monthly average Mauna Loa CO2. Retrieved from <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/index.html>
- Nolet, P., Sougavinski, S. and Doyon, F. (1999). Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve Faunique Papineau-Labelle. Industries James MacLaren et Forêt Québec. Écoforesterie consultants.
- Noormets, A., Epron, D., Domec, J., McNulty, S., Fox, T., Sun, G. and King, J. (2015). Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis; *Forest Ecology and Management*, 355, 124-140.
- Nunery, J. and Keeton, W. (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.
- Pacala, S., Birdsey, R., Bridgham, S., Conant, R., Davis, K., Hales, B., ... Tol, R. (2007). Chapter 3 : The north American carbon budget past and present. In: King, A., Dilling, L., Zimmerman, G., Fairman, D., Houghton, R., Marland, G., ... Wilbanks, T., (eds). *The first state of the carbon cycle report (SOCCR): The north American carbon budget and implications for the global carbon cycle*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC: 29-36, 167-170.
- Pan, Y., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P., Kurz, W., Phillips, O., ... Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.
- Pilli, R., Grassi, G., Kurz, W., Smyth, C. and Blujdea, V. (2013). Application of the CBM-CFS3 model to estimate Italy's forest carbon budget, 1995-2020. *Ecological Modelling*, 266, 144-171.
- Pothier, D. and Savard, F. (1998). Actualisation des tables de production pour les

principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources Naturelles.

- Powers, M., Kolka, R., Palik, B. McDonald, R. and Jurgensen, M. (2011). Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management*, 262, 424-431.
- Pregitzer, S. and Euskirchen, S. (2004). Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 10(12), 2052-2077.
- Qinglin, L., Chen, J., Moorhead, D., Deforest, J., Jensen, R. and Henderson, R. (2007) Effects of timber harvest on carbon pools in Ozark forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 37, 2337-2348.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rao, J. and Scott, A. (1984). On chi-squared tests for multiway contingency tables with cell proportions estimated from survey data. *The Annals of statistics*, 12, 46-60.
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, V., Larouche, C., and Tremblay, S. (2009). The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry*, 107(8), 405-413.
- Robitaille, A. and Saucier, J-P. (1998). *Paysages régionaux du Québec méridional*. Ministère des Ressources Naturelles, Gouvernement du Québec. Éd. Les publications du Québec. 213.
- Scheller, R. and Mladenoff, D. (2004). A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: design, validation, and application *Ecological Modelling*, 180, 211-229.
- Scheller, R. and Domingo, J. (2005) *Base Wind Extension for LANDIS-II User's Guide (v1.0)*. Retrieved from <http://www.landis-ii.org/extensions/base-wind>
- Scheller, R. and Domingo, J. (2014). *LANDIS-II Model v6.1 Conceptual Description*. Retrieved from <http://www.landis-ii.org/install>

- Scott, N., Hughes, H., Davidson, E., Malerba, P., Rodrigues, C., Lee, J., ... Hollinger, D. (2004). Changes in carbon storage and net carbon exchange one year after an initial shelterwood harvest at Howland Forest, ME. *Environmental Management*, 33, 9-22.
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W. and Lexer, M. (2007). Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, 248, 64-79.
- Smyth, C., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T., Hafer, M., Rampley, G. and Kurz, W. (2014). Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, 11, 3515-3529.
- Stinson, G. and Freedman, B. (2000). Potential for carbon sequestration in canadian forests and agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 6, 1-23.
- Stinson, G., Kurz, W., Smyth, C., Neilson, E., Dymond, C., Metsaranta, J., ... Blain, D. (2011). An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008; *Global change biology*, 17(6), 2227-2244.
- Swanson, M. (2009). Modeling the effects of alternative management strategies on forest carbon in the *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego, Chile. *Forest ecology and management*, 257(8), 1740-1750.
- Thom, D. and Seidl, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91, 760-781. DOI
- Thornley, J. and Cannell, M. (2000). Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* 20, 477-484.
- Tyrrell, M., Ross, J. and Kelty, M. (2012). Carbon dynamics in the temperate forest. In Ashton, M., Tyrrell, M., Spalding, D. and Gentry, B. (eds) *Managing forest carbon in a changing climate*. 77-107. Springer, Dordrecht.
- Weber, G. (2014). Résultats finaux de l'analyse des possibilités forestières période 2013-2018 ; Unité d'aménagement 064-51 ; Bureau du Forestier en chef ; <http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/2013-2018/revue-externe/unite-damenagement-064-51/>

- Wood, S. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapter 6 Mixed Models and GAMMs. Chapman & Hall/ CRC Texts in Statistical Science.
- Wood, S. (2017). Package 'mgcv' Version 1.8-22. Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/mgcv.pdf>
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. and Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer-Verlag, New York.

Supplementary material

Supporting Table 1. Species-specific life history attributes used in the model. Species present in Boulanger *et al.*, (2016) are in grey. * for species recognized as economic species for the Base Harvest. The last column indicates parameters from which species have been used.

Name	Longevity	Sexual Maturity	Shade Tolerance	Fire Tolerance	Seed Dispersal Effective	Distance Maximum	Vegetative Reproduction Probability	Spout Minimum	Age Maximum	Post Fire Regeneration
<i>Abies balsamea*</i>	150	30	5	1	25	160	0	0	0	none
<i>Acer rubrum*</i>	200	10	3	2	100	200	0.5	10	100	resprout
<i>Acer saccharum</i>	300	40	5	2	100	200	0.2	10	60	resprout
<i>Acer saccharinum*</i>	130	11	3	1	100	200	0.75	10	80	none
<i>Betula</i>	300	40	3	1	100	400	0.1	10	180	none
<i>Betula alleghaniensis*</i>	160	20	2	1	200	5000	0.5	10	70	resprout
<i>Betula papyrifera</i>	80	8	1	1	200	1000	0.5	10	60	resprout
<i>Betula alleghaniensis</i>										
<i>Populus</i>										
<i>Fagus grandifolia*</i>	300	40	5	1	30	3000	0.5	10	300	resprout
<i>Fraxinus americana*</i>	300	20	3	2	30	300	0.5	10	20	resprout
<i>Fraxinus nigra</i>	200	30	3	2	30	300	0.5	10	30	resprout
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	150	20	3	2	30	300	0.5	10	20	resprout
<i>Juglans cinerea</i>	100	30	2	2	15	200	0.1	10	40	none
<i>Larix laricina</i>	160	40	1	1	50	200	0	0	0	none
<i>Ostrya virginiana</i>	150	25	4	2	30	500	0.25	10	150	resprout
<i>Picea abies</i>	300	30	4	2	30	200	0.1	30	300	none
<i>Picea glauca*</i>	250	30	3	2	100	300	0	0	0	none

<i>Picea mariana</i>	300	30	4	2	80	200	0.5	30	300	serotiny
<i>Picea rubens</i> *	300	30	4	2	100	300	0	0	0	none
<i>Pinus banksiana</i>	150	15	1	2	30	100	0	0	0	serotiny
<i>Pinus resinosa</i> *	250	40	2	4	30	275	0	0	0	none
<i>Pinus strobus</i> *	400	25	3	4	100	250	0	0	0	none
<i>Populus balsamifera</i>	200	10	1	3	200	5000	0.9	1	200	resprout
<i>Populus grandifolia</i>	180	10	1	2	500	5000	0.9	1	100	resprout
<i>Populus tremuloides</i>	160	20	1	2	1000	5000	0.9	10	150	resprout
<i>Prunus pennsylvanica</i>	30	5	1	1	15	1000	0.75	5	30	resprout
<i>Prunus serotina</i>	250	30	2	2	30	1000	0.75	10	60	resprout
<i>Quercus alba</i>	600	50	3	3	15	1000	0.75	10	80	resprout
<i>Quercus rubra</i> *	400	30	3	3	30	3000	0.75	20	200	resprout
<i>Thuja occidentalis</i> *	400	30	5	1	45	150	0.1	10	60	none
<i>Tilia americana</i>	200	20	3	1	30	200	0.75	10	100	resprout
<i>Tsuga canadensis</i> *	400	60	5	1	30	100	0	0	0	none
<i>Ulmus americana</i>	300	40	2	2	100	500	0.25	10	150	resprout
										<i>Acer rubrum</i>
										<i>Populus tremuloides</i>
										<i>Acer rubrum</i>
										<i>Betula alleghaniensis</i>
										<i>Acer rubrum</i>
										<i>Acer rubrum</i>
										<i>Betula alleghaniensis</i>

Supporting Table 2. Parameters of Base Wind

LandisData "Base Wind"

Timestep

10

Ecoregion	Max	Mean	Min	Rotation period
nord1	10000	200	1	500
centre2	10000	200	1	500
centre3	10000	200	1	500
nord2	10000	50	1	1000
nord3	10000	50	1	1000
centre1	10000	50	1	1000
est1	10000	50	1	1000
centre4	10000	25	1	1500
centre5	10000	25	1	1500
est2	10000	25	1	1500

WindSeverities

Severity	Cohort Age % of longevity	Mortality Probability
5	0% to 25%	0.05
4	25% to 50%	0.1
3	50% to 75%	0.25
2	75% to 95%	0.5
1	95% to 100%	0.8

Supporting Table 3. Parameters of Base Fire

LandisData "Base Fire"

Timestep 10

ecoregion	Mean	Mean	Min	Max	Ignition Prod.
centre2	142	1300	50	125000	0.000002
nord1	128	1300	50	125000	0.0000001
centre3	143	1300	50	125000	0.0000025
nord2	129	1000	50	40000	0.000002

nord3	130	1000	50	40000	0.0000025
centre1	141	1000	50	40000	0.00000015
est1	147	1000	50	40000	0.00000015
est2	148	200	50	40000	0
centre5	145	200	50	40000	0.00000015
centre4	144	200	50	40000	0.000001

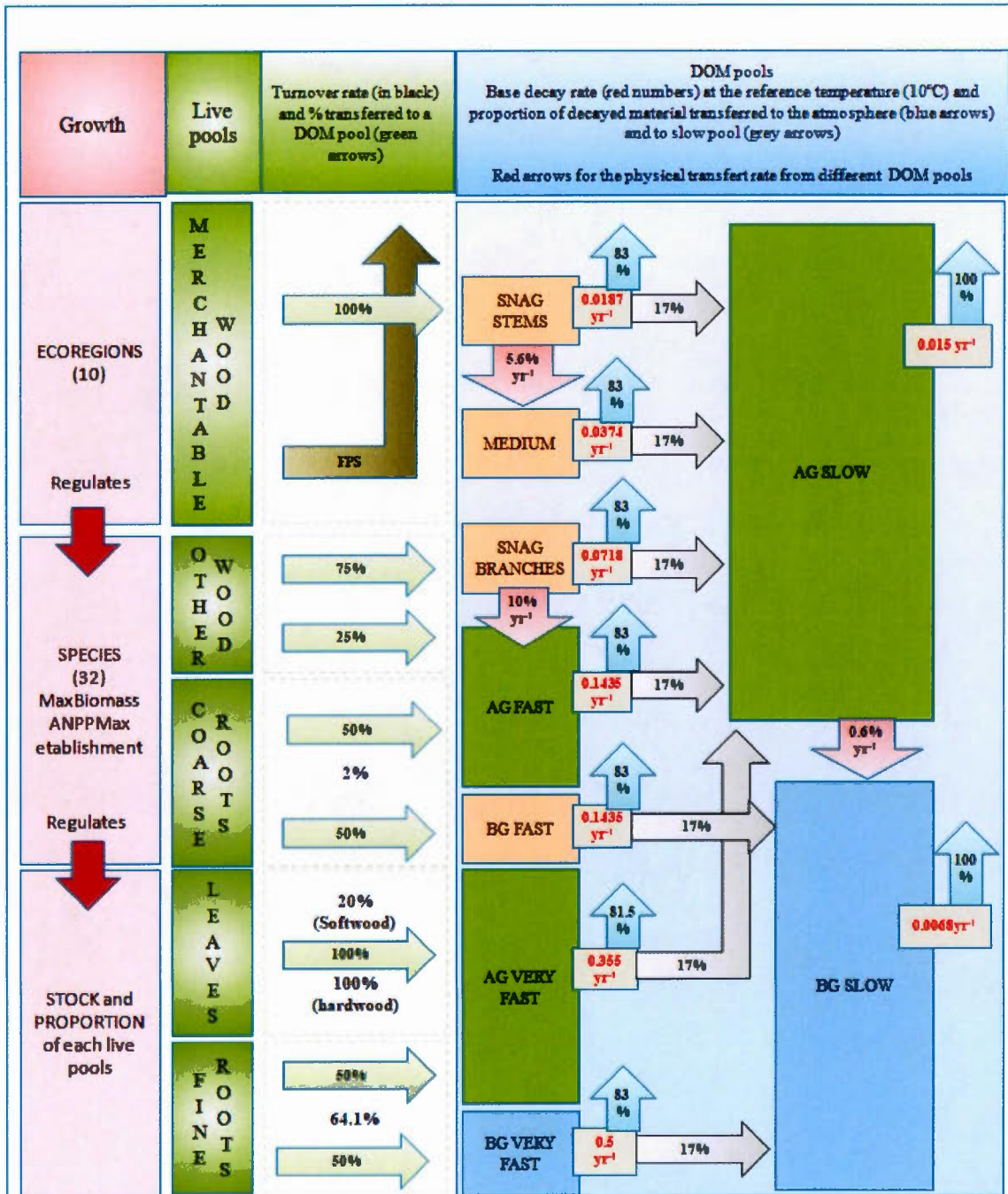
FuelCurveTable

Ecoregion	S1	S2	S3	S4	S5
centre2	1	-1	30	50	120
nord1	1	50	150	-1	-1
centre3	1	30	50	80	120
nord2	1	30	80	150	-1
nord3	1	30	80	150	-1
centre1	1	30	80	150	-1
est1	1	30	80	150	-1
est2	1	50	150	-1	-1
centre5	1	50	150	-1	-1
centre4	1	50	150	-1	-1

FireDamageTable

Cohort Age % of longevity	FireSeverity - FireTolerance
20%	-2
50%	-1
75%	0
90%	1

Supporting Figure 1. Diagram of the carbon pools and fluxes represented in the Forest Carbon Succession extension (ForCSv2) adapted from Pilli *et al.* (2013). Fluxes (arrow), with volatilization (blue arrow) and transfers after decomposition (grey arrow), used in the parametrization of the model for the study area. Turnover rates (grey box) used in the parametrization of the model for the study area for dead organic matter (blue background) with dead wood (orange box), litter (green box) and soil (blue box). These values come from different studies (Kurz *et al.*, 1992; Kurz *et al.*, 1996; Li *et al.*, 2003; Kurz *et al.*, 2009; Hilger *et al.*, 2012). AG = aboveground pool; BG = belowground pool. See Table 2 reported by Kurz *et al.*, 2009 for a detailed description of each pool and dynamics of calculation.



CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but de cette recherche était de modéliser la dynamique du C dans les érablières du Québec afin d'explorer les possibilités d'exploiter la forêt tout en permettant la séquestration du carbone (C). À partir du modèle LANDIS-II, et de son module *Forest Carbon Succession*, il a été possible de faire une comparaison de la dynamique du C à l'échelle d'un territoire en forêt feuillue tempérée suite à l'application de différentes stratégies d'aménagement forestier qui faisaient varier le niveau de récolte et le traitement sylvicole employé, tout cela en interaction avec le régime de perturbations naturelles (feu, chablis) pour ce territoire.

Les objectifs de ce projet étaient : 1) de paramétrer une version fonctionnelle du modèle LANDIS-II avec le module Forest Carbon Succession de façon à représenter les conditions propres à la dynamique du C de l'unité d'aménagement (UA) 064-51; 2) d'évaluer les effets de la proportion des régimes sylvicoles et le niveau des coupes forestières sur la séquestration du C en forêt tempérée ; 3) d'évaluer l'effet de l'ajout des perturbations naturelles sur la relation entre une production de bois et la séquestration du C.

On a pu tester deux hypothèses principales qui étaient de vérifier que : 1) La relation entre la production de bois et la séquestration du C dépend de la stratégie d'aménagement forestier ; 2) l'ajout des PN change la relation entre la production du bois et la séquestration de C.

Premièrement, nous avons démontré qu'il existait, en fonction de la stratégie d'aménagement forestier (constitué d'un niveau de récolte et d'un régime sylvicole), une relation entre la production de bois et la séquestration de C. Cette relation était négative pour ce qui concerne la biomasse aérienne. Mais certaines stratégies amenaient à un meilleur compromis entre les deux services de la forêt, lorsque l'on

considérerait l'ensemble du C dans l'écosystème. En effet, la coupe partielle semblait avoir une relation positive lorsque le niveau de coupe augmentait, contrairement à la coupe totale. On doit donc, pour pouvoir parler de l'effet du niveau de production, tenir compte du régime sylvicole, de par leurs interactions. Deuxièmement, nos résultats indiquaient que la nature de la relation entre la production de bois et la séquestration de C ne changeait pas lors de l'ajout du régime de perturbations naturelles actuel, même si cet ajout amenait à une différence significative dans la dynamique de la forêt, même si cette différence est minime (0.43% en moyenne pour l'ensemble des réservoirs de C).

Ces travaux serviront d'aide à la décision pour guider les planificateurs forestiers dans le développement de leurs stratégies d'aménagement forestier, pour faciliter l'évaluation de la fonction de séquestration du C de leurs stratégies. Des compromis appropriés entre ces services écosystémiques de production et la régulation par les écosystèmes forestiers d'un territoire sous différents scénarios de perturbations naturelles pourront ainsi être réalisés.

Les résultats de cette étude semblent indiquer que la coupe partielle, lors d'une forte intensité de coupe sur un territoire, permet une meilleure relation de compromis entre les services, alors que la coupe totale amène à une relation moins avantageuse. La coupe partielle à forte intensité représente une séquestration de C de 9% de plus que le scénario actuel avec un niveau de production de bois de 50% supérieur. Cependant, pour un territoire avec une faible intensité de coupe, le régime sylvicole n'aura que peu d'impact, et cela, peu importe le régime de perturbation naturelle. La gestion actuelle ne semble donc pas optimale au vu des résultats de notre modélisation pour la partie sud de l'UA 64-51 en forêt tempérée. Une gestion favorisant davantage la coupe partielle semblerait plus profitable pour séquestrer le C tout en ayant autant de production de bois. Cependant, il est important de considérer que certains points de cette étude sont difficiles à appliquer: l'augmentation du niveau de récolte à 150% de la possibilité forestière conduirait, avec l'effet du rajeunissement, à un changement de

structure du territoire, qui pourrait avoir répercussions, notamment sur la biodiversité. Il faut aussi considérer que faire seulement des coupes partielles sur l'ensemble du territoire entraînerait de nombreux problèmes techniques pour récupérer les ressources forestières et que cela serait sûrement plus coûteux, ce qui limite aussi la viabilité de cette option.

Il y a de l'incertitude pour certaines variables, car le paramétrage du modèle est fait à partir de peu de données. Ainsi, des études empiriques portant sur la sensibilité des flux et des stocks de C dans les sols par rapport aux coupes forestières amèneraient à des valeurs plus précises pour les modèles, et donc une meilleure représentation de la dynamique du C.

Enfin, les activités cherchant à augmenter le stockage du C dans les produits ligneux récoltés ou augmenter les avantages liés à substituer le bois aux combustibles fossiles n'avaient pas été inclus dans notre modèle. Ainsi afin d'évaluer la conclusion du GIEC (Nabuurs *et al.*, 2007) « à long terme, une stratégie d'aménagement forestier durable visant à maintenir ou à accroître les stocks de carbone forestier, tout en produisant un rendement annuel en bois, en fibres ou en énergie provenant de la forêt, générera la plus grande atténuation », il nous faudrait ajouter la durée de vie du bois extrait et la consommation en bois de chauffage au modèle.

BIBLIOGRAPHIE

- Apps, M. et Price, D. (1996). Forest ecosystems and the global carbon cycle. Dans Apps, M. et Price, D. (eds) Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle. Springer-Verlag. 40, 1-15.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., ... Hall, R. (2001). FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82 (11), 2415-2434.
- Batjes, N. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2), 151-163.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., ... Papale, D. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, 329(5993), 834-838.
- Birdsey, R. et Heath, L. (1995). Carbon changes in U.S forests. In: Joyce, L.A., ed, *Productivity of America's forest and climate change*. Gen. Tech. Rep. RM-GTR-271. Fort Collins, CO: U.S Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Experiment Station, 56-70.
- Birdsey, R., Pregitzer, K. et Lucier, A. (2006). Forest carbon management in the United States: 1600–2100. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1461-1469.
- Birdsey, R. et Pan, Y. (2015). Trends in management of the world's forests and impacts on stocks. *Forest Ecology and Management*, 355, 83-90.
- Boucher, J-F., Bernier, P., Margolis, H. et Munson, A. (2007). Growth and physiological response of eastern white pine seedling to partial cutting and site preparation. *Forest Ecology and Management*, 240, 151-164.
- Boucher, J-F., Tremblay, P., Gaboury, S. et Villeneuve, C. (2012). Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection*, 90, 459-466.

- Boudewyn, P., Song, X., Magnussen, S. et Gillis M. (2007). Model-based, volume-to-biomass conversion for forested and vegetated land in Canada. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Victoria, Canada.
- Boulanger, Y., Taylor, A., Price, D., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., ... Mansuy, N. (2016). Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone. *Landscape Ecology*, 32, 1415-1431.
- Bureau du forestier en chef. (2013). Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Plante, M. (eds) Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, 247.
- Burns, R. et Honkala, B. (1990). *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654.* U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. 2, 877.
- Canham, C. (1988). Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps. *Ecology*, 69(3), 786-795.
- Cannell, M. (1995). Forest and the global carbon cycle in the past, present and future. European Forest Institute - Research Report 2, 66.
- Carroll, M., Milakovsky, B., Finkral, A., Evans, A. et Ashton, M. (2012). Managing carbon sequestration and storage in temperate and boreal forests. in Ashton, M. Tyrrell, M., Spalding, D. et Gentry, B. (eds) *Managing forest carbon in a changing climate.* (205-226). Springer, Dordrecht.
- Chabot, M., Blanchet, P., Drapeau, J., Fortin, S., Gauthier, L., Imbeau, G., ... Thiffault, É. (2009). Le feu en milieu forestier. Dans *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, 1037- 1090.*
- Chen, J., John, R., Sun, G., McNulty, S., Noormets, A., Xiao, ... Franklin, J. (2014). Carbon fluxes and storage in forests and landscapes; Chapter 6. In Azevedo, J., Perera, A. et Pinto, M. (eds). *Forest landscapes and global change: challenges for research and management.* Springer New York; 139-166.
- Colombo, S., Chen, J. et Ter-Mikaelian, M. (2007). Carbon storage in Ontario's forests, 2000-2100. Ontario Ministry Natural Resources and forestry., Applied

Research and Development Branch. Climate Change Research Information Note 06, 8.

- Commission générale du développement durable (2012). Urbanisation et consommation de l'espace, une question de mesure. Moreau, S. (eds). Commissariat général au développement durable, Service de l'observation et des statistiques. La Revue du CGDD.
- Davis, S., Hessel, A., Scott, C., Adams, M. et Thomas, R. (2009). Forest carbon sequestration changes in response to timber harvest. *Forest Ecology and Management* 258, 2101-2109.
- De Deyn, G., Cornelissen, J. et Bardgett, R. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology letters*, 11(5), 516-531.
- De Groot, J., Pritchard, M. et Lynham, J. (2009). Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(2), 367-382.
- De Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. et Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260-272.
- Dithal, N., Raulier, F., Asselin, H., Imbeau, L., Valeria, O. et Bergeron, Y. (2013). Emulating boreal forest disturbance dynamics: Can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat?. *The forestry Chronicle*, 89(1), 54-65.
- Dixon, R., Solomon, A., Brown, S., Houghton, R., Trexler, M. et Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185-90.
- Doyon, F. et Bouffard, B. (2009). Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier de l'UAF 64-51 au cours du 20ème siècle. IQAFF.
- Dreyer, E. et Landmann, G. (2012). Les services écosystémiques rendus par les forêts : une préface, *Revue Forestière Française*, 3, 209-211.
- Duveneck, M., Scheller, R. et White, M. (2014). Effects of alternative forest

management on biomass and species diversity in the face of climate change in the northern Great Lakes region (USA). *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 700–710.

Dymond, C., Scheller, R. et Beukema, S. (2012). A new landscape model for simulating climate change and forest carbon. *Journal of Ecosystems and Management*, 13, 1-2.

Dymond, C., Beukema, S., Nitschke, C., Coates, K. et Scheller, R. (2015). Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change *Biogeosciences Discussion*, 12, 20283-20321.

Eriksson, E., Gillespie, A., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R. et Stendahl, J. (2007). Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(3), 671-681.

Fahey, T., Siccama, G., Driscoll, T., Likens, E., Campbell, J., Johnson, C., ... Yanai D. (2005). The biogeochemistry of carbon at Hubbard Brook. *Biogeochemistry*, 75, 109-176.

Fahey, T., Woodbury, B., Battles, J., Goodale, C., Hamburg, S., Ollinger, S. et Woodall, C. (2009). Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 245-252.

Goodale, C., Apps, M., Birdsey, R., Field, C., Heath, L., Houghton, R., ... Shvidenko, A. (2002). Forest carbon sinks in the northern hemisphere. *Ecological Applications*, 12(3), 891-899.

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2000). Land Use, Land-Use Change and Forestry chapter 3 : Afforestation, reforestation, and deforestation (ARD) activities [Watson, R., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N., Verardo, D. et Dokken, D. (eds.)] Cambridge University Press, UK. 375.
Récupéré de http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=151#table3-17

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2001). *Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* [Houghton, J., Ding, Y., Griggs, D., Noguer, M., van der Linden, P., Dai, X., ... Johnson, C. (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom

and New York, NY, USA, 881.

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2003) Good practice guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies. Dans Penmam, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., ...Wagner, F. (eds.). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Cambridge University Press, Cambridge, UK. Récupéré de <http://ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2013). Résumé à l'intention des décideurs, changement climatiques 2013 : Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., ... Midgley P. (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (État de New York), États-Unis d'Amérique.

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2014). Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C., Barros, V., Dokken, D., Mach, K., Mastrandrea, M., Bilir, T., ... White, L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1-32.

Gustafson, E., Shifley, S., Mladenoff, D., Nimerfro, K. et He, H. (2000). Spatial simulation of forest succession and timber harvesting using LANDIS. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(1), 32-43.

Hagemann, U., Moroni, M., Shaw, C., Kurz, W. et Makeschin, F. (2010). Comparing measured and modelled forest carbon stocks in high boreal forests of harvest and natural disturbance origin in Labrador, Canada. *Ecological Modelling*, 221, 825-839

Hansell, D., Carlson, C., Repeta, D. et Schlitzer, R. (2009). Dissolved organic matter in the ocean: A controversy stimulates new insights. *Oceanography*, 22(4), 202-211.

Harmon, M., Ferrell W. et Franklin J. (1990). Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science*, 247, 699-702.

- Harmon, M., et Marks, B. (2002). Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir–western hemlock forests in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 863-877.
- Harmon, M., Moreno, A. et Domingo, J. (2009). Effects of partial harvest on the carbon stores in Douglas-fir/western hemlock forests: a simulation study. *Ecosystems*, 12, 777-791.
- Hastie, T. et Tibshirani, R. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC Monographs on Statistics and Applied Probability. New York: Routledge.
- He, H. et Mladenoff, D. (1999). Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology*, 80(1), 81-99.
- Hilger, A., Shaw, C., Metsaranta, J. and Kurz, W. (2012). Estimation of snag carbon transfer rates by ecozone and lead species for forests in Canada. *Ecological Applications*, 22(8), 2078-2090.
- Humbert, L., Gagnon, D., Kneeshaw, D. et Messier, C. (2007). A shade tolerance index for common understory species of northeastern North America. *Ecological Indicators*, 7(1), 195-207.
- Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. (2017). Les grands groupes de sols dominants du Québec méridional. Retrieved from https://www.irda.qc.ca/assets/documents/P%C3%A9dologie/Cartes%20th%C3%A9matiques/Carre4_grand-groupe.pdf.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*, 137, 253-268.
- Janisch, J. et Harmon, M. (2002). Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiology* 22, 77-89.
- Johnson, D. et Curtis P. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227-238.
- Joos, F., Roth, R., Fuglestedt, J., Peters, G., Enting, I., von Bloh, W., ... Weaver, A. (2013). Carbon dioxide and climate impulse response functions for the

computation of greenhouse gas metrics: A multi-model analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, 2793-2825.

Kurz, W., Apps, M., Webb, T. et McNamee, P. (1992). The carbon budget of the Canadian forest sector: phase I. Forestry Canada, Edmonton, 93.

Kurz, W., Beukema, S. et Apps, M. (1996). Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(11), 1973-1979.

Kurz, W. (1998). Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2(4), 405-421.

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

Kurz, W. et Apps, M. (2006). Developing Canada's national forest carbon monitoring, accounting and reporting system to meet the reporting requirements of the Kyoto Protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(1), 33-43.

Kurz, W., Dymond, C., Stinson, G., Rampley, G., Neilson, E., Carroll, A., ... Safranyik, L. (2008). Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190), 987.

Kurz, W., Stinson, G., Rampley, G., Dymond, C. et Neilson, E. (2008). Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(5), 1551-1555.

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

Kurz, W., Shaw, C., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., ... Neilson, E. (2013). Carbon in Canada's boreal forest: A synthesis. *Dossiers environnement*, 21(4), 260-292.

- Lal, R., (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242-258.
- Latty, E., Canham, C. et Marks, P. (2004). The effects of land-use history on soil properties and nutrient dynamics in northern hardwood forests of the Adirondack Mountains. *Ecosystems*, 7, 193-207.
- Law, B., Turner, D., Campbell, J., Sun, O., Van Tuyl, S., Ritts, W. et Cohen, W. (2004). Disturbance and climate effects on carbon stocks and fluxes across Western Oregon USA. *Global Change Biology*, 10, 1429-1444.
- Le Quéré, C., Andrew, R., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A., ... Zhu, D. (2017). Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data*, 10, 405-448.
- Lemprière, T., Kurz, W., Hogg, E., Schmoll, C., Rampley, G., Yemshanov, D. ... Krcmar, E. (2013). Canadian boreal forests and climate change mitigation. *Environmental Reviews*, 21(4): 293-321.
- Li, Z., Kurz, W., Apps, M. et Beukema, S. (2003). Belowground biomass dynamics in the carbon budget model of the Canadian forest sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP, *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 126-136.
- Lindner, M. (1998). Implementing carbon mitigation measures in the forestry sector – a review, Dans Kolhmaier, G., Weber, M., et Houghton R., (eds). *Carbon dioxide mitigation in forestry and wood industry: papers based on an international workshop*. Springer-Verlag, Berlin Germany. 167-184
- Litton, C. et Raich, J. (2007). Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology*, 13, 2089-2109.
- Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, du chapitre A-18.1. L.R.Q. (2018). Récupéré de <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/A-18.1>
- Loi sur les forêts, du chapitre F-4.1. L.R.Q. (2013). Récupéré de <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/F-4.1>
- Lugo, A. (2015). Forestry in the Anthropocene. *Science* 349(6250), 771.

- Masera, O., Garza-caligaris, J., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G., ... Mohren, G. (2003). Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V. 2 approach. *Ecological Modelling*, 164, 177-199.
- Metherall, A., Harding, L., Cole, C. et Parton W. (1993). CENTURY Soil Organic Matter Model Environment. Technical Documentation. Agroecosystem Version 4.0. Great Plains System Research Unit Technical Report 4. USDA-ARS, Ft. Collins, Colorado.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being : Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. (2002). Guide de reconnaissance des types écologique, région écologique 3a et 3b. [Gosselin, Jocelyn (eds)]. Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et de la productivité des stations
- Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs. (2015). Stratégie d'aménagement durable des forêts. Récupéré de <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/strategie-amenagement-durable-forets.pdf>
- Ministère de la Forêt, Faune et Parcs du Québec. (2016). Cartes forestières et écoforestières. Retrieved from <http://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/fiches/cartes-forestieres-ecoforestieres.jsp>
- Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs. (2018). Planification tactique (PAFIT). Récupéré de <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/amenagement-durable-forets/planification-forestiere/planification-tactique-pafit/>
- Mladenoff, D., Host, G., Boeder, J. et Crow, T. (1996). LANDIS: A spatial model of forest landscape disturbance, succession, and management. In: Goodchild, M., Steyaert, L., Parks, B., Johnston, C., Maidment, D., Crane, M. and Glendinning, S., (Eds.), *GIS and environmental modeling: Progress and research issues*. GIS World Books, Fort Collins, CO, USA, 175-179.
- Mladenoff, D. et He H. (1999). Design, behavior and application of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. Dans

- Mladenoff, D. et Baker, W. (eds). Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 125-162.
- Mokany, K., Raison, R., et Prokushkin, A. (2006). Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes, *Global Change Biology*, 12, 84-96.
- Nabuurs, G., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., ... Zhang, X. (2007). Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Metz, B., Davidson, O., Bosch, P., Dave, R., et Meyer L. (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- National Oceanic & Atmospheric Administration (NOAA). (2018). Recent monthly average Mauna Loa CO2. Retrieved from <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/index.html>
- Nolet, P., Sougavinski, S. et Doyon, F. (1999). Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve Faunique Papineau-Labelle. Industries James MacLaren et Forêt Québec. Écoforesterie consultants.
- Noormets, A., Epron, D., Domec, J., McNulty, S., Fox, T., Sun, G. et King, J. (2015). Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis; *Forest Ecology and Management*, 355, 124-140.
- Nunery, J. et Keeton, W. (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. doi:10.1016/j.foreco.2009.12.029
- Pacala, S., Birdsey, R., Bridgham, S., Conant, R., Davis, K., Hales, B., ... Tol, R. (2007). Chapter 3 : The north American carbon budget past and present. Dans King, A., Dilling, L., Zimmerman, G., Fairman, D., Houghton, R., Marland, G., ... Wilbanks, T., (eds). *The first state of the carbon cycle report (SOCCR): The north American carbon budget and implications for the global carbon cycle*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC: 29-36, 167-170.
- Pan, Y., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P., Kurz, W., Phillips, O., ... Hayes, D.

- (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.
- Parton, W., Stewart, J. et Cole, C. (1988). Dynamic of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry*, 5, 109-131
- Pilli, R., Grassi, G., Kurz, W., Smyth, C. et Blujdea, V. (2013). Application of the CBM-CFS3 model to estimate Italy's forest carbon budget, 1995-2020. *Ecological Modelling*, 266, 144-171.
- Pothier, D. et Savard, F. (1998). Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources Naturelles.
- Powers, M., Kolka, R., Palik, B., McDonald, R. et Jurgensen, M. (2011). Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management*, 262, 424-431.
- Prather, M., Holmes, C. et Hsu, J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry. *Geophysical Research Letters*, 39, L09803.
- Pregitzer, S. et Euskirchen, S. (2004). Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 10(12), 2052-2077.
- Prentice, I., Farquhar, G., Fasham, M., Goulden, M., Heimann, M., Jaramillo, V., ... Wallace, D. (2001) The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. Chapitre 3. Dans: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J., Ding, Y., Griggs, D., Noquer, M., van der Linden, P., Dai, X., ... Johnson, C. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 183-237.
- Qinglin, L., Chen, J., Moorhead, D., Deforest, J., Jensen, R. et Henderson, R. (2007) Effects of timber harvest on carbon pools in Ozark forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 37, 2337-2348.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rao, J. et Scott, A. (1984). On chi-squared tests for multiway contingency tables with cell proportions estimated from survey data. *The Annals of statistics*, 12, 46-60.
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, V., Larouche, C., et Tremblay, S. (2009). The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry*, 107(8), 405-413.
- Rheault, H. (2013). Détermination des possibilités forestières. Fascicule 1.2. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 17-18.
- Rheault, H. (2013). Rendement soutenu. Fascicule 1.3. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 19-21.
- Robitaille, A. et Saucier, J-P. (1998). Paysages régionaux du Québec méridional. Ministère des Ressources Naturelles, Gouvernement du Québec. Éd. Les publications du Québec. 213.
- Running, S. et Gower, S., (1991). FOREST-BGC, A general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiology* 9, 147-160
- Santé Canada. (2004). Les changements climatiques et la santé : bilan de recherche. Récupéré de <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/changement-climatique-sante/changements-climatiques-sante-bilan-recherche.html>
- Scheller, R. et Mladenoff, D. (2004). A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: design, validation, and application *Ecological Modelling*, 180, 211-229.
- Scheller, R. et Domingo, J. (2005) Base Wind Extension for LANDIS-II User's Guide (v1.0). Retrieved from <http://www.landis-ii.org/extensions/base-wind>
- Scheller, R. et Mladenoff, D. (2007). An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecology* 22, 491-505.

- Scheller, R., Hua, D., Bolstad, P., Birdsey, R. and Mladenoff, D. (2011). The effects of forest harvest intensity in combination with wind disturbance on carbon dynamics in Lake States mesic forests. *Ecological Modelling*, 222, 144-153.
- Scheller, R. et Domingo, J. (2014). LANDIS-II Model v6.1 Conceptual Description. Retrieved from <http://www.landis-ii.org/install>
- Scott, N., Hughes, H., Davidson, E., Malerba, P., Rodrigues, C., Lee, J., ... Hollinger, D. (2004). Changes in carbon storage and net carbon exchange one year after an initial shelterwood harvest at Howland Forest, ME. *Environmental Management*, 33, 9-22.
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W. et Lexer, M. (2007). Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, 248, 64-79.
- Shaw, C., Hilger, A., Metsaranta, J., Kurz, W., Russo, G., Eichel, F., ... Filiatrault, M. (2014). Evaluation of simulated estimates of forest ecosystem carbon stocks using ground plot data from Canada's National Forest Inventory. *Ecological Modelling*, 272, 323-347.
- Smyth, C., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T., Hafer, M., Rampley, G. et Kurz, W. (2014). Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, 11, 3515-3529.
- Stinson, G. et Freedman, B. (2000). Potential for carbon sequestration in canadian forests and agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 6, 1-23.
- Stinson, G., Kurz, W., Smyth, C., Neilson, E., Dymond, C., Metsaranta, J., ... Blain, D. (2011). An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008; *Global change biology*, 17(6), 2227-2244.
- Swanson, M. (2009). Modeling the effects of alternative management strategies on forest carbon in the Nothofagus forests of Tierra del Fuego, Chile. *Forest ecology and management*, 257(8), 1740-1750.
- Taylor, A., Wang, J. et Kurz, W. (2008). Effects of harvestin intensity on carbon stocks in eastern Canadian red spruce (*Picea rubens*) forests: An exploratory analysis using the CBM-CFS3 simulation model. *Forest Ecology and*

Management 255(10), 3632-3641.

Thom, D. et Seidl, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91, 760-781.

Thornley, J. et Cannell, M. (2000). Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* 20, 477-484.

Tyrrell, M., Ross, J. et Kelty, M. (2012). Carbon dynamics in the temperate forest. Dans Ashton, M., Tyrrell, M., Spalding, D. et Gentry, B. (eds) *Managing forest carbon in a changing climate*. 77-107. Springer, Dordrecht.

United Nations Framework Convention on Climate Change. (1992). Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Récupéré de <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>

United Nations Framework Convention on Climate Change. (1997). Protocole de Kyoto à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Récupéré de <https://unfccc.int/fr/node/2409>

Weber, G. (2014). Résultats finaux de l'analyse des possibilités forestières période 2013-2018 ; Unité d'aménagement 064-51 ; Bureau du Forestier en chef ; <http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/2013-2018/revue-externe/unite-damenagement-064-51/>

White, P. (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review*, 45(3), 229-299.

Wood, S. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapter 6 Mixed Models and GAMMs. Chapman & Hall/ CRC Texts in Statistical Science.

Wood, S. (2017). Package 'mgcv' Version 1.8-22. Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/mgcv.pdf>

Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. et Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer-Verlag, New York.