

# Développement de facteurs de substitution pour les produits du bois et de la bioénergie en contexte canadien

par

Thomas CARDINAL

MÉMOIRE PAR ARTICLE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE  
SUPÉRIEURE COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA  
MAÎTRISE EN GÉNIE CONCENTRATION PERSONNALISÉE  
M. Sc. A

MONTREAL, LE 8 DÉCEMBRE 2021

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

©Tous droits réservés, Thomas Cardinal, 2021

©Tous droits réservés

Cette licence signifie qu'il est interdit de reproduire, d'enregistrer ou de diffuser en tout ou en partie, le présent document. Le lecteur qui désire imprimer ou conserver sur un autre media une partie importante de ce document, doit obligatoirement en demander l'autorisation à l'auteur.

**PRÉSENTATION DU JURY**

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

Mme Annie Levasseur, directrice de mémoire  
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Mme Évelyne Thiffault, membre du jury  
Département des sciences du bois et de la forêt à l'Université Laval

M. Richard Arseneault, président du jury  
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 29 NOVEMBRE 2021

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE



## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier spécialement ma directrice de recherche Annie Levasseur sans qui rien de cela n'aurait été possible, merci de m'avoir supporté tout au long du projet. La maîtrise est une expérience particulière remplie de hauts et de bas et qui demande à la fois du temps, de la motivation et beaucoup de rigueur. Je remercie sincèrement Annie d'avoir continué à me supporter et à m'aider à travers mon parcours afin de terminer cette étape.

Ensuite, j'aimerais remercier Évelyne Thiffault et Lucas Moreau qui m'ont soutenu et apporté des informations essentielles pour la réalisation de mon projet. De plus, j'aimerais adresser un merci spécial à Caroline Frenette de CECOBOIS pour sa collaboration et ses conseils, sans oublier le MFFP pour leur aide dans la collecte de données.

Je tiens également à remercier grandement le CRSNG, le CIRODD et l'ÉTS pour leur appui financier. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis de réaliser ce projet. Votre support est non seulement essentiel, mais également très valorisant. Enfin, j'aimerais remercier mes proches pour le support constant qu'ils m'ont offert tout au long du projet.



# **Développement de facteurs de substitution pour les produits du bois et de la bioénergie en contexte canadien**

Thomas CARDINAL

## **RÉSUMÉ**

L'évaluation du potentiel d'atténuation du changement climatique du secteur forestier nécessite une approche holistique basée sur la séquestration du carbone (C) forestier, sur le stockage du C dans les produits ligneux récoltés et sur la substitution des produits présents sur les marchés par ces produits ligneux. Si la substitution est le levier affichant le plus grand potentiel d'atténuation, sa quantification repose encore aujourd'hui sur des facteurs présentant de grandes incertitudes. Les facteurs de substitution sont liés aux émissions de gaz à effet de serre (GES) des différents produits du bois (bois d'œuvre, bois d'ingénierie, bioénergie) et des produits substitués (béton, acier, énergies fossiles), en fonction de leur cycle de vie.

Le but de cette recherche est de générer des facteurs de substitution pour des systèmes de construction et de bioénergie. Elle s'inscrit dans la méthodologie holistique qui évalue le potentiel d'atténuation des changements climatiques du secteur forestier au Canada. La méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV) est utilisée pour quantifier les émissions de GES fossiles d'un scénario de référence et d'un scénario à forte intensité de bois remplissant la même unité fonctionnelle. Les facteurs de substitution ont été classés selon trois niveaux, à savoir par type d'utilisation finale, par sous-catégorie (secteur industriel) et par type de produit primaire.

Pour ce qui est de la substitution de produits (bois de sciage, panneaux), nous avons étudié le secteur de la construction. Nous avons analysé une gamme de bâtiments innovants en bois par rapport à l'acier et au béton armé comme matériaux substitués. Nous avons trouvé une moyenne non pondérée de 0,80 tC/tC pour le bois de sciage et de 0,81 tC/tC pour les panneaux. Concernant la substitution des énergies fossiles par la bioénergie, nous avons analysé plusieurs cas de figure selon les différents produits bioénergétiques, l'efficacité de conversion et le combustible fossile remplacé. Nous avons trouvé une moyenne non pondérée de 0,80 tC/tC pour la production de chaleur non résidentielle et de 0,51 tC/tC pour le transport. Ces moyennes peuvent être interprétées par type de combustible fossile remplacé : 0,91 tC/tC pour la substitution du mazout lourd, 0,69 tC/tC pour le mazout léger et 0,68 tC/tC pour le gaz naturel.

Si les facteurs de substitution présentés dans cette étude contribuent à l'élaboration de données de référence au niveau canadien, des recherches supplémentaires seront nécessaires pour mettre les résultats à l'échelle par rapport au marché. En outre, l'intégration de ces résultats dans les modèles dynamiques de suivi du carbone forestier et des produits du bois serait nécessaire pour émettre des recommandations sur le potentiel global d'atténuation du changement climatique du secteur forestier.

**Mots-clés :** Facteurs de substitution, Analyse de cycle de vie, Forêt, Produits du bois





# **Development of substitution factors for forest-based products and energy at end-use level for Canada**

Thomas CARDINAL

## **ABSTRACT**

Evaluating the climate change mitigation potential of the forest sector requires a holistic approach based on forest carbon (C) sequestration, C storage in harvested wood products (HWP) and substitution on markets. High uncertainty is associated with substitution factors, that express avoided fossil greenhouse gas (GHG) emissions from the use of forest-based products in replacement of GHG-intensive materials and fossil fuels in tC/tC.

Uncertainty associated with substitution factors can be reduced by providing more detailed, local and diverse results. The aim of this research is to generate multiple substitution factors on a micro-level scale for construction and bioenergy systems to match with the holistic methodology used in Canada, that assess the climate change mitigation potential of the forest sector. Life cycle assessment studies are used to quantify fossil GHG emissions for a baseline scenario and a wood-intensive scenario that fulfill the same functional unit. For solid product substitution, we focused on the construction sector and analyzed a range of wood innovative buildings with steel and reinforced concrete as alternative materials. We found a non-weighted average of 0.80 tC/tC for sawnwood and 0.81 tC/tC for panels. For energy substitution, we analyzed cases with different specifications on biomass product, facility type and alternative fossil fuel source in non-residential heat production and biofuel transportation sectors. We found a non-weighted average of 0.80 tC/tC for non-residential heat production and 0.51 tC/tC for biofuel transportation, that can be interpreted as 0.91 tC/tC for heavy fuel oil, 0.69 tC/tC for light fuel oil and 0.68 tC/tC for natural gas substitution.

If substitution factors presented in this study contributes to developing benchmark data at the Canadian level, more research is needed to upscale theses results at market level. Also, implementing these results to forest and HWP C dynamic models would be necessary to make any recommendations about the overall climate change mitigation potential of the forest sector.

**Keywords:** Substitution factors, Life cycle assessment, Forest, Wood, Climate change



## TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE .....	3
1.1 Réchauffement climatique .....	3
1.1.1 Le cycle du carbone .....	4
1.1.2 Objectifs de réduction d'émissions de GES du Canada/Québec .....	6
1.1.3 Le rôle du secteur forestier .....	7
1.2 Analyse de cycle de vie.....	19
1.2.1 Définition et méthodes.....	19
1.2.2 Analyse de cycle de vie de produits du bois .....	23
1.2.3 Analyse de cycle de vie pour le bâtiment .....	26
1.2.4 Analyse de cycle de vie de système de bioénergie .....	29
1.3 Facteurs de substitution.....	35
1.3.1 Définition et hypothèses .....	35
1.3.2 Revue des facteurs de substitution.....	39
1.3.3 Limitations actuelles des facteurs de substitution.....	49
1.4 Sources de données potentielles.....	50
1.4.1 Déclarations environnementales de produits .....	50
1.4.2 Gestimat .....	52
CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE, OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE .....	55
2.1 Problématique .....	55
2.2 Objectifs.....	56
2.3 Méthodologie .....	57
CHAPITRE 3 DEVELOPMENT OF SUBSTITUTION FACTORS FOR FOREST- BASED PRODUCTS AND ENERGY AT END-USE LEVEL FOR CANADA .....	59
3.1 Introduction.....	61
3.1.1 General.....	61
3.1.2 Aim of the article .....	64
3.2 Materials and methods.....	65
3.2.1 Analytical framework .....	65
3.2.2 Development of substitution factors .....	70
3.3 Results.....	77
3.3.1 Substitution factors for products.....	77
3.3.2 Substitution factors for bioenergy.....	84
3.3.3 Discussion .....	87
3.4 Conclusion .....	93

CHAPITRE 4	DISCUSSION .....	95
4.1	Facteur de substitution des produits du bois .....	95
4.2	Facteurs de substitution de la bioénergie .....	100
4.3	Perspectives de recherches.....	102
4.4	Contexte d'utilisation actuel des facteurs de substitution.....	104
CONCLUSION.....		107
ANNEXE I	DÉTAILS DES CALCULS DES FACTEURS DE SUBSTITUTION DES PRODUITS .....	109
ANNEXE II	DÉTAILS DES CALCULS DES FACTEURS DE SUBSTITUTION DE LA BIOÉNERGIE.....	147
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		159

## LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Facteurs d'émissions par type d'énergie utilisé au Québec.....33
Tableau 1.2	Résumé des facteurs de substitution retrouvés dans la littérature.....47
Tableau 1.3	Empreinte carbone des produits du bois retrouvés dans les DEP de l'Amérique du Nord sur une unité fonctionnelle de 1 m <sup>3</sup> .....51
Table 3.1	Oven dry weight of 1 m <sup>3</sup> of different HWP used in this study and their classification in the HWP basket .....71
Table 3.2	Description of data and system boundaries for studies of wood product substitution.....73
Table 3.3	Description of data for studies selected for energy substitution .....76
Table 3.4	Summary of results for wood product substitution in construction.....78
Table 3.5	Summary of results for energy substitution .....85
Tableau 4.1	Comparaison des valeurs de facteurs de substitution avec les données de bâtiments .....97
Tableau 4.2	Comparaison des valeurs de facteurs de substitution de bioénergie.....101



## LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Cycle du carbone.....5
Figure 1.2	Proportions moyenne mondiale des stocks de carbone forestier .....8
Figure 1.3	Exemple d'évolution des flux de carbone d'un peuplement forestier.....9
Figure 1.4	Évolution du carbone forestier suite à une récolte.....10
Figure 1.5	Flux de carbone forestier .....12
Figure 1.6	Différence de flux annuels de GES (MT CO <sub>2</sub> ) entre le cours normal des affaires et le scénario d'intensification de l'aménagement et du développement de la bioénergie pour la récolte de bois sans preneurs .....17
Figure 1.7	Cadre méthodologique de l'ACV .....20
Figure 1.8	Méthode d'évaluation Impact 2002+.....22
Figure 1.9	Cycle de vie des produits du bois .....24
Figure 1.10	Frontières relatives à l'ACV d'un bâtiment.....26
Figure 1.11	Classification des types d'approvisionnement en biomasse forestière.....30
Figure 1.12	Technologies potentielles favorisant la production de bioénergie à partir de biomasse forestière .....31
Figure 1.13	Calculs des émissions de combustions de deux systèmes de production d'énergie.....32
Figure 1.14	Illustration du concept de la dette de carbone.....34
Figure 1.15	Possibilités de valorisation des produits tiré de la forêt.....37
Figure 1.16	Exemple de matériaux bois et leurs substituts .....38
Figure 1.17	Méthodologie de calcul de facteurs de substitution pondérés .....41
Figure 1.18	Résumé de la méthodologie de calcul des facteurs de substitution .....42

Figure 1.19	Résumé de la méthodologie de calcul des facteurs de substitution pour la bioénergie au Canada.....	45
Figure 1.20	Facteurs de substitution divers calculés par le CORRIM .....	48
Figure 1.21	Structure d'une analyse dans l'outil Gestimat .....	53
Figure 3.1	Overview of the methodology for the calculation of substitution factors.....	66
Figure 3.2	Overview of the framework for product substitution .....	68
Figure 3.3	Overview of framework for energy substitution.....	69
Figure 3.4	Display of the different stages in life cycle assessment of building .....	72
Figure 3.5	Range of product substitution factors by end use .....	80
Figure 3.6	Product SF by sub-category .....	81
Figure 3.7	Product SF by sub-category in construction structural .....	81
Figure 3.8	Difference between considering only structural materials and whole building on substitution factors for sawnwood and panels in construction.....	83
Figure 3.9	Energy substitution factors for specific bioenergy end uses.....	86
Figure 3.10	Energy substitution factors by sub-category .....	87



## **LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES**

ACV	Analyse du cycle de vie
AECV	Analyse environnementale du cycle de vie
APFC	Association des produits forestiers canadien
CSC	Capture et stockage du carbone
CCNUCC	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques
CPC	Cadre pancanadien sur la croissance propre
DEP	Déclaration environnementale de produit
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FMU	Forest Management Unit
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GTFCC	Groupe de travail sur la forêt et les changements climatiques
ICV	Inventaire du cycle de vie
CBM-FHWP	Carbon Budget Modelling Framework for Harvested Wood Products
CBM-CFS3	Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector
OMM	Organisation météorologique mondiale
PACC	Plan d'action sur les changements climatiques
PNE	Production nette de l'écosystème
PPB	Production primaire brute
RNCAN	Ressources Naturelles Canada
SCF	Service canadien des forêts



## **LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE**

C	Carbone
C <sub>Bio</sub>	Carbone biogénique
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
Éq. CO <sub>2</sub>	Équivalent de dioxyde de carbone
Gt	Gigatonne
Kg	Kilogramme
Mt	Mégatonne
Odt	Oven dry ton
T	Tonne
Tg	Téragramme



## INTRODUCTION

La production de ciment, le changement d'affectation des terres et la combustion de combustibles fossiles sont les principales causes de l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (GES) de nature anthropique (OMM, 2019). Une augmentation de température atmosphérique de plus de 1,5 degré Celsius par rapport au niveau préindustriel pourrait avoir de graves répercussions sur l'ensemble des écosystèmes terrestres (GIEC, 2018). Le Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) souligne le fort potentiel de réduction des émissions de GES et d'atténuation des changements climatiques offert par le secteur forestier (GIEC, 2007). Une des stratégies de l'approche systémique proposée par le GIEC consiste à favoriser l'emploi de produits du bois sur les marchés afin de substituer d'autres produits à forte intensité d'émissions de GES.

À la suite de la signature de l'Accord de Paris, l'industrie forestière canadienne a proposé des stratégies d'atténuation des changements climatiques. Elle s'est engagée à éliminer 30 Mt d'équivalent CO<sub>2</sub> d'ici 2030, ce qui représente 13 % de l'objectif global du Canada (APFC, 2016). La contribution du secteur forestier peut être présentée suivant trois leviers principaux: (i) l'augmentation des surfaces forestières et, donc, la séquestration du carbone (C) par le boisement/reboisement; (ii) la gestion durable des forêts existantes, pour augmenter et préserver les stocks de C en forêt et dans les produits du bois; et (iii) l'augmentation des parts de marché des produits du bois et de la bioénergie pour remplacer les matériaux à forte intensité de GES et les combustibles fossiles (GIEC, 2014). Plusieurs études ont mis en évidence l'effet de substitution comme puits de C. Parmi tous les puits de C, il est celui procurant les bénéfices climatiques à long terme les plus importants (Beauregard et al., 2020 ; Lippke et al., 2011 ; Paradis et al., 2019).

Les avancées scientifiques concernant la modélisation de l'impact des pratiques d'aménagement forestier sur les changements climatiques ont été importantes au Canada au cours des dernières années (Smyth et al., 2014, 2017). Ces études visent à contribuer au développement de stratégies de gestion forestière optimales en matière d'atténuation des

changements climatiques. Un des éléments importants de ces études est l'élaboration de facteurs de substitution qui permettent de quantifier le potentiel de réduction des émissions associées aux produits substitués. Or, peu d'études touchent l'élaboration de facteurs de substitution pour des produits en circulation sur les marchés au Canada (Leskinen et al., 2018), ce qui entraîne l'utilisation de données génériques non représentatives. Selon Smyth et al. (2017), la localisation géographique influence grandement la variation des données et leurs incertitudes. Puisque les décisions stratégiques prises à l'échelle provinciale et nationale sur l'utilisation du bois nécessitent d'être fondées sur des données fiables, il devient crucial de développer des paramètres locaux.

L'objectif principal de ce projet est d'améliorer la quantification de l'effet de substitution des produits forestiers sur les marchés canadiens et québécois en matière de réduction de GES, en vue de son utilisation dans des analyses basées sur l'approche forêt-produits-marchés. La méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV) encadrée par les normes ISO14040 et 14044 (ISO, 2006a, 2006b) est utilisée pour comparer les émissions de GES du cycle de vie des solutions bois et non-bois sur une base fonctionnellement équivalente. Les facteurs de substitution sont ensuite exprimés en tonnes de carbone évitées par tonnes de carbone contenues dans le produit bois (tC/tC) (Smyth et al., 2017).

Ce mémoire par article traite plusieurs groupes de données issues d'analyses de cycle de vie comparant un scénario de base et un scénario intensifiant l'utilisation du bois. Les secteurs du bâtiment et de la bioénergie ont été ciblés parce qu'ils présentent un grand potentiel de substitution.

## **CHAPITRE 1**

### **REVUE DE LA LITTÉRATURE**

#### **1.1 Réchauffement climatique**

L'émergence des nouvelles technologies ainsi que la recherche scientifique permettent aujourd'hui de reconstituer l'historique de la température atmosphérique. Le réchauffement climatique que subit actuellement la Terre freine et renverse une période de refroidissement global établie depuis plus de 6500 ans (Kaufman et al., 2020). Une augmentation de température de plus de 1,5 degré Celsius par rapport au niveau préindustriel pourrait avoir de graves répercussions sur l'ensemble des écosystèmes terrestres (GIEC, 2018).

La reconnaissance de l'humain dans ce bouleversement a pris de plus en plus d'ampleur depuis la première conférence sur le climat en 1979. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) furent créés respectivement en 1988 et 1992 afin d'apporter des solutions constructrices à la communauté internationale (Gupta, 2010).

La principale cause de cette augmentation de température est la quantité non négligeable des émissions de gaz à effet de serre (GES) de nature anthropique (GIEC, 2018). Malgré la ratification de l'Accord de Paris en 2015, engageant les pays signataires à abaisser leurs émissions de GES pour limiter la hausse de la température de la Terre à 1,5 degré Celsius, les niveaux de GES dans l'atmosphère ne cessent d'augmenter (CCNUCC, 2015 ; PNUE, 2019).

Parmi les différents GES, c'est le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) qui a la plus grande part de responsabilité dans l'élévation du forçage radiatif, engendrant à son tour la hausse de la température atmosphérique. Il provient principalement des émissions anthropiques liées à la combustion des énergies fossiles, de la production de ciment et du changement d'affectation des terres comme la déforestation (WMO, 2019).

### 1.1.1 Le cycle du carbone

Les émissions de CO<sub>2</sub> sont reliées directement au cycle du carbone (C). Le C est un élément que l'on retrouve partout sur notre planète, et ce, dans la matière organique et inorganique. Depuis des millions d'années, il suit un processus naturel de régénération. La Terre contient plusieurs réservoirs qui permettent de stocker le C sur des échelles de temps différentes. Deux phases distinctes caractérisent le cycle du C, soit le cycle biologique dit court et le cycle géologique dit lent.

Le cycle court inclut les flux de carbone entre les réservoirs suivant : l'atmosphère, la végétation, les sols et la couche supérieure des océans. On le définit comme le carbone biogénique (C<sub>bio</sub>) et il se régénère une fois entre 0 et 500 ans. Le cycle long s'étale sur un horizon excédant 10 000 ans et inclut les interactions entre les plus grands réservoirs tels que les roches et sédiments se trouvant dans des couches plus profondes du manteau terrestre et des océans. Certains flux de carbone entre le cycle long et le cycle court sont possibles, par exemple, l'éruption de volcans ou l'érosion sur le plancher océanique créée par l'eau (GIEC, 2013).

Les interactions des réservoirs de C avec l'atmosphère se produisent de deux façons. Un réservoir réalisant l'action d'émettre du CO<sub>2</sub> ou un autre GES vers l'atmosphère, se définit comme une source d'émissions. Au contraire, un réservoir absorbant un GES est appelé un puits de C. Enfin, il est possible que le carbone soit emprisonné sous le manteau terrestre et n'ait aucun échange avec l'atmosphère (GIEC, 2013).



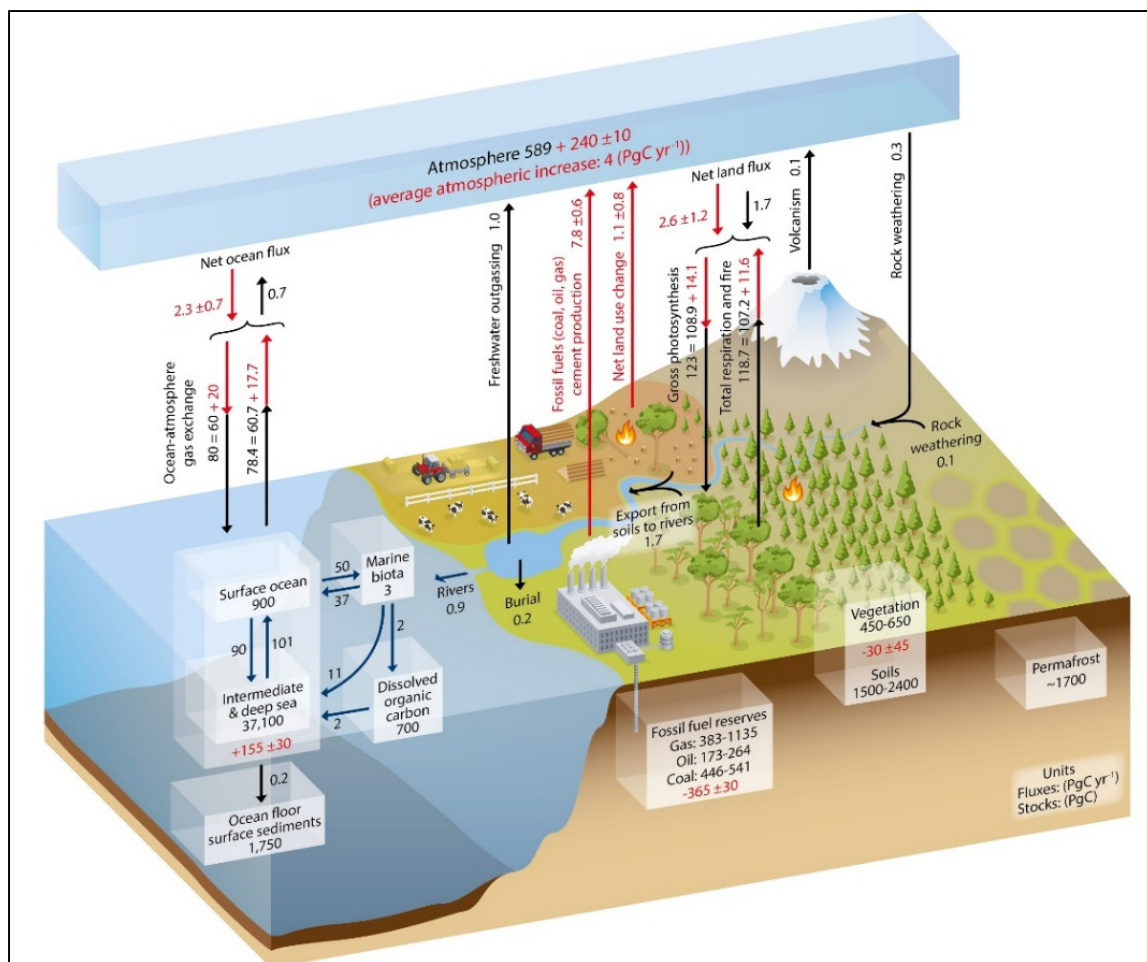


Figure 1.1 Cycle du carbone  
Tirée de GIEC (2013, p.471)

Les activités anthropiques identifiées en rouge dans la Figure 1.1 ont perturbé le cycle naturel du C, particulièrement depuis le début de l'industrialisation. Le transfert d'une partie des stocks de carbone suivant le cycle long vers l'atmosphère a provoqué un déséquilibre. Les puits principaux (terres et océans) ont toutefois séquestré une grande quantité de C, absorbant encore plus de C qu'ils ne le faisaient auparavant, ce qui a permis de réduire la charge de GES dans l'atmosphère. Le Global Carbon Budget rapporte qu'entre les années 2009 et 2018, des émissions moyennes de 11 GtC ont été causées par l'humain, dont 2,6 GtC absorbées par les océans et 3,5 GtC par les terres, résultant d'une augmentation nette de 4,9 GtC dans l'atmosphère (Friedlingstein et al., 2019).

### **1.1.2 Objectifs de réduction d'émissions de GES du Canada/Québec**

Lorsqu'on analyse les données d'émissions de GES, on observe que le Canada prend une petite part de responsabilité mondiale totalisant 729 Mt d'éq. CO<sub>2</sub> en 2018. De cette somme, 83 Mt sont attribuables à la province de Québec (Environnement et Changement climatique Canada, 2020).

Le Canada a adopté en 2016 le Cadre pancanadien sur la croissance propre et les changements climatiques (CPC) dans le but d'établir des cibles de réduction d'émissions de GES et de respecter les engagements pris durant l'Accord de Paris. L'objectif global du Canada représente concrètement une diminution de 30 % des émissions de GES par rapport aux niveaux de 2005, et ce, d'ici 2030 (Environnement et Changement climatique Canada, 2020). Le Québec, quant à lui, a décidé d'opter pour une stratégie plus ambitieuse, avec son Plan d'action sur les changements climatiques (PACC). Celui-ci mentionne une cible de réduction d'émissions de GES de -37,5 % d'ici 2030 et de 80 % à 95 % d'ici 2050 par rapport aux niveaux de 1990 (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015)

Pour mener à terme ces objectifs, des actions doivent être prises dans tous les domaines, dont le secteur forestier. C'est ainsi que l'Association des produits forestiers canadiens (APFC) s'est engagée, en 2016, à retirer 30 Mt d'éq. CO<sub>2</sub> pour l'horizon 2030, représentant environ 13 % de l'objectif global du Canada (APFC, 2016). À l'échelle de la province de Québec, cet objectif se traduit par une réduction de 8 Mt (Beauregard et al., 2020).

Le Plan pour une économie verte du Québec (PEV), visant à encadrer les stratégies de réduction de GES, n'inclut pas d'objectifs quantitatifs attribuables au secteur forestier mais, mise plutôt sur des investissements en recherche sur la contribution que peuvent avoir les forêts québécoises dans la lutte contre les changements climatiques (Gouvernement du Québec, 2020).

### **1.1.3 Le rôle du secteur forestier**

Le secteur forestier joue un rôle particulier et essentiel dans la lutte contre les changements climatiques (GIEC, 2007). En effet, durant la dernière décennie, à l'échelle planétaire, les forêts ont agi à titre de puits de carbone en absorbant plus du quart des GES émis par l'humain (Friedlingstein et al., 2019). Par ses 347 million d'hectares, le Canada se classe au troisième rang mondial des plus grandes superficies forestières, ce qui en fait un acteur très important dans la lutte contre les changements climatiques mondiale (Ressources Naturelles Canada, 2019).

#### **1.1.3.1 Le cycle du carbone forestier**

Les forêts sont une partie vitale du cycle biologique du carbone. Par l'action de la photosynthèse, le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère est absorbé par la végétation où il est ensuite transformé en matière organique; on nomme ce processus la séquestration ou le piégeage du carbone (Conseil canadien des ministres des forêts, 2010). Plusieurs facteurs peuvent influencer le taux de séquestration d'une forêt tel que le type d'essence d'arbre, la température ambiante, le rapport et l'intensité d'ensoleillement ou la concentration de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Campagna, 1996 ; GIEC, 2013). Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), le carbone forestier séquestré se retrouverait, en proportion moyenne, à 45 % dans le sol, à 44 % dans la biomasse vivante, à 4 % dans le bois mort et à 6 % dans la litière du sol (FAO, 2020). Par contre, les parts de carbone retrouvées dans les différents réservoirs de la forêt (sol, biomasse, litières, bois mort) sont grandement influencées par le type de biome, qui varie principalement entre la forêt tropicale, tempérée et boréale. Par exemple, les forêts boréales, qui représentent la majorité de la superficie forestière canadienne, stockent beaucoup plus de carbone dans le sol (60 %) que dans la biomasse (20 %), contrairement aux forêts tropicales où le sol et la biomasse constituent respectivement 32 % et 56 % des stocks de carbone (Pan et al., 2011). Une représentation de la proportion moyenne des stocks de carbone forestier est illustrée à la Figure 1.2.

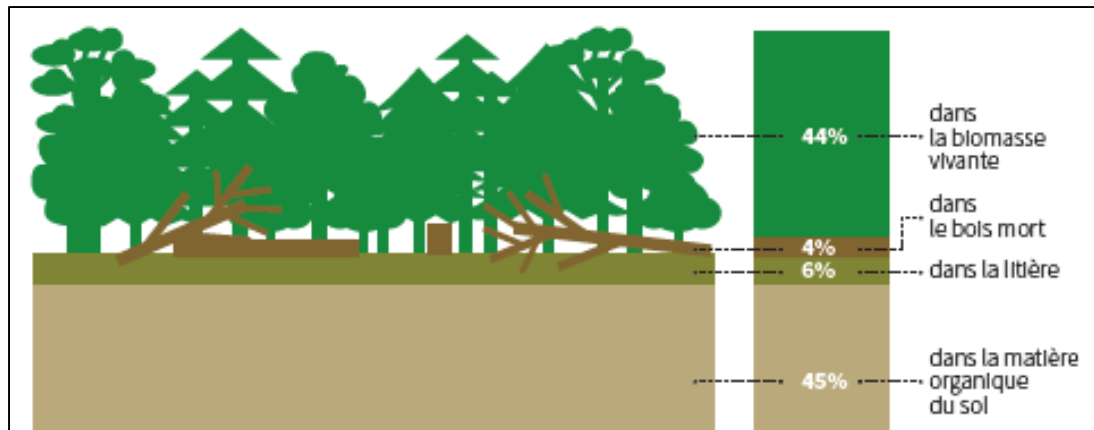


Figure 1.2 Proportions moyenne mondiale des stocks de carbone forestier  
Tirée de FAO (2020 p.11)

La dynamique des flux de carbone entre ces réservoirs est un phénomène naturel complexe. Bien qu'elles séquestrent une grande quantité de CO<sub>2</sub> par la photosynthèse, les forêts peuvent aussi se retrouver comme source d'émissions. En effet, celles-ci dégagent du CO<sub>2</sub> par la respiration et la décomposition de la matière organique. La respiration provient de l'ensemble des tissus contenus dans les organismes photosynthétiques, elle est appelée respiration autotrophe ( $R_{autotrophe}$ ). La décomposition représente l'activité microbienne se déroulant en surface ou sous le sol, elle comprend notamment la respiration hétérotrophe ( $R_{hétérotrophe}$ ). Le bilan carbone d'un peuplement forestier à l'état naturel correspond donc à la différence entre le carbone séquestré et celui émis par la forêt. Conséquemment, une forêt peut être soit un puits de carbone ou une source d'émissions (Campagna, 1996 ; Kurz et al., 2013). L'équation 1.1 représente une formule simplifiée du calcul de bilan forestier.

$$PNE = PPB - (R_{autotrophe} + R_{hétérotrophe}) \quad (1.1)$$

Adapté de Chapin et al. (2011 p.158)

La production primaire brute (PPB) représente l'ensemble de la matière organique produite par l'activité photosynthétique. La production nette de l'écosystème (PNE) équivaut au bilan carbone (Chapin, Matson, & Vitousek, 2011).

Les différents flux de carbone que l'on retrouve à l'échelle d'un peuplement forestier varient selon le stade d'évolution de la forêt et du type de climat. Un exemple de la dynamique des flux de carbone à travers le temps est présenté à la Figure 1.3. On remarque que la PPB atteint un plateau après un certain temps, ceci est dû, entre autre, à la fermeture du couvert forestier. Par contre, la respiration autotrophe continue d'augmenter, car elle est proportionnelle à la quantité de biomasse vivante contenue dans l'écosystème. Cela fait donc en sorte que la PNE, soit le taux de séquestration nette du carbone, tend à diminuer avec le temps (Waring & Schlesinger, 1985, cité dans Campagna, 1996).

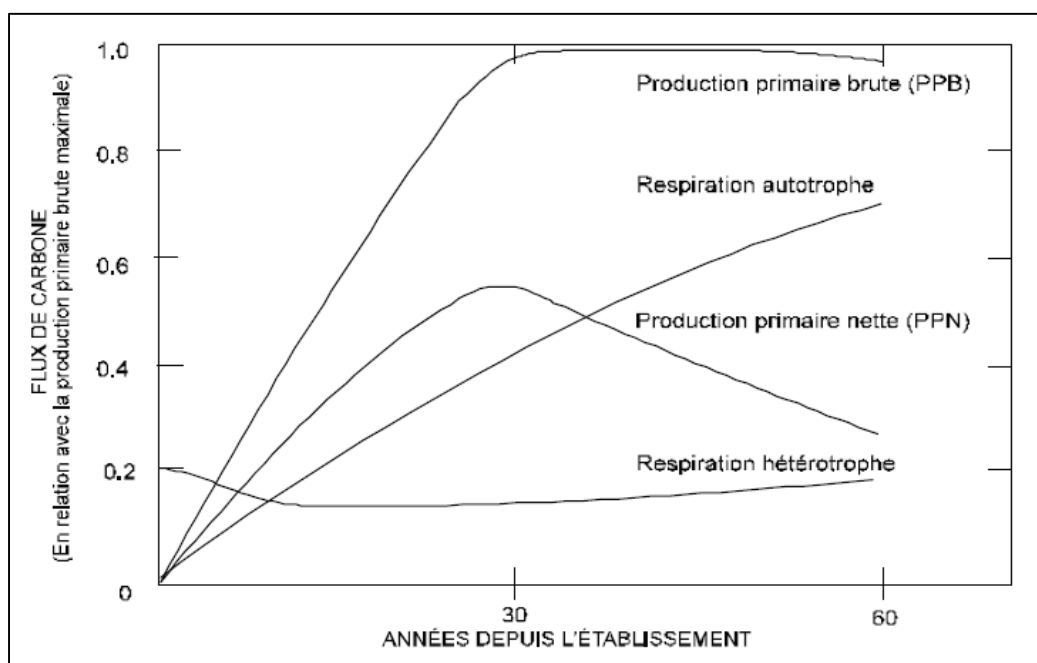


Figure 1.3 Exemple d'évolution des flux de carbone d'un peuplement forestier  
Tirée de Campagna (1996) et adaptée de Waring & Schlesinger (1985)

L'âge d'un peuplement a donc un impact notable sur sa capacité à séquestrer du C, où l'an 0 représente un événement majeur telle une coupe forestière ou une perturbation naturelle comme un feu de forêt. À la suite d'une perturbation, une forêt boréale sera considérée comme une source de carbone pour une durée variant de 5 ans à 30 ans puisque les émissions liées à la décomposition de la matière organique morte seront plus importantes que celles dues à l'activité photosynthétique (Kurz et al., 2013 ; Lemprière et al., 2013).

Suivant cette méthodologie, Gaboury et al. (2009) démontrent qu'un délai de 27 ans est nécessaire avant d'observer un bilan carbone cumulatif positif après une coupe, et ce, pour une forêt composée d'épinette noire, soit le type d'essence le plus retrouvé sur l'ensemble du territoire du Québec. L'évolution des différents réservoirs de carbone forestier suite à une récolte en contexte canadien est illustrée à la Figure 1.4.

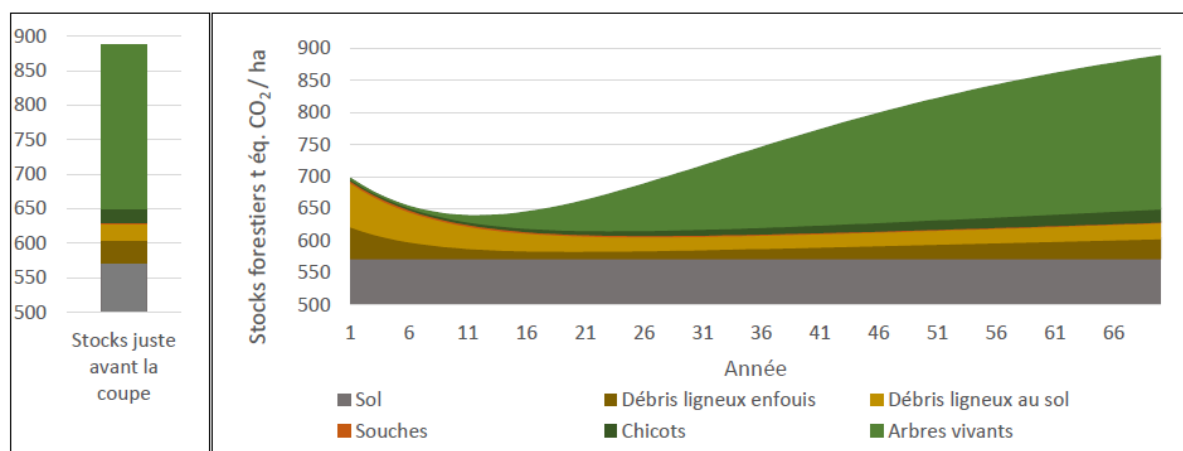


Figure 1.4 Évolution du carbone forestier suite à une récolte  
Tirée de Beauregard et al. (2020) et adaptée de Senez-Gagnon et al. (2018)

Au Canada, la comptabilisation du carbone forestier est effectuée dans près de 57% de la superficie forestière totale, soit celles définies comme des forêts aménagées. Ces forêts sont soumises à un plan d'aménagement à long terme et ont été considérées comme un puits net de C entre 1990 et 2008, captant en moyenne 28 Tg C an<sup>-1</sup> (Kurz et al., 2013). D'ailleurs, le Canada est le pays ayant la plus grande part de forêt souscrite à un plan de gestion au monde (Ressources Naturelles Canada, 2019).

Toutefois, le changement du climat fait en sorte que les écosystèmes forestiers sont de plus en plus affectés par les perturbations naturelles telles que les épidémies d'insectes et les feux de forêt. Des épidémies comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette frappent sévèrement les biomes terrestres du Canada, ce qui occasionne des transferts importants de stocks de C vers l'atmosphère, principalement par la décomposition. Le dernier bilan carbone forestier datant de 2017 indique que les forêts aménagées ont été une source nette d'émissions, totalisant

environ 217 Mt d'éq. CO<sub>2</sub> (Ressources Naturelles Canada, 2019). La dynamique des flux de carbone dans un peuplement forestier est donc un élément essentiel à prendre en compte si l'on veut optimiser la fonction de puits de carbone en forêt.

### **1.1.3.2 Stratégies d'aménagement forestier**

Afin d'orienter les décideurs, le GIEC a établi des lignes directrices au niveau de l'aménagement forestier permettant d'atténuer les émissions de GES vers l'atmosphère (Nabuurs et al., 2007).

1. La stabilisation ou l'augmentation des superficies forestières en réduisant la déforestation ou en pratiquant du boisement ou du reboisement sur des terres vierges.
2. L'augmentation de la densité de carbone par superficie forestière à l'échelle d'un peuplement par différentes techniques de sylviculture tel que la préparation des sites de cultures, le choix des essences, la fertilisation des sols et autres.
3. L'augmentation de la densité de carbone par superficie forestière à grande échelle par la conservation des vieilles forêts, une plus grande période de rotation des récoltes et une protection accrue des feux de forêts ainsi que des épidémies.
4. L'augmentation des stocks de carbone dans les produits ligneux récoltés et la substitution des produits et des combustibles ayant une grande empreinte environnementale par les ressources forestières.

Traduit de (Nabuurs et al, 2007, p.549).

La Figure 1.5 résume ces stratégies en mettant en relation l'ensemble des différents flux de carbone reliés au secteur forestier allant de la gestion du territoire aux services offerts à la société via les produits du bois ou de la bioénergie.

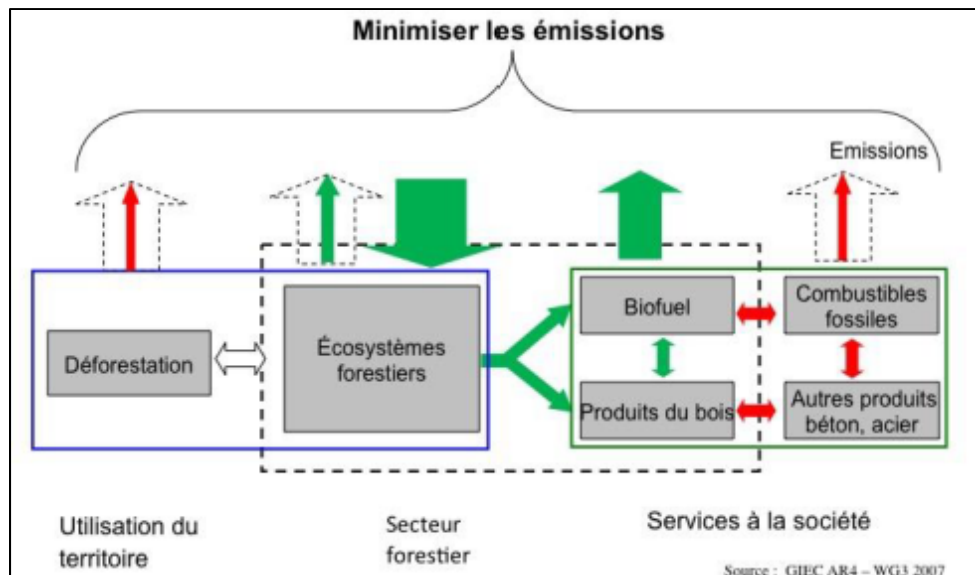


Figure 1.5 Flux de carbone forestier  
Tirée de UQAC (2019) et adaptée de Nabuurs et al. (2007)

Au Canada, le taux de déforestation a été sensiblement constant, se situant entre 0 % et 0,1 % sur une base annuelle. En 2017, les forêts canadiennes ont perdu l'équivalent de 0,01 % de la superficie totale, principalement par l'extraction minière, pétrolière et gazière ainsi qu'à l'agriculture (Ressources Naturelles Canada, 2019). La déforestation n'est donc pas un problème majeur au Canada, mais une augmentation des superficies forestières serait souhaitable pour suivre les recommandations du GIEC.

Afin de tirer des bénéfices environnementaux des produits du bois, il est indispensable que ceux-ci proviennent de forêts gérées durablement. En effet, le bois est considéré comme un matériau renouvelable uniquement si l'écosystème forestier a la capacité de se régénérer (GTFCC, 2020). De plus, les coupes forestières ont des impacts non négligeables sur la capacité régénératrice d'un écosystème. Par exemple, la transformation d'une forêt boréale primaire, soit une forêt où aucune activité humaine n'a été détectée, en forêt aménagée pour la récolte de bois se traduit en perte de biodiversité et de résilience face aux perturbations naturelles (Martin, Boucher, Fenton, Marchand, & Morin, 2020).



Au Québec, la gestion des forêts est encadrée par la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, cette loi mise notamment sur l'aménagement écosystémique, qui se rapproche des cycles naturels auxquels sont soumises les forêts et ainsi assurer le maintien de la biodiversité et des capacités régénératrices (Gouvernement du Québec, 2010). De plus, trois différentes certifications, soit l'Association canadienne de normalisation (CSA), le Forest Stewardship Council (FSC) ainsi que la Sustainable Forestry Initiative (SFI), se partagent près de 90 % des forêts publiques, ce qui fait du Québec un leader mondial en termes de certification (MFFP, 2019).

Des études sur la séquestration du carbone en forêt ont permis de comprendre et d'identifier certaines méthodes de sylviculture telle la priorisation de certaines essences d'arbres pour améliorer le taux de séquestration d'un peuplement forestier en contexte de forêt boréale québécoise (Boucher, Tremblay, Gaboury, & Villeneuve, 2012 ; Bureau du forestier en chef, 2015 ; Gaboury et al., 2009). Certaines limitations telles que le changement d'albédo entre tourbière et forêt peuvent toutefois provoquer une augmentation de forçage radiatif et nécessite des recherches plus approfondies (Bernier et al., 2011).

La récolte et la transformation du bois correspondent à un transfert de stock de carbone de la forêt vers les produits du bois. En effet, les produits du bois sont en eux-mêmes un réservoir de C, puisqu'ils empêchent temporairement le C de se retrouver dans l'atmosphère. La proportion massique du carbone dans le bois à l'état anhydre est assumée à 50 % par la communauté scientifique. Ce levier est donc optimisé lorsque l'on favorise la production de produits ligneux récoltés de longue durée (Sathre & O'Connor, 2010). L'effet du stockage temporaire du C sur le climat est encore à ce jour mitigé. Il dépend principalement de deux facteurs soit la durée de vie des produits du bois et la vitesse de régénération de l'écosystème forestier (Guest, Bright, Cherubini, & Strømman, 2013). Toutefois, plusieurs études ont tenté de quantifier cet effet sur le réchauffement climatique global et ont conclu qu'aucun effet positif permanent ne peut y être attribué (Magwood, 2019).

L'effet de substitution est défini par le remplacement d'un produit à forte intensité carbonique tel que le ciment ou l'acier par un produit du bois, tiré d'une forêt gérée durablement et possédant une empreinte carbone moindre (Schlamadinger & Marland, 1996). Il s'applique autant aux matériaux qu'à l'énergie, où la bioénergie peut alors remplacer les combustibles fossiles tels que le charbon ou le mazout.

### 1.1.3.3 Études sur la gestion du carbone forestier au Québec et au Canada

Les travaux de C. Smyth et collègues de Ressources Naturelles Canada (RNCAN) et du Service canadien des forêts (SCF) ont contribué grandement à la compréhension du potentiel de la foresterie canadienne en matière d'atténuation des changements climatiques. L'analyse de différentes stratégies d'aménagement forestier et d'utilisation de produits du bois a permis de conclure que le secteur forestier canadien pouvait contribuer de manière importante à atteindre les objectifs de réductions de GES. Les avenues permettant cette conclusion se traduisent en une meilleure utilisation des ressources forestières récoltées, une augmentation de la récolte des résidus pour produire de la bioénergie et un changement de proportion dans les produits ligneux récoltés pour favoriser les produits de longue durée de vie.

La méthodologie utilisée par Smyth pour dresser le bilan carbone de la forêt canadienne se base selon l'équation 1.2, où E représente le bilan, F les émissions nettes de la forêt, P les émissions vers l'atmosphère reliées au contenu en carbone des produits du bois et D les impacts de la substitution incluant les produits et la bioénergie. Les émissions ont été évaluées pour plusieurs scénarios et ont été comparées à celles du scénario de base (*buisness as usual*) qui ne considère aucune nouvelle mesure sylvicole en termes d'atténuation de GES (Smyth et al., 2014).

$$E = F + P + D \quad (1.2)$$

Tiré de Smyth et al. (2014 p.6)

La modélisation des différents flux de carbone associés au paysage forestier du Canada se réalise dans le Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3). Ce modèle contient un inventaire des terres forestières du Canada et des algorithmes permettant d'évaluer la variation des stocks de carbone dans chaque réservoir selon la nature de l'activité (humaine, processus naturel, perturbations naturelles ou autre). Il est couramment mis à jour par le SCF et utilisé pour l'évaluation des émissions de GES dû au changement d'affectation des terres et foresterie ainsi que pour le support des décisions stratégiques gouvernementales quant à l'atteinte des cibles climatiques (Kurz et al., 2009 ; Kurz, Stinson, Rampley, Dymond, & Neilson, 2008). Les émissions de la forêt (F) sont associées à la différence entre les absorptions de carbone liées à la photosynthèse et les émissions dues à la décomposition de la matière organique via la respiration ou la décomposition.

Le modèle CBM-CFS3 analyse et suit de façon dynamique le carbone biogénique contenu dans chaque unité d'aménagement forestier (UFA) et celui transféré vers les produits du bois et la bioénergie. Un autre logiciel se nommant Carbon Budget Modelling Framework for Harvested Wood Products (CBM-FHWP) utilise ces données et permet à son tour de suivre les flux de carbone des produits ligneux récoltés selon une représentation généralisée du marché canadien regroupant différentes catégories (bois de sciage, panneaux, pâtes et papier et autres produits du bois). Chaque catégorie de produits est alors associée à une durée de vie, après quoi une proportion sera transférée soit à la production de bioénergie soit à l'enfouissement. La somme des émissions associées aux produits du bois (P) tient donc en compte différents scénarios d'utilisation du bois et de fin de vie (combustion, bioénergie) et se définit comme le retour du carbone contenu dans les produits ligneux récoltés vers l'atmosphère.

Les scénarios envisageant une augmentation des récoltes de produits ligneux supposent l'hypothèse qu'un effet de substitution se produira sur le marché et qu'une certaine quantité de ces produits remplacera d'autres matériaux, de même que pour la bioénergie. Il est de même pour l'effet inverse, c'est-à-dire qu'une diminution de récolte entraînera un effet de substitution négatif. Chaque catégorie de produits est associée à des facteurs de substitution différents qui permettent de quantifier les réductions d'émissions résultantes de la substitution (D) (Smyth et al., 2014).

En 2017, le Groupe de travail sur la forêt et les changements climatiques (GTFCC) fut créé afin de présenter divers scénarios d'atténuation plus spécifiques au contexte québécois. Dans leur rapport publié en mars 2020, le GTFCC identifie une approche systémique semblable à celle de Smyth. Ces méthodes mettent de l'avant trois leviers principaux permettant au secteur forestier de contribuer à l'atténuation des émissions de GES, soit :

1. « La séquestration du carbone en forêt;
2. Le stockage dans les produits du bois;
3. L'effet de substitution produit par les produits du bois remplaçant des produits possédant une forte empreinte environnementale. » (Beauregard et al., 2020)

Dans l'étude du GTFCC, en addition aux conclusions des travaux de Smyth, une augmentation des superficies forestières aménagées et une augmentation de la récolte de bois sans preneurs sont suggérées pour atteindre les objectifs d'atténuation les plus optimistes à long terme. Les bois sans preneurs sont des arbres n'ayant aucune valeur économique sur le marché dû à leur qualité et leurs essences. Normalement laissés sur le territoire de coupe, ils seront désormais utilisés à des fins de bioénergie. De plus, cela permettra d'augmenter la récolte des bois de sciage se situant sur le même territoire de coupe.

Le scénario le plus optimiste affiche des atténuations potentielles de -0,5 à -6,7 Mt d'éq. CO<sub>2</sub> par année. Bien que les résultats du rapport soient très diversifiés et qu'ils présentent de grandes incertitudes, quatre actions prioritaires sont proposées :

1. « L'augmentation du rendement [des scieries] et de l'utilisation en produits de longue durée ;
2. Le développement de chaînes d'approvisionnement en biomasse forestière et de production de bioénergie ;
3. La récolte et la mise en valeur de bois sans preneurs ;
4. Le boisement/reboisement de sites improductifs et non-forestiers. »

(Beauregard et al., 2020, p.47-48)

Toutefois, l'étude comporte plusieurs limitations méthodologiques en ce qui concerne la dynamique du carbone forestier, les perturbations naturelles, l'effet des changements climatiques sur la forêt et l'effet de substitution.

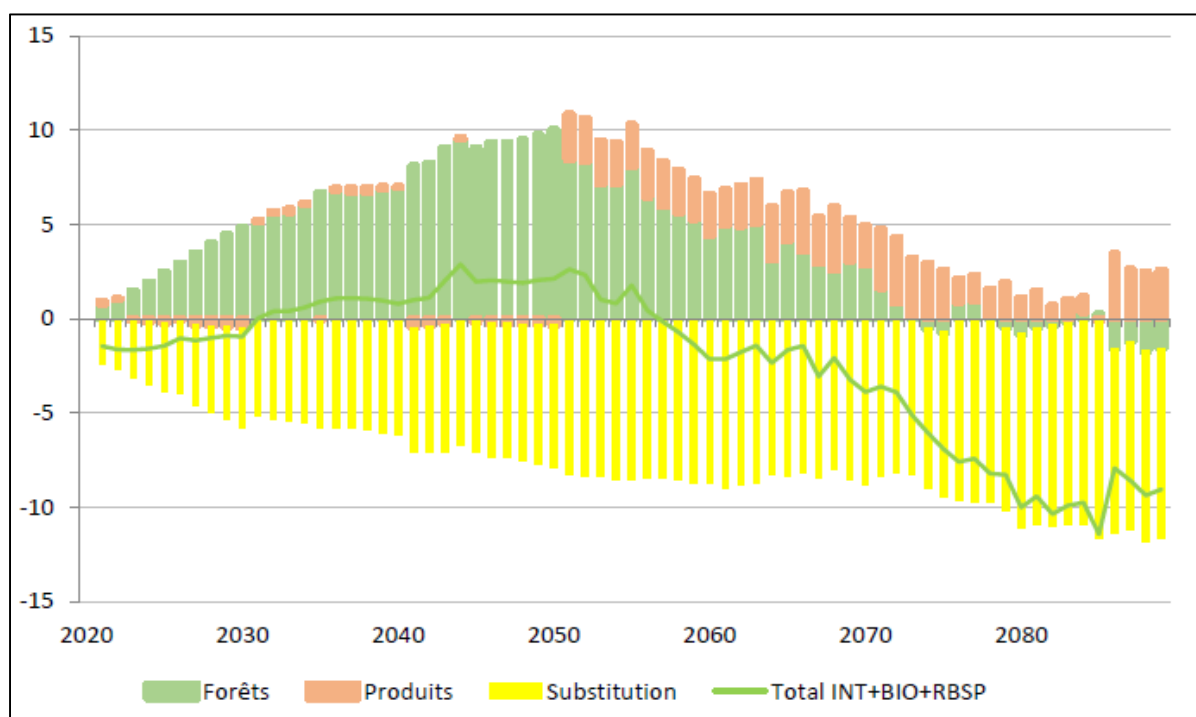


Figure 1.6 Différence de flux annuels de GES (MT CO<sub>2</sub>) entre le cours normal des affaires et le scénario d'intensification de l'aménagement et du développement de la bioénergie pour la récolte de bois sans preneurs  
Tirée de Beauregard et al. (2020)

Enfin, un fait important ressort des études de Smyth et du GTFCC. Tout comme on peut l'observer sur la Figure 1.6, l'effet de substitution est le premier responsable des effets totaux d'atténuation. Cet effet est quantifié grâce aux facteurs de substitution et ceux-ci sont calculés selon les données d'émissions de GES tirées de la méthode d'analyse du cycle de vie (ACV) des produits du bois et de ceux qu'ils remplacent (Roger Sathre & O'Connor, 2010). Donc, considérant leur haute importance, il est essentiel que ces facteurs soient représentatifs du contexte dans lesquels ils sont utilisés.

## **1.2 Analyse de cycle de vie**

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode de quantification des impacts environnementaux d'un produit, d'un service ou d'un système selon l'ensemble des étapes du cycle de vie, elle est aussi surnommée l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV). Il s'agit d'un outil d'aide à la décision pouvant comparer à la fois les impacts, la consommation d'énergie ou les émissions de GES d'un système. (Jolliet, Saade-Sbeih, Crettaz, Jolliet-Gavin, & Shaked, 2017).

L'ACV est utilisée à plusieurs fins se rattachant tous à la performance environnementale du cycle de vie d'un produit, notamment, à l'identification de points faibles, à l'établissement des priorités d'actions, à l'évaluation de risques et surtout, à l'évitement du déplacement d'un problème (Jolliet et al., 2017). De plus, l'ACV est aussi utilisée dans la mise en œuvre des déclarations environnementales de produits (DEP), qui reflètent les impacts de la fabrication d'un produit sur l'environnement (ISO, 2006c).

### **1.2.1 Définition et méthodes**

Afin d'encadrer les pratiques de cette méthode, l'Organisation internationale de normalisation (ISO) a développé les normes ISO 14040 (ISO, 2006b) et ISO 14044 (ISO, 2006c). Cela a entre autres permis à l'ACV de se définir comme un outil pertinent pour les décideurs d'organisations gouvernementales voulant intégrer les performances environnementales dans l'orientation de leur planification stratégique (ISO, 2006b).

Le cadre méthodologique développé par ISO (2006b) est illustré à la Figure 1.7 et présente les quatre grandes étapes principales de l'ACV, soit la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts et finalement, l'interprétation des résultats. La compréhension de ces étapes est essentielle et permet de juger si une ACV est pertinente ou non.

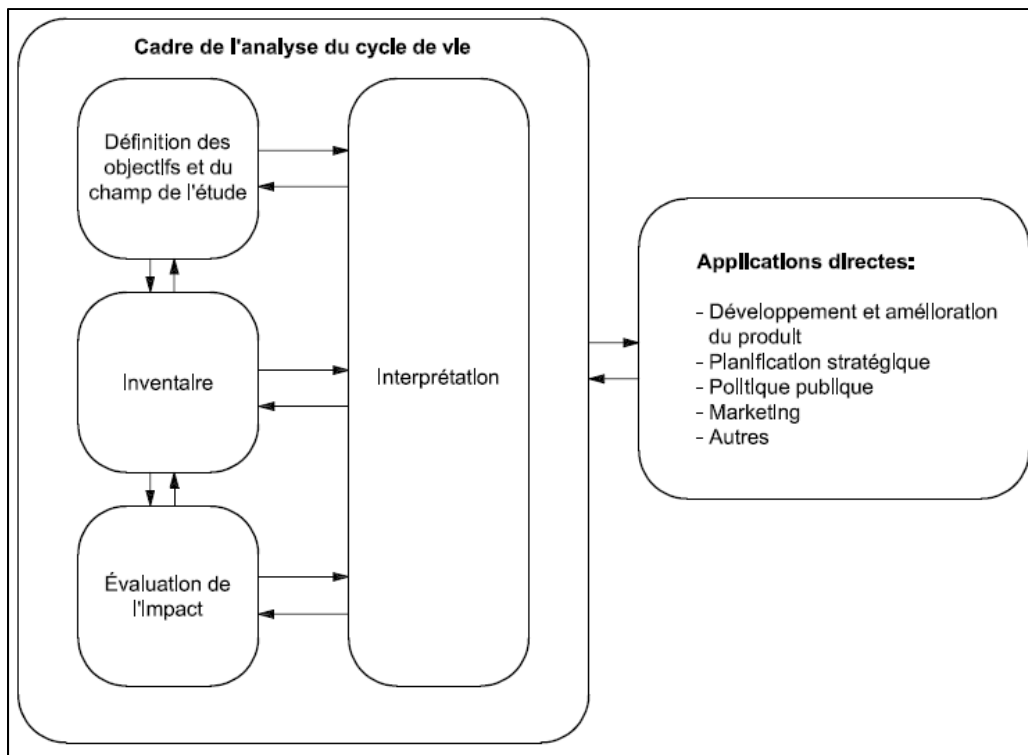


Figure 1.7 Cadre méthodologique de l'ACV  
Tirée d'ISO (2006a)

En premier lieu, lors de la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude, l'auteur de l'ACV doit expliquer ses intentions et les motifs qui l'ont mené à réaliser une telle étude. Il doit aussi spécifier quel type de public est visé par l'étude (gouvernement, entreprise privée ou autre). Il s'en suit une série de définitions de termes techniques qui serviront à encadrer l'analyse (système de produits, fonctions du système, unité fonctionnelle, flux de référence, frontières du système...). Les fonctions du système représentent le point d'ancrage de l'étude. Elles définissent les spécificités premières et les caractéristiques essentielles relatives au système. On y retrouve généralement une fonction primaire et parfois, des fonctions secondaires (Jolliet et al., 2017). L'unité fonctionnelle rapporte les fonctions sur une base normalisée et mesurable. Les impacts environnementaux sont ainsi comparables entre différents systèmes remplissant chacune la même fonction et ayant la même unité fonctionnelle. Par exemple, il n'est pas pertinent de comparer les résultats d'ACV de la production de 1 kg de bois à 1 kg de béton, car ces quantités ne rempliront pas la même



fonction. Il faut plutôt analyser un bâtiment avec la superficie de plancher et une durée de vie spécifique et extraire les quantités de matériaux pour construire une structure avec le matériau bois et une autre structure avec le béton. Les quantités de matériaux nécessaires pour satisfaire l'unité fonctionnelle sont considérées comme les flux de références. Enfin, les frontières de l'étude délimitent les procédés et les étapes qui seront incluses ou non dans l'analyse.

En deuxième lieu, la phase d'inventaire du cycle de vie (ICV). L'objectif de cette phase est de comptabiliser l'ensemble des intrants provenant de l'extraction des matières premières et de l'énergie consommée ainsi que des extrants, interprétés par les émissions dans l'eau, l'air et le sol et ce, basé sur l'unité fonctionnelle. Des bases de données d'ICV rassemblent un large spectre de processus auxquels un facteur d'émission et d'extraction est associé (Jolliet et al., 2017). La base de données la plus représentative à l'échelle du Québec est Ecoinvent (Wernet et al., 2016). Les processus sont basés sur les sources d'énergies, les technologies et les distances de transport représentatives du Québec.

En troisième lieu vient l'évaluation de l'impact du cycle de vie (ACVI). Durant cette phase, les résultats de la phase ICV sont comptabilisés et attribués à diverses catégories d'impacts pour finalement être caractérisés en catégorie de dommages (ISO, 2006c). Plusieurs méthodes d'évaluation existent et expriment les résultats selon différents indicateurs. Sur la Figure 1.8 est représentée une des méthodes les plus utilisée mondialement, soit la méthode Impact 2002+. Les résultats obtenus dans les catégories de dommages seront ceux utilisés pour l'interprétation des résultats. Les méthodes ont été développées pour des régions spécifiques, par exemple, la méthode TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*) est spécifique à l'Amérique du Nord et, plus particulièrement, aux États-Unis (Bare, 2011). C'est d'ailleurs cette méthode qui est utilisée dans les DEP sur les produits du bois de l'Amérique du Nord.

Afin de mesurer les dommages liés aux changements climatiques, l'ensemble des méthodes d'évaluation intègrent le calcul du pouvoir de réchauffement global aussi appelé *Global warming potential* (GWP) proposé par le GIEC. La valeur du GWP d'un gaz (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O,

CFCs, HFCs et autres) représente le forçage radiatif cumulatif calculé sur un horizon de temps donné (20, 50 ou 100 ans) suivant l'émission d'une unité massique de ce gaz par rapport à celui d'une émission équivalente de CO<sub>2</sub>. Il permet d'exprimer sous la même unité [kg d'éq. CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>] l'impact de tous les GES et ainsi, de faciliter la comparaison entre deux systèmes. Les GES n'ont pas tous le même forçage radiatif : par exemple, le CH<sub>4</sub> possède un GWP<sub>100</sub> de 28 comparativement à 1 pour le CO<sub>2</sub>, servant de référence. Les valeurs des GWP de chaque GES peuvent varier avec le temps dû à l'approfondissement des connaissances scientifiques, elles sont mises à jour par le GIEC dans chaque grand rapport, le dernier datant de 2013 (Myhre, Shindell, Bréon, & Collins, 2013).

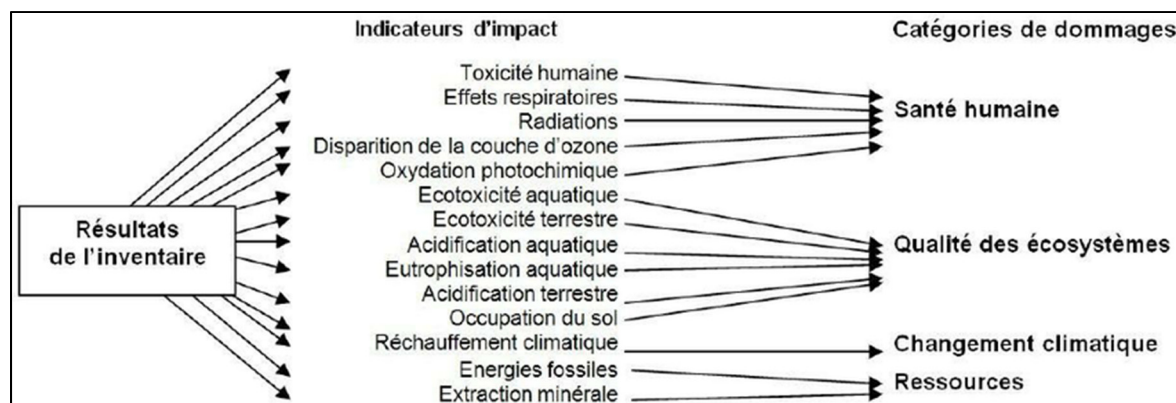


Figure 1.8 Méthode d'évaluation Impact 2002+  
Tirée de Jolliet et al. (2003)

Finalement, la quatrième phase de l'ACV est l'interprétation des résultats. Dans la Figure 1.7, toutes les phases sont reliées à l'interprétation, car, il s'agit d'un processus itératif où chaque étape doit être analysée et interprétée afin de pouvoir effectuer des modifications dans la méthode et ainsi, améliorer les résultats (Jolliet et al., 2017). C'est aussi lors de cette phase qu'on procède aux analyses de sensibilités, consistant à faire varier certaines hypothèses et en déduire l'impact sur les résultats globaux. Plusieurs avenues ainsi sont possibles et réalisables à cette phase. Cependant, l'objectif premier de cette phase est de présenter une étude cohérente supportant les recommandations et la conclusion tout en exposant les limites de celles-ci (ISO, 2006c).

Deux approches principales sont possibles pour la réalisation d'ACV, soit l'approche attributionnelle (ACVA) et l'approche conséquentielle (ACVC). Une décision concernant ces deux types d'ACV doit être prise très tôt dans la définition de l'étude. D'un côté, une approche attributionnelle se définit comme une approche statique, c'est-à-dire qu'elle tiendra compte des mêmes conditions techno-économiques pour toute la durée de l'analyse. Elle suppose, entre autres, qu'aucun changement ne se produira dans les chaînes d'approvisionnement. D'un autre côté, une approche conséquentielle se caractérise par sa démarche dynamique. Partant d'un modèle théorique de base, chaque décision de l'étude est interprétée par des conséquences et répercussions sur le marché, l'économie et les chaînes d'approvisionnement qui feront changer le modèle. Elle est plutôt reliée au principe d'offre et de demande et s'applique bien à des études de grande échelle (ILCD, 2010).

### **1.2.2 Analyse de cycle de vie de produits du bois**

Le cycle de vie complet des produits du bois commence dès la décision d'entreprendre l'exploitation d'une forêt et se poursuit jusqu'à la fin de vie du produit. Le bois est un matériau naturel et renouvelable lorsqu'il provient de forêt gérée durablement. De plus, toutes les parties de l'arbre (branches, résidus, copeaux, tronc) peuvent être utilisées comme matériau ou comme source d'énergie, ce qui en fait un matériau très efficient (Sathre & González-García, 2014). La Figure 1.9 illustre bien les différentes phases du cycle de vie des produits du bois ainsi que la circularité dans lequel le matériau s'inscrit par rapport au cycle du carbone.

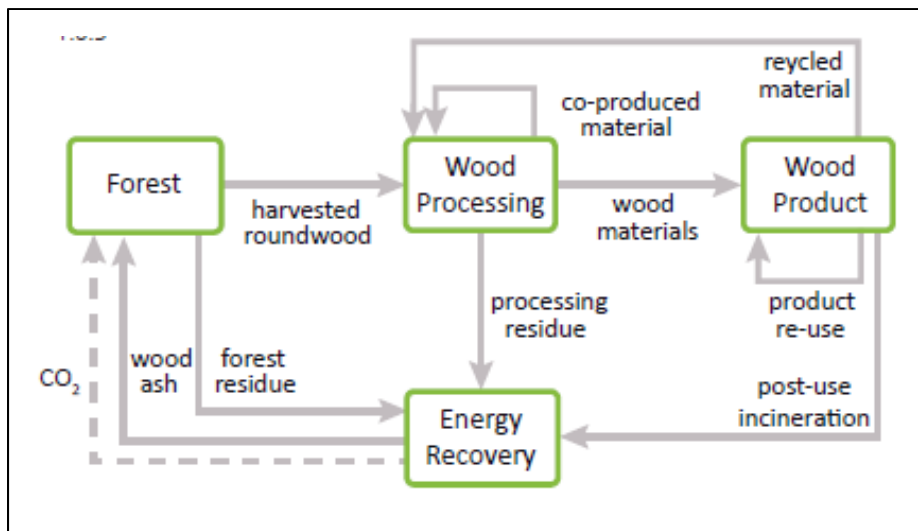


Figure 1.9 Cycle de vie des produits du bois  
Tirée d'Arfvidsson, J. et al. (2013)

Les principales phases incluses dans les ACV de produits du bois sont : l'aménagement forestier, l'exploitation forestière, la ou les transformation(s) du bois, la mise en place ou l'assemblage, l'utilisation, la disposition ainsi que le transport nécessaire entre chaque phase (Bergman, Oneil, Puettmann, Eastin, & Ganguly, 2014). Les nombreuses ACV réalisées sur les produits du bois ont fait ressortir quelques points ayant de grands impacts sur le cycle de vie, notamment la gestion de la fin de vie du matériau, sa réutilisation ou revalorisation comme matériau ou comme source d'énergie, l'utilisation de produits chimiques, la machinerie fonctionnant aux combustibles fossiles ainsi que les colles à base de pétrole ou de formaldéhyde dans la confection de panneaux (Sathre & González-García, 2014).

Les impacts de la phase de fin de vie varient énormément selon les différents scénarios envisagés. Il existe quatre alternatives principales quant à la disposition des produits ligneux récoltés, soit la réutilisation (1), la combustion jumelée à la production de bioénergie (2), l'enfouissement avec récupération de biogaz (3) ainsi que l'enfouissement sans récupération de biogaz (4). Les scénarios 1, 2 et 3 sont les plus bénéfiques pour l'environnement, car ils permettent une revalorisation de la ressource. Dans le scénario 3 et 4, soit lorsque le bois est envoyé dans les sites d'enfouissement, des émissions de méthane (CH<sub>4</sub>) surviennent dû à la

décomposition sans oxygène. Puisque le  $\text{CH}_4$  possède un pouvoir de réchauffement global beaucoup plus élevé que le  $\text{CO}_2$ , le fait de le laisser s'échapper dans l'atmosphère peut avoir des impacts non négligeables. Toutefois la quantité de  $\text{CH}_4$  émise diffère selon les sites d'enfouissement. Enfin, un certain pourcentage de carbone est stocké de façon permanente, car seulement une fraction du volume de bois envoyé à l'enfouissement se dégradera (Börjesson & Gustavsson, 2000 ; Roger Sathre & O'Connor, 2010). Dans CBM-FHWP, la modélisation de la fin de vie des produits ligneux récoltés comporte un seul scénario, soit l'enfouissement sans récupération de biogaz.

L'origine biogénique du bois tend à complexifier les études d'ACV reliés à ce matériau. Les émissions de C biogéniques sont reliées au cycle court du carbone et comptabilisées différemment que les émissions fossiles attribuées aux étapes de transformation, transport et installation. Telle qu'illustré à la Figure 1.9, les émissions biogéniques due à la combustion ou à la dégradation du bois peuvent être compensées par la captation du  $\text{CO}_2$  des nouveaux arbres qui peupleront la forêt exploitée durablement (Berndes et al., 2016 ; R. Sathre & González-García, 2014). Ce principe, que l'on nomme carboneutralité, a mené à la négligence du C biogénique dans les ACV des produits du bois.

Malgré les incertitudes reliées à l'impact du stockage du carbone, il a été démontré que les produits du bois ont tendance à avoir une empreinte carbone plus faible que d'autres produits ayant la même unité fonctionnelle, particulièrement par rapport au béton et à l'acier (Sathre & O'Connor, 2010; Werner & Richter, 2007).

1.2.3 Analyse de cycle de vie pour le bâtiment

Mondialement, le secteur du bâtiment représente une part non négligeable des émissions de GES à la fois pour la fabrication des matériaux de construction et pour l'utilisation des bâtiments. La part qu'occupe la fabrication des matériaux de construction s'élève à 11% pour l'ensemble de la planète et à 12% pour le Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2020 ; Global Alliance for Buildings and Construction, United Nations Environment Programme, & International Energy Agency, 2019).

Une des normes les plus répandues encadrant la pratique de l'ACV pour les bâtiments est la norme européenne **EN 15804 (2014)**. Elle divise les études en quatre grandes phases, soit la production des matériaux (A1-A3), la construction (A4-A5), l'utilisation (B1-B5) et la fin de vie du bâtiment (C1-C4). Une phase supplémentaire concernant les bénéfices du recyclage ou de la réutilisation (D) est parfois ajoutée si applicable. Cette division des phases permet l'identification des points chauds de l'ensemble du cycle de vie. La durée du cycle de vie d'un bâtiment peut varier entre 30 et 90 ans mais la majorité des analyses sont effectuées avec une durée de vie de 50 ans (Alain, 2015).

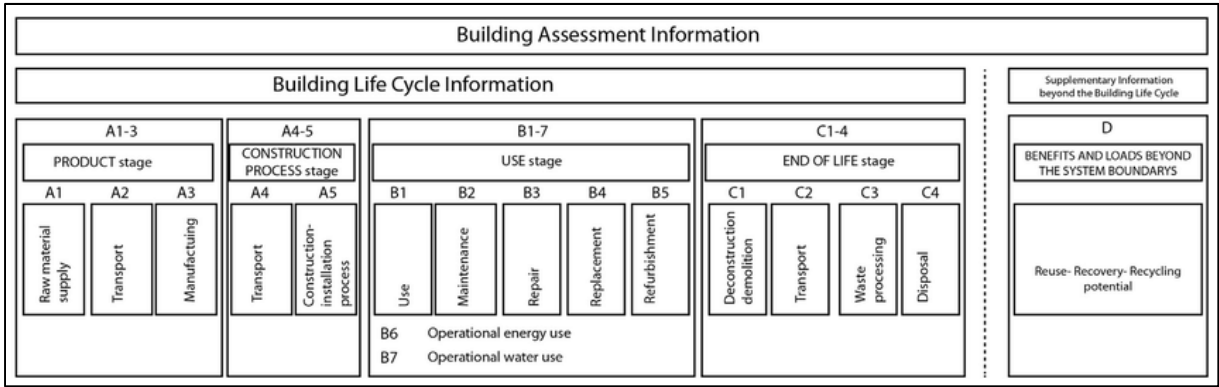


Figure 1.10 Frontières relatives à l'ACV d'un bâtiment  
Tirée d'EN 15804 (2014)

La phase de l'utilisation du bâtiment est souvent considérée comme la plus impactante dans tout le cycle de vie mais cela peut changer dépendamment de la localisation géographique et du mix énergétique utilisé. Au Québec, par exemple, plusieurs études ont démontré que la grande part qu'occupe l'hydroélectricité dans le mix énergétique permet de réduire considérablement les impacts de la phase d'utilisation, ce qui augmente alors l'impact relatif de la production des matériaux (Lessard et al., 2017). De plus, au niveau de l'ensemble de matériaux de construction, ce sont les matériaux de structure et d'enveloppe qui occupent la plus grande part de ces impacts (Alain, 2015). L'utilisation de l'ACV dans le bâtiment peut donc se rendre utile dans le choix des matériaux de structure, permettant de réduire l'impact global du bâtiment.

Les trois principaux matériaux de structure que l'on retrouve dans les bâtiments sont le béton, l'acier et le bois. Bien que le bois ait toujours occupé une place importante dans l'histoire des matériaux de construction, l'apparition du béton et de l'acier, jumelé à de nombreux facteurs sociaux, économiques et technologiques, ont contraint son utilisation aux bâtiments de petite échelle, principalement dans le secteur de la construction résidentielle unifamiliale. En 2013, 80% des nouvelles constructions résidentielles unifamiliales comportaient une structure de bois (Elling, 2015) tandis que seulement 28% des nouveaux bâtiments non résidentiels de quatre étages ou moins favorisaient le choix de ce matériau (MFFP, 2019).

Toutefois, l'avancement de la science et de l'ingénierie a permis le développement de nouveaux produits à base de bois (bois lamellé-collé, bois lamellé-croisé, etc.) permettant de compétitionner avec le béton et l'acier, notamment sur l'érection de bâtiments de grande envergure. Dans le contexte actuel où la population urbaine et la construction de nouveaux bâtiments sont en forte croissance, le choix de matériaux à plus faible empreinte carbone pourrait se révéler comme une stratégie d'atténuation des impacts liés aux changements climatiques. Les processus de fabrication polluants et énergivores du béton et de l'acier remettent en doute leur utilisation (Churkina et al., 2020 ; Lukić, Premrov, Leskovar, & Passer, 2020 ; L. Gustavsson et al., 2006).

Selon World Steel Association (2020), en 2018, l'industrie de l'acier était responsable d'entre 7 % et 9 % des émissions directes de CO<sub>2</sub> associés aux combustibles fossiles. Les principaux enjeux du calcul de l'empreinte carbone de l'acier sont la méthode de fabrication ainsi que le taux d'acier recyclé utilisé. Trois procédés de fabrication existent, soit le haut fourneau avec four à foyer ouvert (OHF), le haut fourneau avec four à oxygène (BOF) et le four à arc électrique (EAF). Les procédés OHF et BOF sont associées à la production primaire et utilisent principalement du minerai de fer, du charbon de coke, de la chaux ainsi qu'un certain pourcentage d'acier recyclé. En moyenne, le taux d'acier recyclé utilisé dans la production varie entre 10 % et 30 %. Ce taux peut grandement influencer le bilan carbone de la production totale dépendamment de la méthodologie d'ACV utilisée dans l'attribution de crédit pour le recyclage. L'EAF est principalement utilisé pour la production secondaire, car il utilise uniquement de l'acier recyclé. Son empreinte carbone est donc significativement moins élevée, mais sa production est limitée selon la quantité de matière recyclée disponible (GIEC, 2006 ; Yellishetty, Mudd, Ranjith, & Tharumarajah, 2011).

En 2016, les émissions de la production de béton représentaient 8 % des émissions de CO<sub>2</sub> mondiales (Andrew, 2017). Le béton est composé de ciment, d'eau, de granulats ainsi que d'additifs. La majorité des émissions proviennent de la fabrication du ciment et plus particulièrement du clinker, qui requiert un chauffage à une température atteignant 1450 °C. Plus précisément, environ 50 % des émissions sont attribuables au procédé de calcination, soit la réaction chimique transformant le carbonate de calcium (CaCO<sub>3</sub>) en silicate de calcium (Ca<sub>3</sub>SiO<sub>5</sub>) et CO<sub>2</sub>, 40 % aux combustibles fossiles utilisés pour le chauffage des fours à calcination et 10 % pour les autres processus (transport, mélanges, refroidissement) (Imbabi, 2012 ; Lehne & Preston, 2018). Toutefois, la carbonatation du béton, soit le vieillissement naturel, permet d'absorber une certaine quantité de CO<sub>2</sub>. Gajda (2001) estimait cette proportion à 7.6 % des émissions de la calcination, mais davantage de recherches sont nécessaires pour bien quantifier ce phénomène, car il est fortement influencé par la disposition du béton en fin de vie (Yang, Seo, & Tae, 2014).



Les industries du béton et de l'acier sont toutefois très proactives dans la mise en place de stratégies pour atténuer l'empreinte carbone de leurs produits. L'industrie du béton mise sur quatre leviers principaux soit, l'efficacité énergétique, la substitution des énergies fossiles, la substitution du clinker et la capture et le stockage du carbone (CSC) pour abaisser l'intensité carbonique du béton d'environ **37 % à 48 %** d'ici 2050 (IEA, 2018). L'industrie de l'acier mise sur l'optimisation de l'utilisation du matériau (recyclage), la substitution des énergies fossiles, la CSC et d'autres nouvelles technologies pour arriver à des réductions de **50 %** des émissions de CO<sub>2</sub> d'ici 2050 (IEA, 2020).

Dans une récente revue de littérature sur le cycle de vie complet des bâtiments, Saade et al. (2020) analysent 11 études d'ACV comparant les trois matériaux de structure. Malgré la prise en compte de nombreux éléments telle que l'utilisation du bâtiment, la carbonatation du ciment, le recyclage de l'acier, l'auteur confirme que la presque totalité des bâtiments ayant une structure de bois ont une empreinte carbone plus faible. En effet, une seule étude démontre qu'un bâtiment préfabriqué en acier possède une empreinte carbone moindre que celui en bois (Van Ooteghem & Xu, 2012).

#### **1.2.4 Analyse de cycle de vie de système de bioénergie**

La bioénergie, produite à partir de biomasse forestière est une énergie renouvelable se retrouvant sous plusieurs formes de combustible (solide, liquide ou gazeux) et pouvant remplacer les combustibles fossiles (Solomatnikova, 2011). L'approvisionnement en matière première se fait principalement via les résidus de l'industrie forestière. Tel qu'indiqué à la Figure 1.11, la biomasse forestière comporte quatre niveaux de classement, soit la biomasse primaire provenant des résidus des coupes forestières, la biomasse secondaire provenant des résidus l'industrie de la transformation du bois, la biomasse tertiaire issue de la récupération de matériaux de construction et la biomasse quaternaire issue des plantations à courte rotation. Au Canada, ce sont les résidus primaires qui constituent la principale source d'approvisionnement (Thiffault, Samuel, & Serra, 2015).

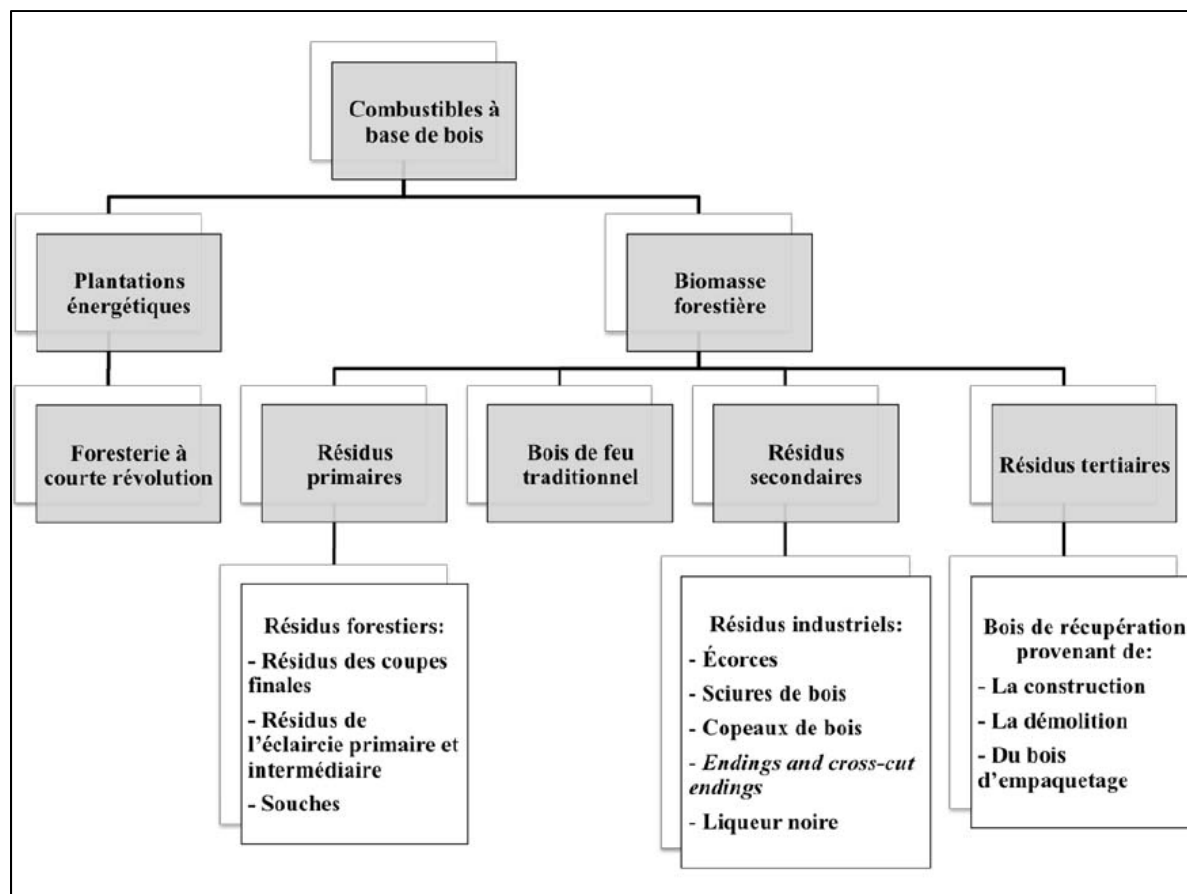


Figure 1.11 Classification des types d'approvisionnement en biomasse forestière  
Tirée de Röser et al. (2008), adaptée de Thiffault et al. (2015)

Les chemins de conversion de la biomasse forestière, illustrés à la Figure 1.12, sont divisés en trois grandes catégories d'utilisation finale soit le chauffage et la cogénération, l'électricité ou les biocarburants. Le choix du type de valorisation de la biomasse dépend de plusieurs facteurs tels que la classification de la biomasse (primaire, secondaire, tertiaire ou quaternaire), la qualité et l'essence du bois, la contamination, le taux d'humidité et autres (Solomatnikova, 2011). Ces différents procédés, particulièrement la gazéification et l'hydrolyse, ont pour but d'augmenter le pouvoir calorifique inférieur (PCI) du produit final, qui se définit comme la quantité d'énergie retrouvée dans une unité de masse (kWh/t).

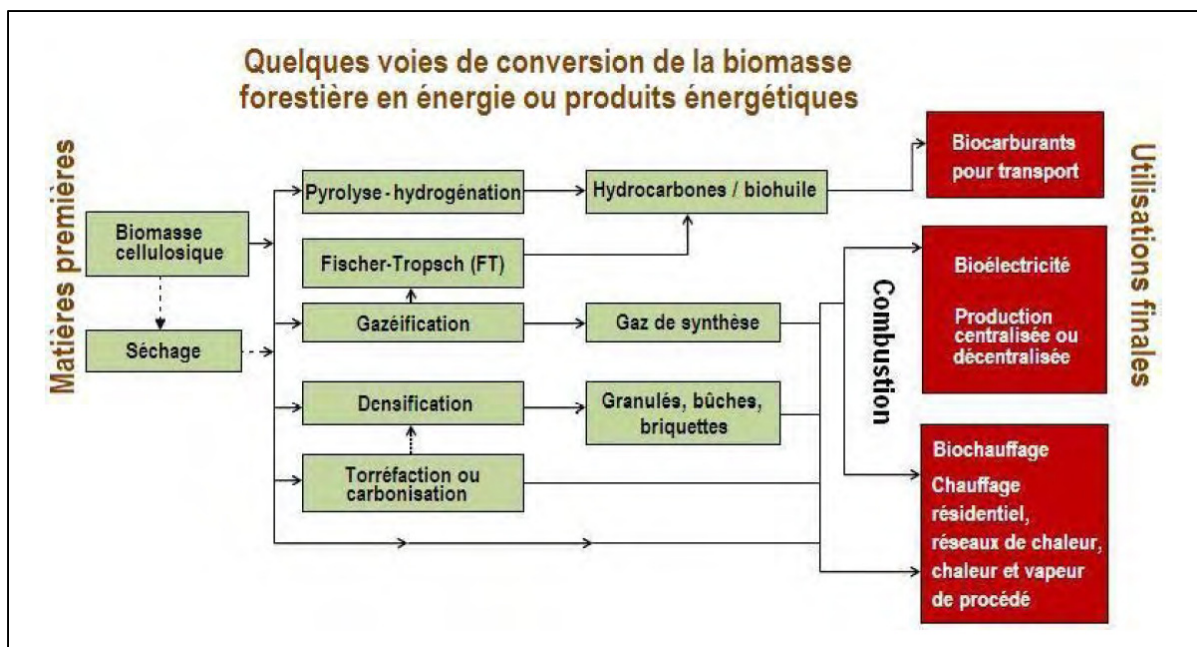


Figure 1.12 Technologies potentielles favorisant la production de bioénergie à partir de biomasse forestière  
Tirée de Solomatnikova (2011)

Les étapes des projets de valorisation de biomasse résiduelle varient en fonction du produit final. On retrouve principalement la fragmentation, le transport, le séchage, la densification, la gazéification, la torréfaction, l'hydrolyse et la combustion. La fragmentation consiste à broyer les résidus par une déchiqueteuse directement en forêt, après une période de séchage naturelle, ceci permet d'obtenir un produit homogène et d'optimiser le transport. Le transport se fait principalement entre la forêt et un centre d'entreposage/conditionnement où les résidus seront tamisés et mis à l'abri des intempéries de façon à diminuer le taux d'humidité aux alentours de 20%. Parmi les autres procédés, la densification est utilisée pour la production de granules, la gazéification pour le gaz de synthèse, la torréfaction ou carbonisation pour le biocharbon et l'hydrolyse pour l'huile pyrolytique. Peu importe la forme finale du produit énergétique, celui-ci sera soumis à une combustion pour en tirer de l'énergie (FQCF, 2013 ; Solomatnikova, 2011).

Les émissions de GES de combustion pour les systèmes de production d’énergie, incluant la biomasse forestière et les combustibles fossiles, peuvent être subdivisées en deux catégories, soit les émissions avant consommation et les émissions à la cheminée. Les émissions avant consommation sont induites par la chaîne d’approvisionnement, c’est-à-dire l’extraction, le transport et le prétraitement du combustible. En général, ces étapes sont plus énergivores pour la production de combustibles fossiles, mais certains procédés de transformation de biomasse tels que la production de bio huile ou biodiesel peuvent demander aussi beaucoup d’énergie. Les émissions reliées à la cheminée sont le produit du contenu en carbone intrinsèque du combustible exprimé par le facteur d’émission (kg CO<sub>2</sub>/GJ) et, le taux d’efficacité du mode de conversion énergétique propre au type de centrale utilisée (Bernier et al., 2012). Un exemple de calcul d’émissions de combustion est représenté dans la Figure 1.13 ci-dessous.

Le taux d’efficacité du mode de conversion affecte grandement les émissions de GES par unité d’énergie produite. Une faible efficacité engendrera une plus grande utilisation de biomasse pour la même quantité d’énergie produite. Ce taux peut varier entre 35% pour des centrales thermiques classiques et atteindre jusqu’à 90% pour des centrales de cogénération. De plus, le bois et les sous-produits énergétiques à base de biomasse forestière sont moins denses en énergie que les combustibles fossiles. Pour cette raison, le facteur d’émissions du bois est légèrement plus élevé, tel qu’on peut l’observer dans le tableau 1.13 (Bernier et al., 2012).

Éléments qui influent sur les émissions de combustion <sup>1</sup>	Scénario de la biomasse (résidus de coupe)	Scénario de référence (mazout lourd)
Facteur d’émission (kg CO <sub>2</sub> /GJ) <sup>2</sup>	112*	74,1*
÷ Taux d’efficacité du processus de conversion (%)	85	85
= Émissions à la cheminée (kg CO <sub>2</sub> /GJ)	131,8	87,6
+ Émissions avant consommation (kg CO <sub>2</sub> /GJ)	5,6	18,5
= Émissions de combustion de CO <sub>2</sub> (kg CO <sub>2</sub> /GJ)	137	106

1. Pour la production d’un GJ d’énergie.  
2. Les facteurs d’émission par défaut, présentés par le GIEC, correspondent au PCI.

Figure 1.13 Calculs des émissions de combustions de deux systèmes de production d'énergie  
Tirée de Bernier et al. (2012)

Tableau 1.1 Facteurs d'émissions par type d'énergie utilisée au Québec (kg CO<sub>2</sub>/GJ)

Adapté de Transition énergétique Québec (2019)

Type de combustible	Facteur d'émissions
Biocharbon	116,883 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Charbon	92,385 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Déchets ligneux (résidus de bois à base sèche)	95,57 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Coke de pétrole	86,361 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Écorce	91,749 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Essence (automobile)	67,714 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Essence (avion)	73,374 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Gaz naturel	50,198 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Mazout lourd	74,032 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Mazout léger	71,032 kg CO <sub>2</sub> /GJ
Propane	61,003 kg CO <sub>2</sub> /GJ

Les facteurs d'émissions sont constants et facile d'accès dans la littérature. Par contre, les données d'émissions avant consommation et le taux d'efficacité du mode de conversion varient davantage; elles dépendent de chaque système et du type de biomasse forestière utilisée.

Le surplus d'émissions des produits énergétiques issu de la biomasse est attribuable au C biogénique, il crée ce qu'on appelle une dette de carbone. Il est important de souligner qu'un système de bioénergie commencera à présenter des effets positifs uniquement lorsque cette dette sera remboursée par la captation de CO<sub>2</sub> dans la forêt (Bernier et al., 2012; Laganière et al., 2017; Serra et al., 2016; Thiffault et al., 2015) et sera considéré comme bénéfique lorsqu'elle sera complètement annulée. Un exemple est illustré à la Figure 1.14.

Le temps de remboursement de la dette de carbone peut varier entre 0 et plus de 100 ans (Laganière et al., 2017). Celui-ci dépend principalement de trois facteurs (Serra et al., 2016) :

1. Le combustible fossile qui sera remplacé (charbon, mazout, coke de pétrole ou autre) ;
2. L'efficacité du mode de conversion (chaleur, électricité, cogénération) ;
3. Le type de biomasse forestière (arbre (vivant ou mort) ou résidus (primaire, secondaire ou tertiaire)).

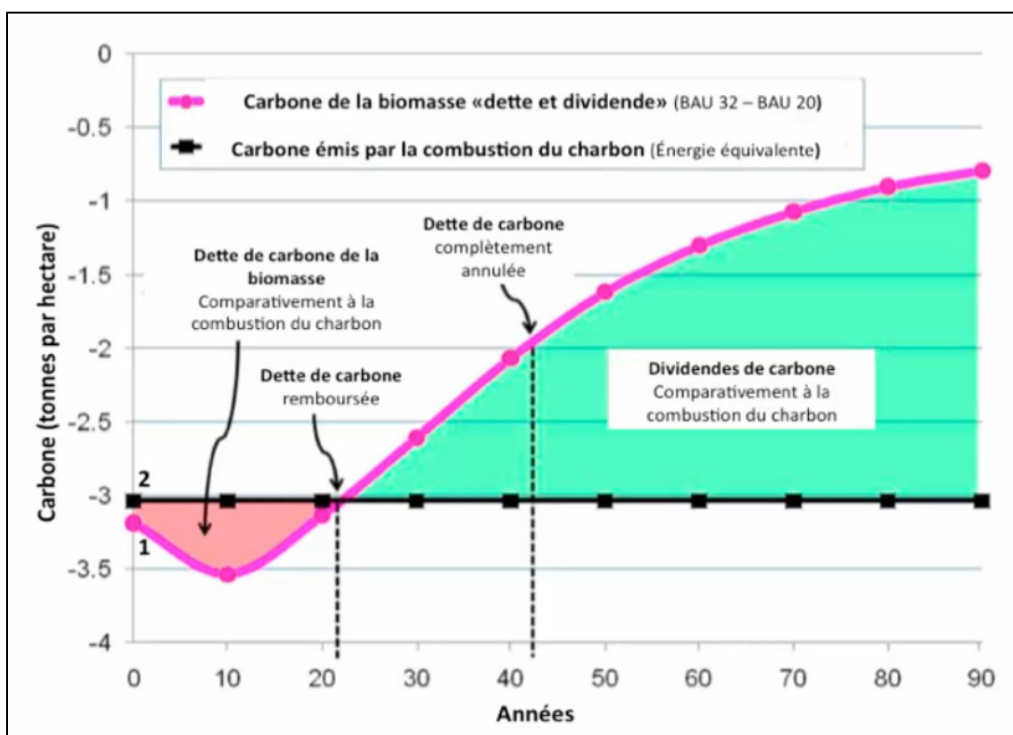


Figure 1.14 Illustration du concept de la dette de carbone  
Tirée de Bernier et al. (2012), adaptée de O'Laughlin (2010)

Bien que la bioénergie puisse apporter des effets positifs sur le climat à long terme et aider à réduire la dépendance aux combustibles fossiles, il est indispensable d'effectuer une analyse dynamique de la dette de carbone pour chaque nouveau projet de bioénergie. Ainsi une rigueur concernant le choix de la source de biomasse, le combustible à remplacer ainsi que le mode de conversion doit être appliquée afin de diminuer au maximum le temps de remboursement de cette dette (FQCF, 2013 ; Laganière et al., 2017).

### 1.3 Facteurs de substitution

Comme l'illustre l'équation 1.1 tiré de Smyth et al. (2014), la méthode holistique du calcul du bilan carbone forestier fait le pont entre les forêts, les produits et les marchés. L'impact relié à la substitution est calculé à l'aide des émissions fossiles du cycle de vie des produits forestiers et ceux substitués. Dans la littérature, les facteurs quantifiant cet effet sont nommés « substitution factors (SF) » ou encore « displacement factors (DF) » (Leskinen et al., 2019).

#### 1.3.1 Définition et hypothèses

Le principe de la substitution des produits du bois est apparu dans la littérature en 1996 (Schlamadinger & Marland, 1996) et est mis de l'avant dans la majorité des études portant sur le rôle des forêts dans la lutte aux changement climatiques (Beauregard et al., 2020; Gustavsson et al., 2017; Rüter et al., 2016; Smyth et al., 2014; Smyth et al., 2017). Ce concept est défini comme l'augmentation de la production des produits ligneux récoltés afin qu'ils remplacent des produits possédant une empreinte carbone plus élevée. Il est applicable pour le remplacement de sources d'énergie et de matériaux (Gustavsson et al., 2006).

La valeur d'un facteur exprime l'efficacité d'un produit provenant de la forêt à réduire les émissions de GES de sources fossiles en quantifiant les GES évités par rapport à la quantité de bois utilisé. Il est calculé selon l'équation 1.3 où toutes les variables sont exprimées en masse de C. Les termes  $GHG_{wood}$  et  $GHG_{non-wood}$  représentent les émissions de GES fossiles associées aux produits du bois et celui à être remplacé, tandis que  $WU_{wood}$  et  $WU_{non-wood}$  expriment la quantité de bois retrouvé dans chaque alternative suivant le ratio de 50% de carbone dans la masse sèche des produits du bois (Leskinen et al., 2019; Sathre & O'Connor, 2010). Une valeur positive signifie que la solution bois permet une réduction de GES.

$$SF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}} \quad (1.3)$$

Tiré de Sathre & O'Connor (2010 p.107)

L'équation 1.3 permet de calculer un facteur de substitution attribuable à la comparaison de deux produits spécifiques. Toutefois, afin de bien représenter la réalité et de pouvoir généraliser un facteur, il est indispensable d'effectuer cette analyse pour l'ensemble des produits du bois et sur tous les produits pouvant être remplacés (Braun et al., 2016; Smyth et al., 2017). De plus, afin d'être le plus précis possible, le calcul des GES pour les systèmes étudiés doit inclure l'ensemble des phases d'ACV telles que l'extraction des matières premières, la transformation, la fabrication, le transport, l'utilisation, l'entretien, la réutilisation et la fin de vie. Les facteurs peuvent aussi être calculés pour une phase spécifique (Leskinen et al. 2019).

Pour ce qui est des facteurs de substitution associés à la bioénergie, l'équation 1.3 est valide mais doit être interprétée différemment. L'unité fonctionnelle doit être exprimée sous forme de quantité d'énergie (ex : 1 kWh) et les émissions de GES doivent prendre en compte le rendement des différents systèmes étudiés.

Le calcul et l'application de ses facteurs se basent sur les hypothèses suivantes :

- la comparaison des émissions de GES entre les deux systèmes doit se faire sous la même unité fonctionnelle et selon la méthodologie d'ACV exprimée dans ISO (2006a) et ISO (2006b);
- afin d'éviter un double comptage des émissions de C biogénique, le calcul des émissions de GES associées aux produits inclut seulement les émissions de sources fossiles. Le suivi des émissions de C biogénique se fait dans un modèle de suivi du carbone forestier, par exemple, CBM-CFS3 pour le Canada (Smyth et al., 2014);
- les facteurs de substitution sont applicables seulement à la quantité effective de bois servant à remplacer d'autres produits (Leskinen et al., 2019; Sathre & O'Connor, 2010).



Afin d'intégrer les facteurs de substitution dans l'analyse du bilan carbone forestier, le facteur exprimé en  $\text{tC tC}^{-1}$  est multiplié par l'estimation de la quantité de bois qui est jugée effective à la substitution. Le résultat expose donc les émissions de GES fossiles évitées en tC et peut être intégré à l'équation 1.1.

Les facteurs peuvent être classés selon les catégories de produits intermédiaires (bois de sciage, panneaux, pâtes et papier et bioénergie) ou encore selon les applications spécifiques (construction, meubles, emballages, papiers, produits chimiques). Il est aussi possible de retrouver des facteurs selon d'autres classifications tels que construction structurale (mur, poutre, poteau, cadre de fenêtre, etc.), construction non structurale (revêtement extérieur, planchers, portes, fenêtres, etc.), produits textiles et autres (Leskinen et al., 2019). La Figure 1.15 illustre les chemins de valorisation des produits ligneux récoltés tandis que la Figure 1.16 présente des exemples de matériaux alternatifs.

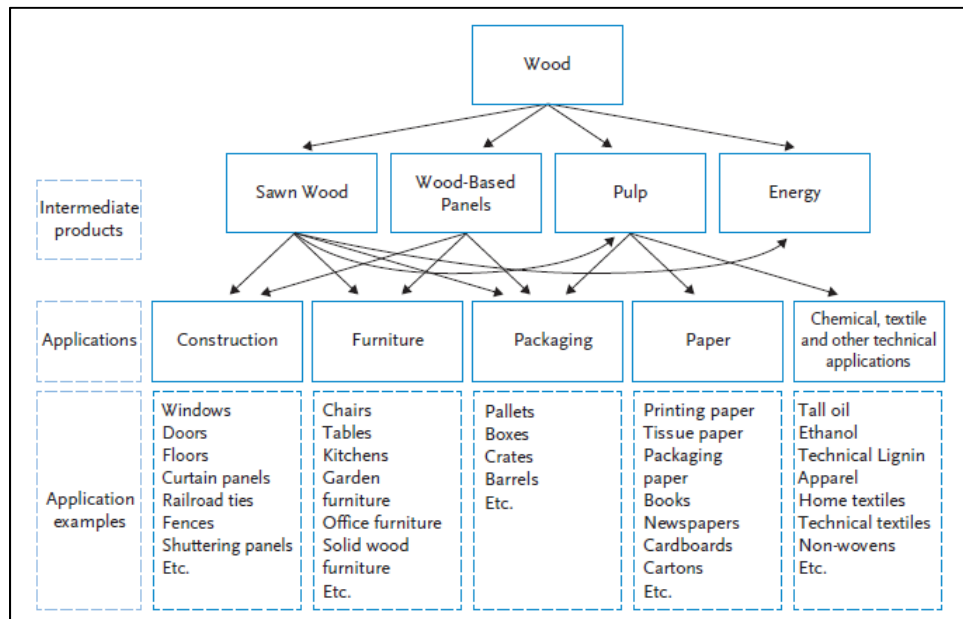


Figure 1.15 Possibilités de valorisation des produits tiré de la forêt  
Tirée de Leskinen et al. (2019)

Les études canadiennes comme celles de C. Smyth ainsi que celle effectuée par le GTFCC utilisent des facteurs de substitution classés selon le panier de produits retrouvés dans le logiciel CBM-FHWP où l'ensemble des produits du bois sont divisés selon les catégories principales suivantes : bois de sciage, pâtes et papiers, bioénergie et autres produits solides du bois incluant les panneaux. Le facteur associé aux produits de pâte et papier est de 0, car aucun effet de substitution n'est considéré (Smyth et al., 2014).

Sector	Forest-based functional unit	Substitutes
Construction: core and shell <sup>19</sup>	Exterior walls: wood frame, cross-laminated timber, log wall (for 3 climate zones, as commonly used)	Exterior walls: brick masonry, reinforced concrete, brick cavity walls, sand-lime brick masonry, breeze concrete, aerated concrete blocks (for 3 climate zones, as commonly used)
	Interior walls (load-bearing): wood frame construction, wood construction (for 3 climate zones, as commonly used)	Interior walls (load-bearing): brick masonry, reinforced concrete, sand-lime brick masonry, breeze concrete masonry (for 3 climate zones, as commonly used)
	Interior walls (non-load-bearing): wood frame construction with different claddings (2 designs)	Interior walls (non-load bearing): plaster board (2 designs)
	Storey ceilings without thermal requirements: laminated veneer lumber, wood joist ceiling	Storey ceilings: reinforced concrete
	Storey ceilings with thermal requirements: wooden beam construction, solid timber element, wood element (for 3 climate zones, as commonly used)	Storey ceilings: reinforced concrete, several designs (for 3 climate zones, as commonly used)
Construction: secondary structure, interior works	Insulation material: wood fibre board	Insulation material: rock wool, glass wool, Polystyrene (XPS, EPS), PUR/PIR
	Windows: wood, wood/Al	Windows: PVC, aluminium
	Claddings (exterior): sawn timber hardwood, pressure vessel treated softwood, painted softwood	Claddings (exterior): fibre cement, cement, stone, aluminium, zinc, steel, HPL
	Flooring: laminate	Flooring: resilient flooring, PVC
	Flooring: parquet (solid, multi-layer)	Flooring: ceramic tiles, artificial stone
Packaging	Pallets (wooden)	Pallets (plastic)
Furniture	Office furniture: wooden filing racks/shelves	Office furniture: filing racks/shelves from steel)
Chemistry	Lignin as adhesive	Phenol for adhesives
Textiles	Viscose	Fibres from oil derivatives (PET, recycled PET, polyamides)

Figure 1.16 Exemple de matériaux bois et leurs substituts  
Tirée de Rüter et al. (2016)

### 1.3.2 Revue des facteurs de substitution

Deux grandes revues de la littérature ont été publiées afin de rassembler les études réalisées à travers le monde et partager les connaissances sur les facteurs de substitution. La première est celle de Sathre et O'Connor (2010), une méta analyse incluant 21 études internationales. La deuxième, publiée par Leskinen et al. (2019), constitue à la fois une synthèse de la littérature et une mise à jour des connaissances sur ce sujet. Ces deux études se concentrent davantage sur les facteurs de substitution associés aux produits du bois et non à la bioénergie.

#### Facteurs de substitution associés aux produits du bois

Les recherches de Sathre et O'Connor (2010) ont établi une moyenne générale de **2,1 tC/tC** selon une plage de valeurs entre **-2,3 et 15 tC/tC**. La majorité des études analysées sont reliées au domaine de la construction et certaines incluent la substitution d'énergies fossiles par la bioénergie. Les résultats sont très variés car les études présentent différentes méthodologies et se concentrent sur différentes localisations géographiques. De plus, celles-ci ne considèrent pas toutes les mêmes phases d'ACV (production, utilisation, cascade et fin de vie), ni les mêmes frontières. Par exemple, certaines études analysent des matériaux en particulier, d'autres des bâtiments complets ou même un secteur industriel à l'échelle d'un pays. Il est donc difficile de généraliser cette valeur puisque les études prises en compte ne sont pas toutes cohérentes entre elles. Les conclusions de Sathre et O'Connor sont plutôt axées sur le fait que l'utilisation du bois dans le cadre d'un aménagement forestier durable peut être bénéfique pour le climat. Toutefois, selon les auteurs, d'autres recherches sont nécessaires pour identifier les systèmes les plus assujettis à la substitution. Ils rapportent aussi que le scénario de fin de vie peut grandement influencer ces facteurs.

En ce qui concerne les travaux de Leskinen et al. (2019), 51 études ont été revues et une nouvelle moyenne de **1,2 tC/tC** a été comptabilisée, où 95% des valeurs se situent entre 0,7 et 5,1 tC/tC. Cette étude se démarque de celle de Sathre et O'Connor (2010), car elle inclut beaucoup plus de domaines d'application et elle sépare les valeurs selon les phases d'ACV. En

effet, de la moyenne de 1,2 tC/tC, 0,8 tC/tC serait attribuable à la phase de production et 0,4 tC/tC à la phase de fin de vie. En effet, certaines études incluent la fin de vie avec la conversion du bois en bioénergie et la substitution aux énergies fossiles ou le recyclage du matériau, ce qui fait augmenter le facteur de substitution globale (Geng et al., 2017; Gustavsson et al., 2006; Sathre & O'Connor, 2010). Par ailleurs, la phase d'utilisation prend une valeur minime de -0,05 tC/tC, une valeur négative, car les produits du bois nécessitent davantage d'entretien. Enfin, les auteurs rapportent que la plupart des études sont spécifiques aux pays industrialisés et que seules quatre études ont été réalisées en contexte canadien. Il est donc impératif de bien classer les facteurs selon les phases du cycle de vie.

Deux de ces quatre études ont été réalisées par l'équipe de C. Smyth et ont permis de développer des facteurs de substitution pour le Canada dans les catégories de bois de sciage, panneaux et de bioénergie. Les facteurs trouvés dans ces études sont de **0,38 et 0,54 tC/tC** pour le bois de sciage, **0,45 et 0,77 tC/tC** pour les panneaux et de **0,47 à 0,89 tC/tC** pour la bioénergie (Smyth et al., 2017; Smyth et al., 2014). Il s'agit de facteurs reliés uniquement à la phase de production des matériaux (A1-A3). La comptabilisation du carbone biogénique des produits ligneux récoltés et de la forêt ainsi que l'impact relié à la fin de vie des produits ligneux récoltés se fait à l'aide du logiciel CBM-CSF3. Les facteurs développés dans ces études se sont retrouvés dans plusieurs études analysant le rôle des forêts canadiennes dans les changements climatiques (Beauregard et al., 2020; Smyth et al., 2020; Xu et al., 2018). De plus, Xu et al. (2018) ont interprété les facteurs développés par Smyth et al. 2017 pour les rendre plus spécifiques à la construction de bâtiments, obtenant ainsi des valeurs de 2,2 tC/tC pour le bois de sciage et de 2,1 tC/tC, pour les panneaux. Le résultat est très différent, comme on peut l'observer dans le tableau 1.2.

En ce qui concerne la méthodologie utilisée pour les facteurs associés aux produits, Smyth et al. (2017) analysent six produits du bois différents (bois d'œuvre résineux, bois d'œuvre feuillu, contreplaqué, OSB, MDF et panneaux de particules) retrouvés selon six systèmes distincts, les systèmes les plus répandus au Canada (maison unifamiliale, maison multifamiliale, bâtiment multifonctionnel, planchers, meubles et terrasse extérieure). Pour

chacun des systèmes, une étude d'ACV comparative retrouvée dans la littérature a permis de déterminer la différence d'impact entre une option bois intensive et une autre favorisant un autre matériau (béton, acier, plastique, linoléum et autres) ainsi que la quantité de bois utilisé. Les émissions évitées ont ensuite été pondérées selon les statistiques canadiennes de consommation de chaque système et ont permis le calcul de facteurs de substitution pondérés pour les bois de sciage et de panneaux (Smyth et al., 2017). Bien que plusieurs systèmes de produits soient analysés, la généralisation des différences d'impacts entre ces systèmes à une seule étude d'ACV peut être interprétée comme une source d'erreur importante.

Cette méthodologie, résumée aux Figures 1.17 et 1.18 permet de faire le pont entre les facteurs de substitution valides à l'échelle d'un système de produits à ceux pouvant s'appliquer à un secteur d'activité du marché et ultimement, à une moyenne générale pondérée. De cette façon, il est possible d'attribuer un impact de réduction d'émissions de CO<sub>2</sub> à une part de l'augmentation de la production de bois (Leskinen et al., 2019).

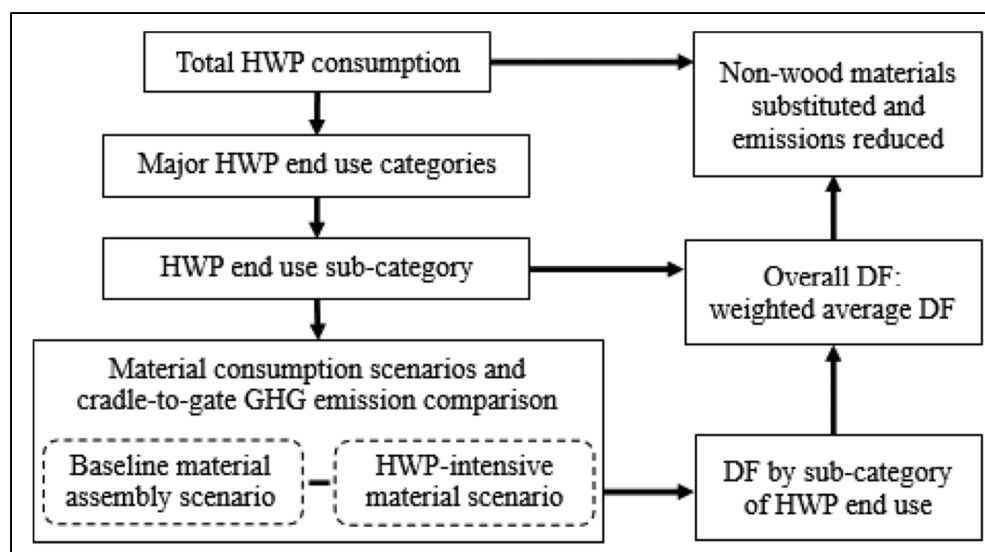


Figure 1.17 Méthodologie de calcul de facteurs de substitution pondérés  
Tirée de Geng et al. (2019)

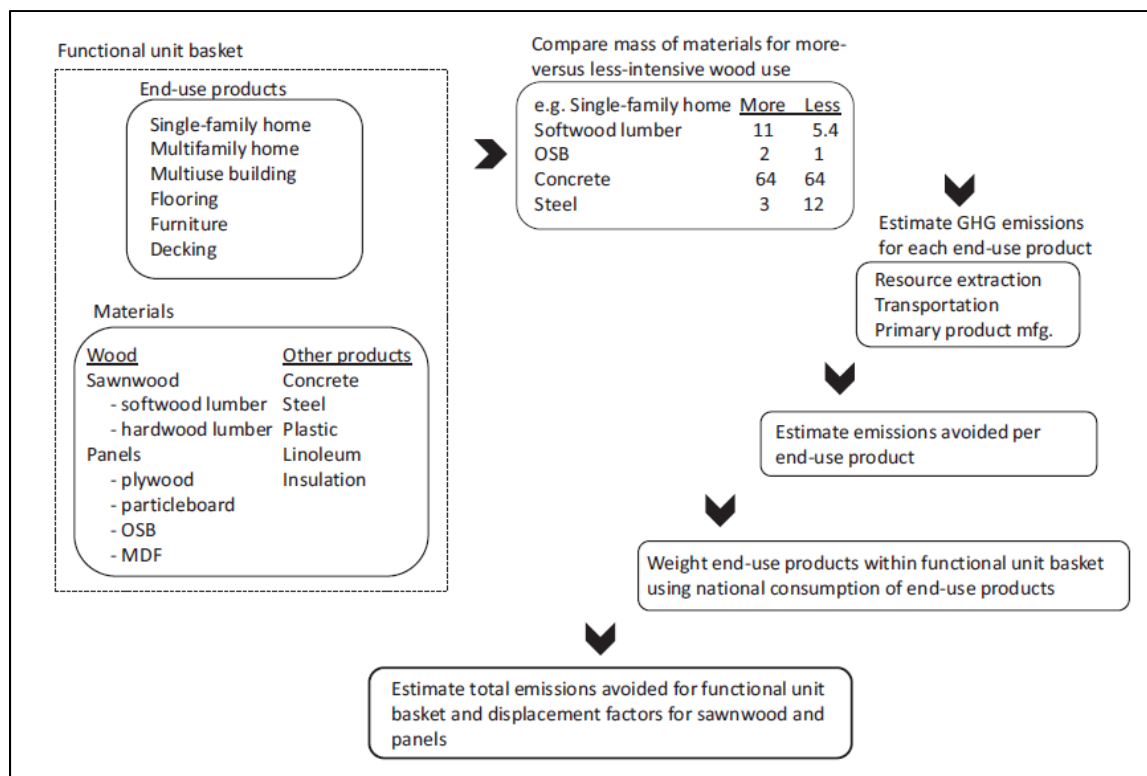


Figure 1.18 Résumé de la méthodologie de calcul des facteurs de substitution  
Tirée de Smyth et al. (2017)

Dans le cadre d'une étude visant à quantifier l'effet des produits ligneux récoltés sur les émissions de GES, Chen, Ter-Mikaelian, Ng, et al. (2018) ont développé une plage de valeurs pour des facteurs de substitution applicables au secteur de la construction du Canada. Pour ce faire, les auteurs se basent sur les émissions de GES fossiles liées aux phases A1-A3 de 14 études internationales d'analyse de cycle de vie comparatives. Les facteurs de substitution calculés dans chaque étude ont ensuite été classés selon le secteur construction résidentielle et non résidentiel, pour enfin être pondérés selon les statistiques de consommation du bois au Canada produites par Chen et al. (2014). Les valeurs des facteurs de substitution varient entre 0,68 tC/tC et 4,18 tC/tC. Le facteur associé à la construction résidentielle est de 2,60 tC/tC, celui pour la construction non-résidentielle est de 0,99 tC/tC et le facteur total pondéré est de **2,43 tC/tC**. Toutefois, il s'agit d'une démarche distincte de celle développée par Smyth et al. (2017) et difficilement applicable au logiciel CBM-FHWP puisque l'ensemble du panier de produits n'est pas représenté.

### Facteurs de substitution associés à la bioénergie

Différentes méthodologies de calcul de facteurs de substitution sont retrouvées dans la littérature. La première définition du calcul de facteurs de substitution associés à la bioénergie a été effectuée par Schlamadinger & Marland (1996) et est représentée à l'équation 1.4.

$$DF = \frac{\text{efficacité du système de bioénergie}}{\text{efficacité du système à l'énergie fossile}} \quad (1.4)$$

$$* \frac{\text{facteur d'émissions de C par Joule d'énergie fossile}}{\text{facteur d'émissions de C par Joule de bioénergie}}$$

Tiré de Schlamadinger & Marland (1996 p.280)

Néanmoins, tel que mentionné précédemment, les facteurs de substitution applicable à la bioénergie peuvent être calculés avec l'équation 1.3, pour autant que les efficacités des systèmes soient considérées dans la quantité de biomasse requise pour atteindre l'unité fonctionnelle désirée.

Enfin, Smyth et al. (2017) utilisent l'équation 1.5 présentée ci-dessous pour calculer les facteurs de substitution relatifs à la bioénergie ( $DF_e$ ), où  $E_a$  représente les réductions d'émissions fossiles en tCO<sub>2</sub>-eq,  $R$  la masse de carbone retrouvée dans la biomasse et  $\left(\frac{12}{44}\right)$  la fraction molaire de C dans le CO<sub>2</sub>.

$$DF_e = E_a \left(\frac{12}{44}\right) R^{-1} \quad (1.5)$$

Tiré de Smyth et al. (2017 p.1075)

Une importante distinction doit être faite entre les facteurs de substitution associés aux produits du bois et ceux de la bioénergie. Dans chaque étude portant sur le calcul de facteurs de substitution, la méthode d'allocation des réductions d'émissions de GES doit être clairement définie, car elle peut influencer fortement les résultats (Jungmeier, Werner, Jarnehammar, Hohenthal, & Richter, 2002). Dans certaines études, les calculs sont effectués pour les facteurs globaux (produits + bioénergie) et dans d'autres études, ils sont spécifiques à certains produits ou à la bioénergie. Par exemple, les facteurs de substitution calculés dans Sathre & O'Connor (2010) incluent à la fois la différence d'impact des produits et celle de la bioénergie. Ainsi, sur la moyenne générale de 2,1 tC/tC, les auteurs évaluent l'impact associé à la bioénergie entre 0,5 et 1,0 tC/tC.

Afin d'évaluer le facteur de substitution de bioénergie pour l'ensemble du Canada, l'équipe de Smyth et al. (2017) a développé une méthode unique s'appliquant à l'échelle d'une unité d'aménagement forestier (FMU). Pour chacune des 502 FMU, la demande en énergie fut projetée selon les statistiques d'utilisation et de population et fut divisée en demande en électricité (1/3) et en chaleur (2/3). Le mix énergétique de chaque FMU fut attribué selon celui des différentes provinces canadiennes, excluant les régions éloignées n'étant pas connectées au réseau. La taille (petite, moyenne ou grande), le nombre et le type d'usine (chaleur, électricité, cogénération) furent déterminés parmi neuf types grâce à un programme tenant compte des spécificités de chaque FMU. Les combustibles les plus intenses en émissions furent favorisés pour la substitution et l'excédent d'énergie produite par la bioénergie fut distribué dans le réseau d'électricité de la région. Le résumé de la méthodologie peut être observé à la Figure 1.19.

L'analyse fut effectuée selon deux conditions. Premièrement, selon un approvisionnement constant en résidus forestiers de 64 000 tonnes métriques anhydres (tma) pour chaque FMU et deuxièmement, selon un approvisionnement contraint, utilisant seulement la quantité de résidus nécessaire pour combler le besoin énergétique en chaleur de chaque FMU. Dans le cas où une FMU ne pouvait générer assez de résidus forestiers pour la production d'une petite usine (47 - 64 ktma/année), aucune production de bioénergie ne fut considérée. Ainsi, dans le



premier scénario, des facteurs de substitution furent calculés pour les 502 FMU donnant une moyenne de **0,47 tC/tC** et une plage de valeur variant entre 0,001 et 1,85 tC/tC. Dans le deuxième scénario, seulement 327 FMU furent considérés pour une moyenne de **0,89 tC/tC**. Cette différence peut être expliquée par une utilisation plus efficace de la ressource, où seulement 34% des résidus furent collectés et une plus grande proportion de combustibles intenses en émissions substituées. En considérant uniquement les données des FMU sur le territoire québécois, il est possible de calculer des valeurs de **0,19 tC/tC** pour un approvisionnement constant et de **0,43 tC/tC** pour un approvisionnement contraint. Toutefois, il s'agit de valeurs légèrement surestimées puisque les émissions dues au transport de la biomasse n'ont pas été considérées.

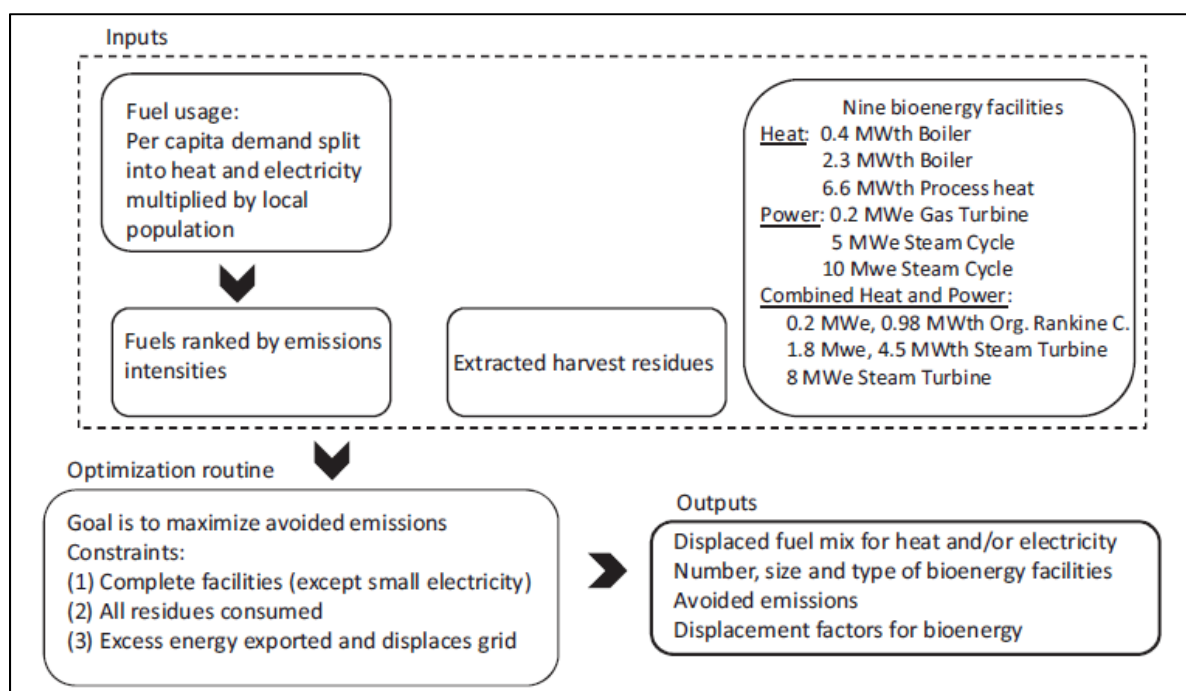


Figure 1.19 Résumé de la méthodologie de calcul des facteurs de substitution pour la bioénergie au Canada  
Tirée de Smyth et al. (2017)

Un autre problème avec cette étude est que les facteurs sont très généraux et ne prennent pas en compte les politiques énergétiques des provinces visant à diminuer l'utilisation de combustibles fossiles spécifiques (Smyth et al., 2017). Le rapport du GTFCC rapporte des facteurs de substitution ciblés pour le chauffage communautaire et industriel à partir de biomasse forestière. Ainsi, un facteur de 0,76 tC/tC a été estimé pour le propane, 0,95 tC/tC pour le mazout, 0,99 tC/tC pour le coke de pétrole et 1,23 tC/tC pour le diesel.

Tableau 1.2 Résumé des facteurs de substitution retrouvés dans la littérature

Sources	Valeur (tC/tC)	Type	Note
(Sathre & O'Connor, 2010)	<b>2,1</b>	Méta-analyse	Ensemble des produits ligneux récoltés
<b>(Leskinen et al., 2019)</b>	<b>1,2</b>	Méta-analyse	Ensemble des produits ligneux récoltés
(Chen et al., 2018)	<b>2,43</b>	Construction	-
(Chen et al., 2018)	<b>2,60</b>	Construction résidentielle	-
(Chen et al., 2018)	<b>0,99</b>	Construction non résidentielle	-
(Smyth, 2020; Xu et al., 2018)	<b>2,2</b>	Bois de sciage	Développé à partir de <b>Smyth et al. (2017) – Bâtiments, spécifique à l'acier et au béton</b>
(Smyth, 2020; Xu et al., 2018)	<b>2,1</b>	Panneaux	
(Smyth et al., 2014)	<b>0,38</b>	Bois de sciage	
(Smyth et al., 2017)	<b>0,54</b>	Bois de sciage	-
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>0,91</b>	Bois de sciage	Développé à partir de Gestimat
(Smyth et al., 2014)	<b>0,77</b>	Panneaux	Utilisé dans (Beauregard et al., 2020)
(Smyth et al., 2017)	<b>0,45</b>	Panneaux	-
(Smyth et al., 2017)	<b>0,47 - 0,89</b>	Bioénergie	Ensemble du Canada
(Smyth et al., 2017)	<b>0,19 - 0,43</b>	Bioénergie	Ensemble du Québec
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>0,43</b>	Bioénergie	Moyenne (FPInnovations)
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>0,76</b>	Bioénergie	Spécifique au propane
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>0,95</b>	Bioénergie	Spécifique au mazout
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>0,99</b>	Bioénergie	Spécifique au coke de pétrole
<b>(Beauregard et al., 2020)</b>	<b>1,23</b>	Bioénergie	Spécifique au diesel

Le *Consortium for Research on Renewable Industrials Materials* (CORRIM), un organisme spécialisé dans l'ACV des produits du bois situé dans l'état d'Oregon aux États-Unis a aussi contribué largement à la recherche et au développement de facteurs de substitution. La Figure 1.20 illustre différents facteurs de substitution basés sur les nombreuses études d'ACV réalisées à l'interne de leur organisation.

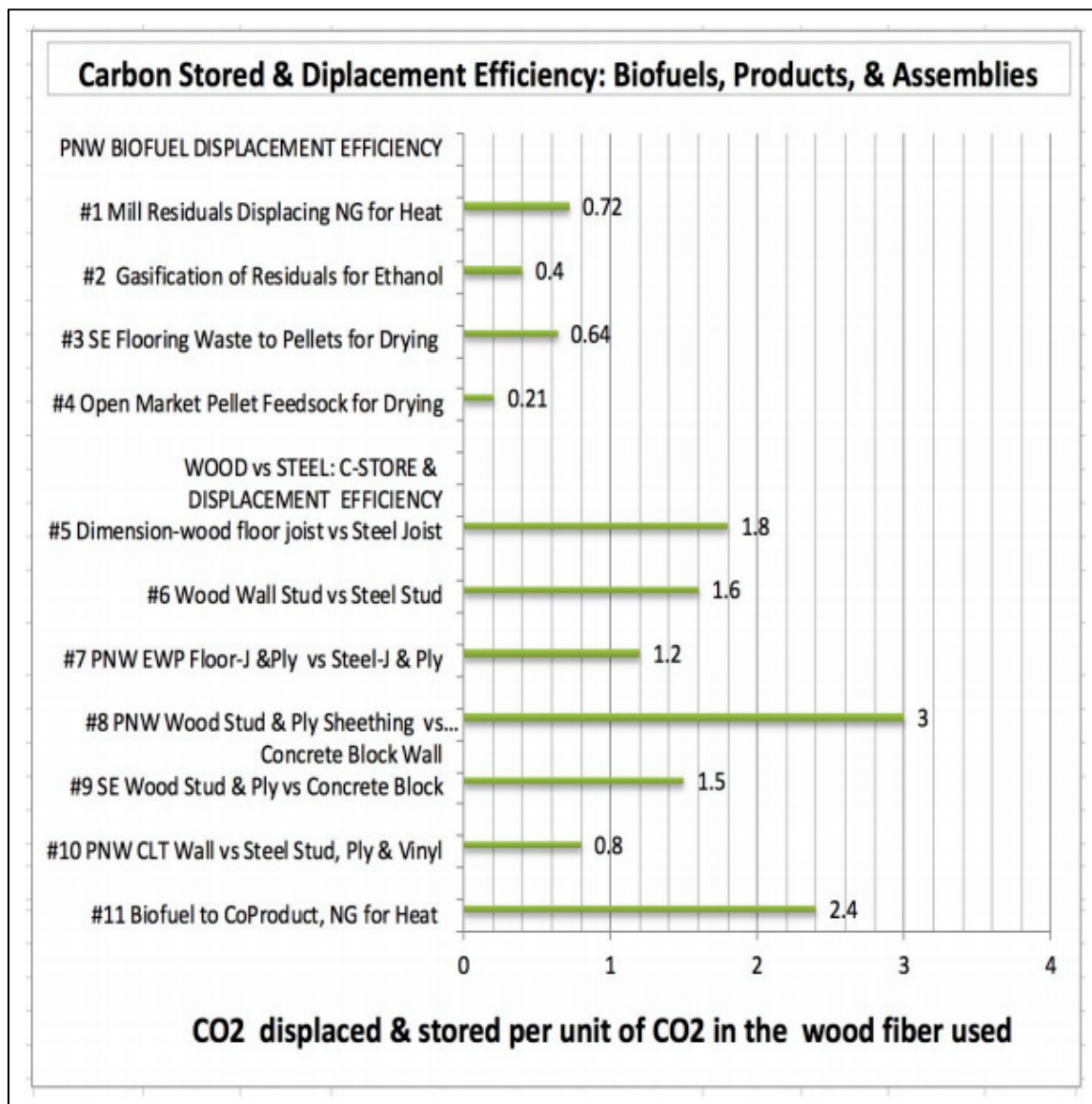


Figure 1.20 Facteurs de substitution divers calculés par le CORRIM  
Tirée de Lippke et al. (2019)

### 1.3.3 Limitations actuelles des facteurs de substitution

Parmi toutes les mesures d'atténuation des émissions de GES du secteur forestier, l'effet de substitution est celui qui procure le plus de bénéfices à long terme (Gustavsson et al., 2006; Lippke et al., 2011; Paradis et al., 2019; Perez-Garcia et al., 2005). Toutefois, plusieurs éléments difficilement quantifiables et variables géographiquement peuvent influencer son effet, notamment l'évolution de la technologie, la croissance économique, les diverses instances politiques, la disponibilité et la qualité des ressources forestières ainsi que plusieurs autres facteurs socio-économiques (Gustavsson et al., 2006). Enfin, il est très important de voir l'effet de substitution comme un potentiel d'atténuation des GES du secteur forestier et non comme un indicateur concret pouvant appuyer des décisions politiques (Leskinen et al., 2019 ; Rüter et al., 2016).

Une des limitations indéniables des facteurs de substitution est l'effet de fuite, appelé aussi *leakage* qui se définit comme une perte de bénéfices environnementaux engendrés par des conséquences imprévues d'une action ou une décision (Brown, Cabarle, & Livernash, 1997). Cet effet est particulièrement applicable au concept de substitution, dont l'efficacité dépend du niveau d'activité des autres industries (béton, acier, énergies fossiles). Plusieurs types de *leakage* sont possibles. D'une part, un déplacement d'activité se retrouve lorsque la baisse d'une activité industrielle dans un secteur entraîne la hausse de cette même activité dans un autre secteur. D'autre part, un effet de marché peut se produire lorsqu'une action modifie l'offre ou la demande d'un produit et engendre un changement du prix, modifiant ainsi le comportement des consommateurs et des producteurs (Aukland, Costa, & Brown, 2003).

Les divers effets de fuite entraînent donc une baisse d'efficacité de l'effet de substitution et engendrent des incertitudes sur la proportion des produits du bois véritablement applicable à celle-ci. Conséquemment, un changement dans la proportion de l'utilisation de produit du bois vis-à-vis les autres matériaux est nécessaire pour que l'effet de substitution puisse être comptabilisé (Beauregard et al., 2020). Chen et al. (2014) estiment que 62,1% des produits du bois sont consommés par le secteur de la construction du Canada et que de cette quantité,

64.1% des produits serviront à remplacer d'autres matériaux à intensité carbone plus élevées. Toutefois, ces proportions peuvent évoluer dans le temps et sont difficilement prévisibles.

Par ailleurs, les facteurs de substitution ne devraient pas être constants dans le temps, car dû à l'évolution technologique, les industries polluantes diminueront leur empreinte carbone, ce qui aura un impact négatif sur la valeur des facteurs (Leskinen et al., 2019). Il est donc illogique d'utiliser un même facteur pour des analyses s'échelonnant sur plusieurs années. Enfin, il est difficile de comptabiliser l'efficacité et l'utilisation finale des produits du bois canadien exportés. Sachant que le Canada est premier exportateur de bois d'œuvre au monde, cela pourrait se révéler comme une source d'erreur importante car il est difficile de savoir l'utilisation finale des produits exportés et si ceux-ci sont applicables à la substitution. Chen et al. (2014) estimaient la proportion des produits du bois exportés à 64% entre 2005 et 2010.

## **1.4 Sources de données potentielles**

Dans l'optique de calculer des facteurs de substitution issus de données locales, soit en provenance du Québec ou du Canada, des sources de données potentielles d'ACV ont été identifiées. Tout d'abord, il existe un grand répertoire de déclarations environnementales de produits (DEP) du bois spécifique à l'Amérique du Nord. Ensuite, un outil québécois se nommant GESTIMAT et développé par CECOBOIS permet de comparer l'empreinte carbone des matériaux de structure (bois, béton et acier) de plusieurs types de bâtiments.

### **1.4.1 Déclarations environnementales de produits**

L'usage de DEP dans l'industrie de la construction devient de plus en plus nécessaire pour contrer l'écoblanchiment. En effet, la production d'une DEP passe par un processus rigoureux et permet de rassembler toutes les informations importantes sur les impacts environnementaux relatifs à la fabrication d'un produit (Bergman & Taylor, 2010). La production des DEP est effectuée à partir de la norme ISO14025 (ISO, 2006a) et du PCR (*Product category rule*) et repose sur des ACV réalisées à partir de ISO14040/44. Les résultats des DEP sont souvent plus précis que ceux des processus retrouvés dans les grandes bases de données, car ils proviennent

des données spécifiques du manufacturier. Les principales DEP relatives au matériau bois en contexte nord-américain sont présentées au tableau 1.3.

Tableau 1.3 Empreinte carbone des produits du bois retrouvés dans les DEP de l'Amérique du Nord sur une unité fonctionnelle de 1 m<sup>3</sup>

<b>Produit du bois</b>	<b>Masse volumique sèche [kg/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Empreinte carbone [kg CO<sub>2</sub>-éq.]</b>	<b>Date de publication</b>
<b>Bois lamellé-croisé (FPInnovations, 2018)</b>	406,00	121.89	2018
<b>Bois lamellé collé</b>	533,12	137.19	2020
<i>Cellulosic fiberboard</i>	234,48	295.05	2016
<i>Hardboard panel</i>	722,00	658.48	2016
<i>Laminated strand lumber (LSL)</i>	533,22	310.28	2016
<i>Laminated veneer lumber (LVL)</i>	544,53	361.45	2020
<i>Lumber – softwood</i>	460,18	63.12	2020
<i>Lumber – redwood (decking)</i>	380,00	37.97	2020
<i>Medium density fiberboard (MDF)</i>	705,17	759.15	2018
<i>Oriented strand board (OSB)</i>	596,00	242.58	2020
<b>Poutrelles ajourées</b>	416,70	181.6	2017
<b>Panneau de particules</b>	639,37	402.61	2018
<b>Softwood plywood</b>	470,67	219.32	2020

### 1.4.2 Gestimat

Financé par le Fonds Vert du Gouvernement du Québec et développé dans le cadre de la Charte du bois, Gestimat est un outil qui vise à estimer et à comparer les émissions de GES des matériaux de structure (acier, béton, bois) de différents types de bâtiments. Il a été conçu pour assurer une certaine conformité et transparence dans les ACV reliées à la comparaison de bâtiments au Québec et dans le reste du Canada (Gouvernement du Québec, 2013). Il est possible d'effectuer les comparaisons avec des données de projets réels ou à partir de bâtiments types en fournissant les informations sur l'usage du bâtiment et sa structure. Dans ce cas, Gestimat générera automatiquement les quantités de matériaux grâce à une base de données permettant la modélisation de bâtiment et prenant compte des règles de l'art du domaine de la construction.

Le site Gestimat (<https://www.gestimat.ca/>), mis en ligne en 2019, utilise des facteurs d'émissions de GES pour la fabrication de 30 matériaux différents (A1-A3). Ces facteurs proviennent de plusieurs sources différentes telles que la base de données *ecoinvent* ou de DEP spécialisées. Tel qu'illustré à la Figure 1.21, à la fin de l'exercice, un rapport permet de comparer l'impact de chaque scénario selon les systèmes constructifs (fondations, poutres et colonnes, planchers, murs intérieurs, murs extérieurs et toitures) et les types de matériaux (acier, béton, bois et autres). La liste détaillée des quantités de matériaux est aussi disponible.



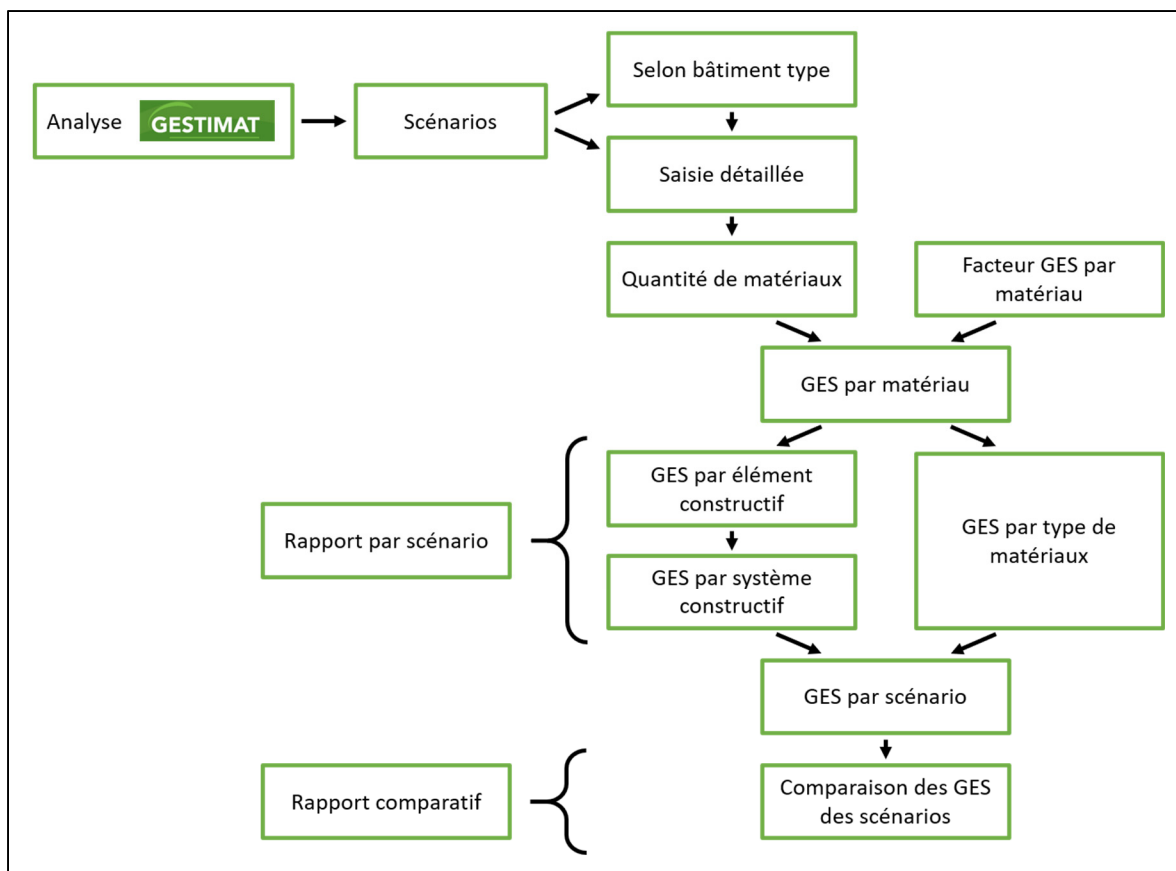


Figure 1.21 Structure d'une analyse dans l'outil Gestimat  
 Tirée de Gestimat (<https://www.gestimat.ca/>, consulté le 11/2020)



## **CHAPITRE 2**

### **PROBLÉMATIQUE, OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE**

#### **2.1 Problématique**

La revue de littérature permet d'affirmer que l'approche de type forêts-produits-marchés, telle que retrouvée dans les études de C. Smyth, permet d'identifier le plein potentiel que présentent, de manière concertée, la séquestration et le stockage du C ainsi que la substitution des produits du bois et de la bioénergie par rapport à l'atténuation des changements climatiques. Un des éléments les plus importants de cette approche intégrée est l'effet de substitution, souvent considéré comme levier principal d'atténuation et en fonction des valeurs des facteurs de substitution. Afin d'améliorer la précision des résultats, plusieurs études démontrent l'importance du calcul des facteurs de substitution à l'échelle d'une région spécifique (province) ou d'un pays (Baul et al., 2017). En effet, la localisation géographique influence à la fois le type de produit utilisé, et aussi, les données d'émissions de GES reliées à leur cycle de vie. Or, peu d'études se sont concentrées sur l'élaboration de facteurs pour des produits sur les marchés au Québec et au Canada, ce qui entraîne l'utilisation de données génériques non représentatives. De plus, puisque les décisions stratégiques à l'échelle régionale, provinciale et nationale sur l'utilisation du bois nécessitent d'être appuyées par des données fiables, il devient crucial de développer des paramètres locaux et d'une précision plus grande.

Par ailleurs, la dernière étude portant sur la caractérisation de facteurs de substitution au Canada, réalisée par Smyth et al. (2017), comporte plusieurs points sujets à amélioration. Tout d'abord, les quantités de matériaux utilisés dans chaque catégorie de produit sont généralisées à partir d'une seule source. Ensuite, plusieurs sources de données d'ACV reliées à la production des matériaux datent de plus de 10 ans et proviennent de l'extérieur du Canada. De plus, les produits de bois d'ingénierie ne sont pas pris en compte. En effet, un seul facteur d'émission est utilisé pour l'ensemble des produits du bois, ce qui simplifie et sous-estime l'impact de l'utilisation du bois. Enfin, l'impact de l'évolution des technologies dans le temps n'est pas représenté.

## 2.2 Objectifs

Le concept de la substitution est très complexe et souvent sujet à débat, les valeurs des facteurs peuvent avoir beaucoup d'influence sur les résultats des études portant sur l'impact de l'utilisation des ressources forestières dans la lutte contre les changements climatiques. Afin de pouvoir considérer l'effet de substitution des produits du bois et de la bioénergie dans des décisions stratégiques d'aménagement forestier, il est impératif de bien comprendre ses limites et d'utiliser des données d'analyse de cycle de vie actualisées et locales pour la caractérisation des facteurs. L'objectif principal de ce projet est d'améliorer la quantification de l'effet de substitution des produits forestiers sur les marchés canadiens et québécois en termes de réduction de GES, en vue de leur utilisation dans des analyses basées sur l'approche Forêt-Produits-Marchés.

Les bâtiments fabriqués en bois représentent l'utilisation finale d'une grande proportion des produits forestiers et leur part dans le marché de la construction au Québec est en croissance. Les analyses de cycle de vie comparatives de bâtiments en bois permettent d'évaluer l'impact des produits de bois de sciage et des panneaux et représentent une bonne source de données pour la caractérisation de facteurs de substitution. Depuis l'instauration de la charte du bois en 2013, le gouvernement québécois favorise l'implantation de solutions innovantes en bois dans l'industrie de la construction. Plus récemment, le MFFP lança le programme de vitrine technologique (PVT), permettant à des promoteurs de projets de construction non résidentiel et multifamilial de démontrer une réduction de l'empreinte carbone grâce à l'utilisation accrue du bois. Une entente entre le MFFP et l'ÉTS a permis l'acquisition des données de ces projets, extraites du logiciel GESTIMAT.

L'utilisation de biomasse forestière résiduelle est en croissance au Québec. L'organisme Vision Biomasse Québec encadre le développement de la filière bioénergie du chauffage institutionnel, commercial et résidentiel. Les objectifs et les mesures proposées par ce plan permettent de mieux cibler les technologies utilisées et les combustibles fossiles qui seront substitués. Par ailleurs, la Fédération québécoise des coopératives forestières (2013) estime

que l'utilisation de biomasse forestière résiduelle, en remplacement du mazout lourd, du mazout léger ainsi que du propane pourrait éviter plus de 2,7 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> en plus d'engendrer des économies sur les coûts d'acquisition de ces combustibles.

Les objectifs secondaires de ce projet sont les suivants :

1. Réduire les incertitudes des facteurs de substitution en générant des données locales concernant les émissions de GES associées au cycle de vie des produits issus du secteur forestier (bois d'œuvre, bois d'ingénierie, bioénergie, etc.) et aux produits substitués (acier, béton, énergie fossile, etc.).
2. Calculer de nouveaux facteurs de substitution pour les produits du bois reliés à la production de bois de sciage, de panneaux ainsi que pour la bioénergie.
3. Émettre des recommandations sur l'effet de substitution des produits forestiers.

## **2.3 Méthodologie**

Les facteurs de substitution ont été calculés pour qu'ils puissent être utilisés selon les cadres méthodologiques présentés dans (Smyth et al., 2014; Smyth et al., 2017). Ainsi, ils doivent absolument être utilisés dans une approche holistique incluant le suivi des émissions de la forêt, des produits et de la substitution. Le calcul des facteurs se fait à trois niveaux. Tout d'abord, les facteurs de substitution ont été calculés par type d'utilisation finale selon la méthode de Sathre & O'Connor (2010). Ensuite, ils ont été regroupés par catégorie de secteur industriel (construction, chauffage non-résidentiel, etc.). Enfin, ils sont présentés par type de produits primaires (bois de sciage, panneaux, pâtes et papier, bioénergie). Il est possible de retrouver une explication détaillée de la méthodologie dans l'article présenté à la section suivante.



## CHAPITRE 3

### DEVELOPMENT OF SUBSTITUTION FACTORS FOR FOREST-BASED PRODUCTS AND ENERGY AT END-USE LEVEL FOR CANADA

Thomas Cardinal <sup>a</sup>, Annie Levasseur <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> Département de Génie de la construction, École de technologie supérieure,  
110 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

Article soumis pour publication dans « Journal of Cleaner production », 12 octobre 2021

#### **Abstract**

Evaluating the climate change mitigation potential of the forest sector requires a holistic approach based on forest carbon (C) sequestration, C storage in harvested wood products (HWP) and substitution on markets. High uncertainty is associated with substitution factors, that express avoided fossil greenhouse gas (GHG) emissions from the use of forest-based products in replacement of GHG-intensive materials and fossil fuels. Few studies have focused on the development of substitution factors in Canada, resulting in the use of unrepresentative generic data. Here, we provide a framework to reduce uncertainties related to substitution factors for primary wood products (sawnwood, panels and bioenergy) in a Canadian context. Life cycle assessment studies are used to quantify fossil GHG emissions for a baseline scenario and a wood-intensive scenario that fulfill the same functional unit. For solid product substitution, we focused on the construction sector and analyzed a range of wood innovative buildings with steel and reinforced concrete as alternative materials. We found a non-weighted average of 0.80 tC/tC for sawnwood and 0.81 tC/tC for panels. For energy substitution, we analyzed cases with different specifications on biomass product, facility type and alternative fossil fuel source in non-residential heat production and biofuel transportation sectors. We found a non-weighted average of 0.80 tC/tC for non-residential heat production and 0.51 tC/tC for biofuel transportation, that can be interpreted as 0.91 tC/tC for heavy fuel oil, 0.69 tC/tC

for light fuel oil and 0.68 tC/tC for natural gas substitution. These results provide a benchmark for substitution factors in the Canadian context, to help guiding national forest management strategies for climate change mitigation.

**Key words:** Substitution factors, Life cycle assessment, Forest, Wood, Climate change

### **Abbreviations**

C	Carbon
CLT	Cross Laminated Timber
EOL	End of life
EPD	Environmental Product Declaration
GHG	Green house gas
GLT	Glue Laminated Timber
HWP	Harvested wood product
HTL	Hydrothermal liquefaction
LCA	Life cycle assessment
ODW	Oven dry weight
SF	Substitution factors



### **3.1 Introduction**

#### **3.1.1 General**

Cement production, land use change and fossil fuel combustion are the principal causes of the increase in anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions worldwide (WMO, 2019). As engineering technologies improve, forest-based products are expected to increase due to the climate benefits they provide compared to traditional materials found in buildings, such as concrete and steel (Churkina et al., 2020; Gustavsson et al., 2006). Following the Paris Agreement, the Canadian forest industry proposed climate change mitigation strategies and is committed to remove 30 Mt CO<sub>2</sub> eq by 2030, representing 13% of the global Canadian target (FPAC, 2016). The contribution of the forest sector can be presented as three main levers: (i) increasing forest areas and thus, carbon (C) sequestration, through afforestation/reforestation, (ii) sustainable management of existing forests to increase and maintain C stocks in forest and harvested wood products (HWP), and (iii) increasing HWP and bioenergy markets share to substitute GHG intensive materials and fossil fuels (IPCC, 2014). Among all C pools, several studies have highlighted the substitution effect as the one providing the highest long-term climate benefits (Beauregard et al., 2020; Lippke et al., 2011; Paradis et al., 2019).

The substitution effect is defined as the climate benefit associated with the replacement of GHG intensive materials or fuels by forest-related products or bioenergy that can deliver the same service while reducing atmospheric CO<sub>2</sub> emissions (Schlamadinger and Marland, 1996). It generates permanent C offsets and is quantified by substitution factors (SF) that express the net GHG emission reduction per quantity of wood used, a positive value resulting in emission reductions. Here, the substitution effect is part of a holistic methodology based on carbon tracking through forest, products and markets (Smyth et al., 2014), and substitution factors are in units of tonnes of carbon of emission reduction per tonne of carbon used in wood product (tC/tC) (Smyth et al., 2017). The life cycle assessment (LCA) methodology framed by ISO14040 and 14044 standards (ISO, 2006a, 2006b) is used to compare life cycle GHG emissions of the wood and non-wood alternatives on a functionally equivalent basis.

Literature reviews and scientific LCA studies comparing wood products to their functionally equivalent alternatives found that the use of wood tends to reduce fossil fuel consumption and associated GHG emissions (Petersen & Solberg, 2005; Gustavsson et al., 2006; Werner & Richter, 2007; Sathre & O'Connor, 2008; Bergman et al., 2014). Wood products generally require less energy and fossil fuel resources for manufacturing operations (e.g., raw material extraction, transportation, transformation), and a large proportion of the energy use can be provided by biomass residues. Indeed, wood harvesting and processing generates a large amount of co-products that can be used as biofuels to replace fossil fuels, increasing the benefits of the substitution. Forest bioenergy can generate positive, neutral or negative effects on climate change mitigation, depending on key elements such as biomass sources, conversion processes, combustion efficiency and fossil fuels substituted (Laganière et al. 2017), but using residual biomass feedstock from forest industry processes generally results in positive impacts (Berndes et al., 2016).

A broad range of studies about the substitution effect can be found in the literature, from micro-level studies based on a specific product to macro-level studies that assess substitution at the regional or market level. Results are highly variable due to the diversity of studies. Many factors can influence the SF value, such as methodological choices (e.g. system and temporal boundaries or allocation procedures) and physical factors (e.g. localisation of the study, industrial processes, energy sources, type of alternative material compared, etc.) (Leskinen et al., 2019; Sathre and O'Connor, 2010). A meta-analysis conducted by Sathre & O'Connor (2010) based on 21 studies found an average value of 2.1 tC/tC, with a range of values going from -2.3 to 15.0 tC/tC, while values from 0.5 to 1 tC/tC are associated to forest bioenergy substitution. Negative values illustrate the combination of the worst-case scenarios from the different studies analysed, in which the wood option results in more GHG emissions. However, such scenarios are judged less probable and unrepresentative of real-life cases. The most recent literature review by Leskinen et al. (2019) analysed 51 studies and 433 different substitution factors and found an average of 1.2 tC/tC with 95% of the values ranging between -0.7 and 5.1 tC/tC. The average value can be interpreted in 0.8 tC/tC for the material production stage and 0.4 tC/tC for the impact of energy recovery substituting fossil fuels. Leskinen et al. (2019) also

found an average SF for structural and non-structural wood in construction of respectively 1.3 and 1.6 tC/tC including energy recovery. If average values reported by Sathre & O'Connor (2010) and Leskinen et al. (2019) put forward a general agreement that wood substitution can generate GHG emissions reduction, their values are not suitable to be used in a specific case study (e.g., evaluation of the climate change mitigation potential of the Canadian forest sector) because they include a wide range of studies with different methodological choices and geographical locations.

The most recent study to estimate substitution factors at the national level in Canada was performed by Smyth et al. (2017). They developed SF for primary wood products as sawnwood and panels resulting in respectively 0.54 tC/tC and 0.45 tC/tC. For bioenergy, two feedstock scenarios were evaluated; they found 0.47 tC/tC for constant supply (fixed biomass feedstock) and 0.89 tC/tC for constrained supply (feedstock to match with each region's heat demand). Products SF were based on six HWP (softwood lumber, hardwood lumber, plywood, particleboard, OSB and MDF) and on six different end-uses (single family-home, multi-family home, multi-use building, flooring, furniture and decking) to then be weighted using national consumption statistics. The greatest benefits in terms of emissions reduction were observed by the substitution of steel and concrete in buildings, and by the replacement of fossil fuels in bioenergy heat or combined heat and power plant. Xu et al. (2018) derived SF from Smyth et al. (2017) and targeted only steel and concrete substitution in single-family home, multi-family home, and multi-use building to find SF values of 2.1 tC/tC for sawnwood and 2.2 tC/tC for panels. All these SF are now used in provincial and national forest management studies on climate change mitigation (Beauregard et al., 2020; Smyth et al., 2020), but uncertainties remain about methodological choices and assumptions that can highly impact the variability of the factors and therefore affect their validity.

Smyth et al. (2017) mention the lack of comprehensive information and data from comparative LCA studies on end-uses as the main source of uncertainty for product SF, resulting in the generalization of data that may vary greatly from a project to another (e.g., bill of material and GHG emissions of buildings). These values are highly variable and should be based on multiple

building samples for each end-use (e.g., single-family home, multi-family home, multiuse building). Materials systems, construction techniques, building functionalities and geographical locations are unique to each project and influence the bill of materials and associated GHG emissions (Milaj et al., 2017). Also, wood materials chosen by Smyth et al. (2017) are not representative of all types of wood products. For instance, none are related to engineering wood products such as Cross Laminated Timber (CLT), Glue Laminated Timber (GLT) or Laminated Veneer Lumber (LVL) in the analysis. As the markets for these products are in expansion, and as they present high mechanical and structural properties, they should be considered as high potential substitutes to steel and concrete so that their substitution effect should be assessed. Additionally, several LCA data used in Smyth et al. (2017) were based on studies performed outside Canada and conducted before 2006, leading to increased uncertainty.

On the energy side, Smyth et al. (2017) provide energy substitution factors for each forest management unit (FMU) in Canada, based on provincial energy fuel mix and heat and electricity consumption. However, the deployment of bioenergy is mainly done within the framework of government strategies that target the replacement of specific fossil fuels (Beauregard et al., 2020). There is currently a lack of research regarding bioenergy substitution factors based on specific fuels substitution. Moreover, there is a wide range of bioenergy products that can be used as a substitute that need to be assessed.

### **3.1.2 Aim of the Article**

In order to effectively evaluate the GHG mitigation potential of the forest sector at the provincial or national level, a combination of different approaches is required, as carbon accounting must consider forest, products and substitution on markets. Strategic decisions concerning forest management for climate change mitigation must be based on reliable data. Uncertainty associated with substitution factors can be reduced by providing more detailed, local and diverse results. Here, we propose to improve the methodology found in Smyth et al. (2017) by developing more recent, reliable and specific substitution factors for the current Canadian context. The aim of this research is to generate multiple substitution factors on a

micro-level scale for construction and bioenergy systems that put forward HWP use. These substitution factors could then be used in provincial and national level studies. To reach this objective, research of up-to-date Canadian LCA studies comparing biomass products and their alternatives was first conducted. Secondly, specific substitution factors were calculated from these studies to match with the holistic methodology used in Canada to assess the climate change mitigation potential of the forest sector.

## **3.2 Materials and Methods**

### **3.2.1 Analytical Framework**

Several differences in methodology relative to the calculation of substitution factors are found in the literature. The definition of the framework and their context of use are important to ensure applicability and validity. In this study, we followed the methodology presented in Smyth et al. (2014, 2017), in which SF are used within a broader assessment framework that considers carbon stock changes in forests and HWPs and where each primary wood product is modelled with a specific half-life time and an end-of-life scenario. Therefore, biogenic carbon emissions are not included in the scope of this study, as they are already accounted for in forest and HWP carbon models. Substitution factors reported in this study, that consider only fossil GHG emissions, should not be used without considering this broader framework.

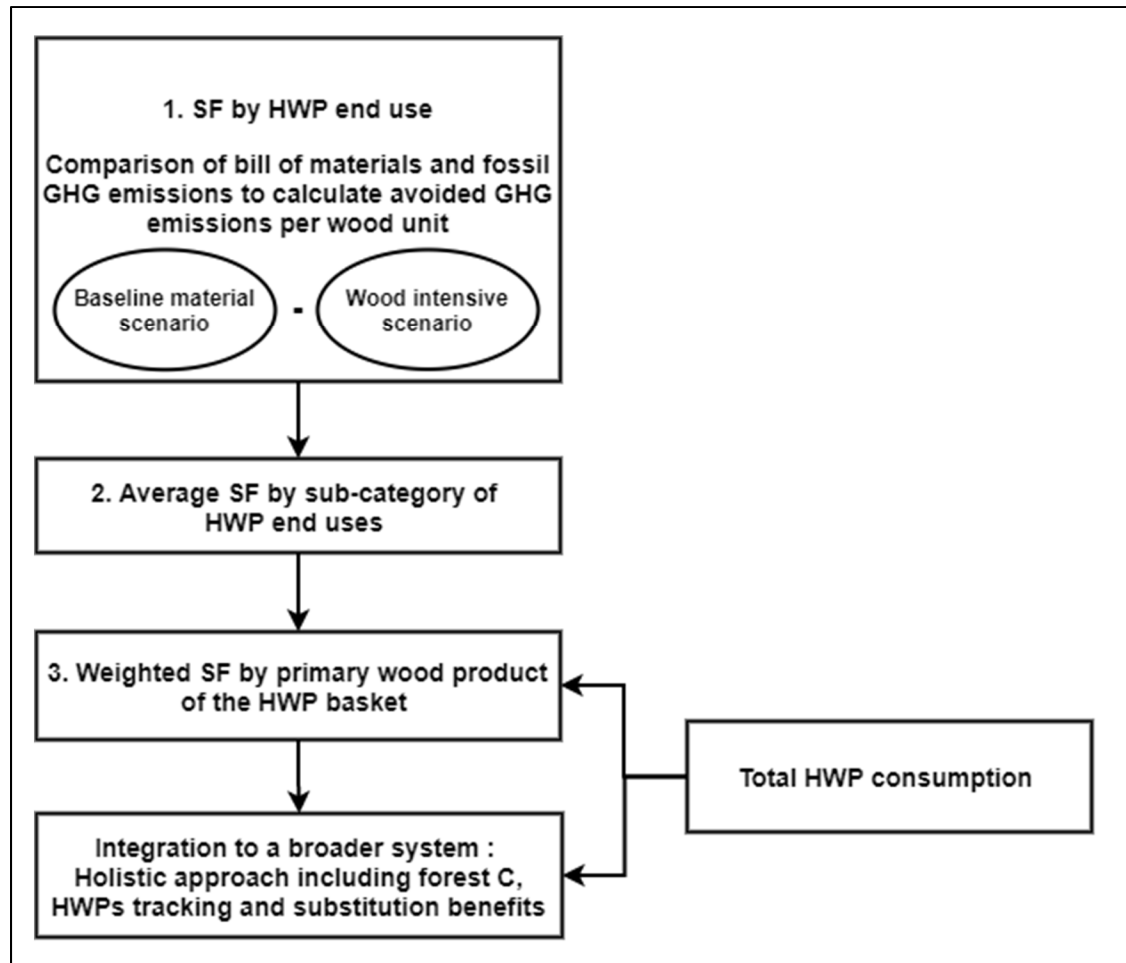


Figure 3.1 Overview of the methodology for the calculation of substitution factors (C = Carbon; HWP = Harvested wood product; GHG = Greenhouse gas; SF = Substitution factor)

The methodology to calculate product and energy substitution factors within this framework is presented in Figure 3.1. The first step consists in measuring the substitution effect at the product level, according to at least two scenarios of material/energy consumption that provide the same function: baseline and wood-intensive. The baseline scenario represents the traditional assembly or consumption of materials/energy, while the wood-intensive scenario promotes the use of wood. The substitution factor SF is then calculated for these two scenarios with eq.1, from Sathre & O'Connor, (2010). It expresses the avoided fossil GHG emissions per quantity of wood in units of carbon (tC/tC).

$$SF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}} \quad (3.1)$$

where

GHG wood: Fossil emissions from wood-intensive [t C]

GHG non-wood: Fossil emissions from baseline [t C]

WU wood: Amount of wood in wood-intensive [t C]

WU non-wood: Amount of wood in baseline [t C]

Fossil GHG emissions for both scenarios were taken from the LCA studies collected and are based on ISO14040 and 14044 standards (ISO, 2006a, 2006b), ensuring a functionally equivalent comparison. The C content of GHG emissions (GHG wood and GHG non-wood) was calculated from CO<sub>2</sub> eq using the molecular ratio of 12/44. The quantity of wood used has been estimated from the list of materials available for each study, and a C content ratio of 50% was assumed over the product oven-dry weight to generate the amount of carbon in HWP products (WU wood and WU non-wood) (Sathre and O'Connor, 2010). Only the amount of wood contained in the final product was considered in the calculation. Most of the SF calculated in this study are associated only to the production stage, which included fossil emissions from forestry, harvesting, extraction of raw materials, transportation and product manufacturing. When possible, the construction and use stages, as well as the end-of-life stage (transport only), were considered in the calculation, as it brings more precision in the SF values.

The second step of the methodology consists in estimating an average SF by sub-category (e.g., construction structural, construction non structural, furniture, etc.) of HWP end uses by comparing an overall mix of HWP end uses to a mix of alternative products. The third step is to generate an overall SF applicable to each primary wood products (sawnwood, panels, pulp and paper and bioenergy) by applying a weighting factor based on HWP national consumption statistics to the result of each end use analyzed (Smyth et al., 2017). The calculation of weighted SF was not included in the scope of this study due to the lack of data regarding consumption statistics of HWP end uses, and will be part of future research. Here, we calculate SF by end use and by sub-category. Only the weighted SF can be integrated in the broader framework, as illustrated in Figure 3.1.

Product and energy substitution present differences in sub-category and end use classification, their calculation was thus separated.

Product substitution refers to three primary wood products of the HWP basket (sawnwood, panels and pulp and paper) as per the inputs of the broader framework, and to seven informal sub-categories e.g., construction, furniture, packaging, paper, chemical products and textiles. A variety of the main end uses are shown in Figure 3.2. In this study, due to limitations regarding data availability in the literature, we focused mainly on construction end uses shown in green. Additional published LCA studies are needed to satisfy the rest of the end uses and sub-categories.

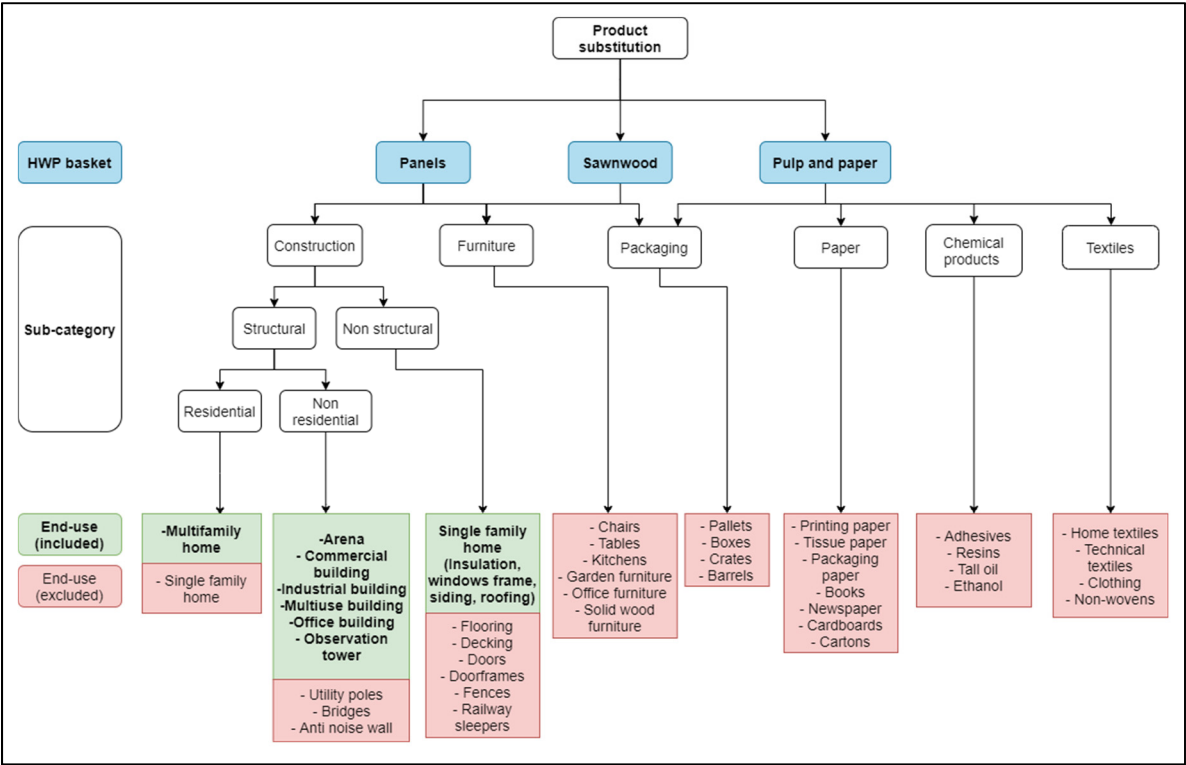


Figure 3.2 Overview of the framework for product substitution (HWP = Harvested wood product)

The energy substitution methodology is illustrated in Figure 3.3 and refers to one primary wood product of the HWP basket which is bioenergy. Unlike product substitution, it is divided in



sub-categories that correspond to the output of the forest harvested wood product model. Therefore, to improve precision, SF should be calculated by these sub-categories. End uses of bioenergy systems should be seen as a combination of three different components that greatly influence the SF value i.e., the type of bioenergy product, the facility type and the fossil fuel displaced. Since there are too many possibilities, only the combinations included in this study are mentioned in the Figure. Here, we focus on analyzing a range of alternatives for non-residential heat and one case for biofuel transportation, as per LCA data availability.

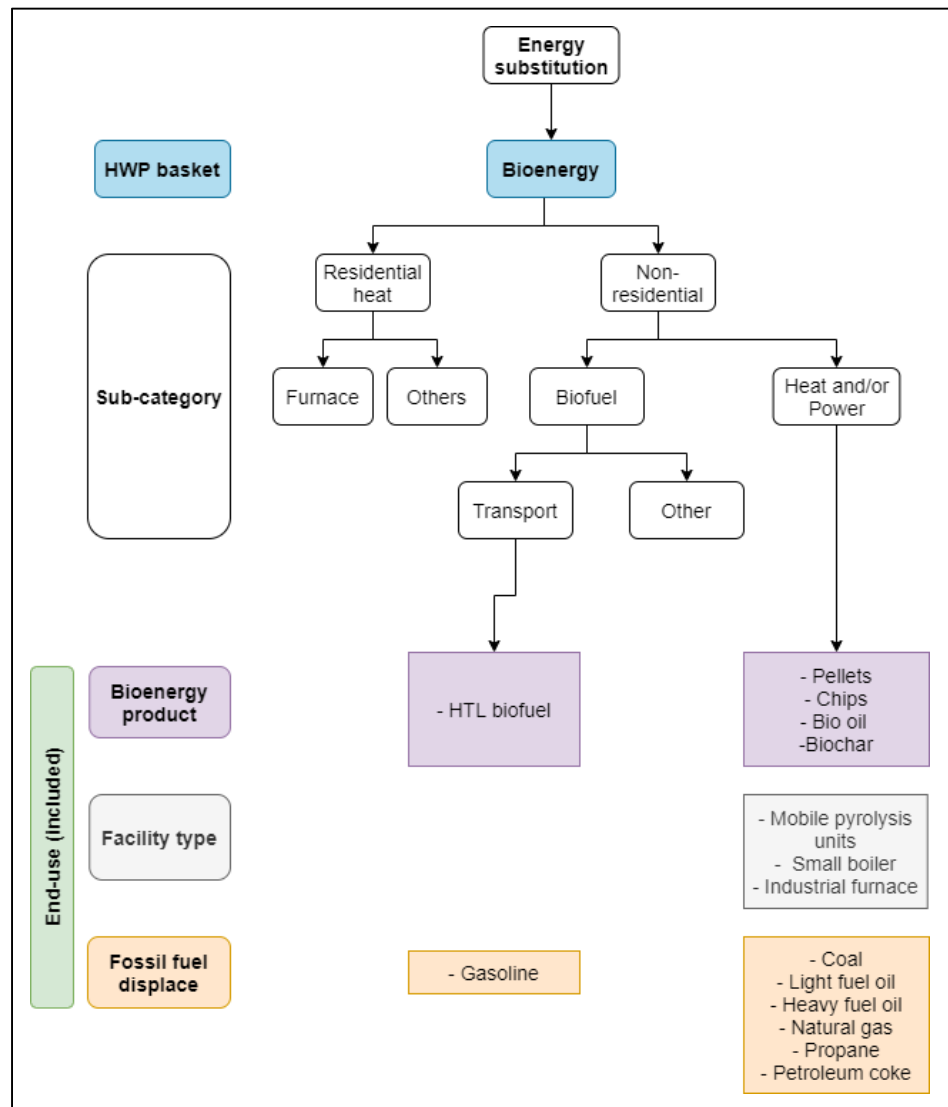


Figure 3.3 Overview of framework for energy substitution (HTL = Hydrothermal liquefaction)

### **3.2.2 Development of Substitution Factors**

#### **3.2.2.1 Product Substitution**

Sawnwood and panels can be found in a broad range of manufacturing sectors (construction, furniture, packaging, etc.). According to Chen et al. (2014), the construction industry is the first user of solid HWP in Canada, where 64% of sawnwood is processed, 77% for structural panels and 41% for non-structural panels. Also, government strategies tend to encourage the use of wood in construction for its lower carbon footprint; therefore, the construction sector represents a great avenue for substitution. In this study, we analyzed a variety of buildings and focused mainly on new constructions in the residential and non-residential sectors to generate substitution factor for sawnwood and panels. Each wood-intensive scenario is compared to a functionally equivalent scenario from an alternative material. Most of the studies are related to structural applications and compare wood to steel or reinforced concrete. However, one study includes the comparison of non-structural HWP end uses to fibreglass, brick, asphalt and vinyl.

For each study, the amount of wood used was estimated for both alternatives from the bill of materials. Types of HWP found in these studies are listed in Table 3.1 and include engineering wood products like cross laminated timber (CLT) and glue-laminated timber (GLT). Oven-dry weight and moisture content of each product were used to calculate the total carbon content of wood in buildings, as most of the wood quantities were available in volume (m<sup>3</sup>). Data regarding wood materials were taken from a variety of North-American environmental product declarations (EPD) or Athena Sustainable Materials Institute, and when not available, a moisture content of 15% was assumed to calculate the oven-dry weight. The ratio of sawnwood and panels was calculated from the difference in the amount of wood use between the baseline and the wood-intensive scenario.

Table 3.1 Oven dry weight of 1 m<sup>3</sup> of different HWP used in this study and their classification in the HWP basket  
(odkg = Oven-dry kilogram)

HWP	Dry density (odkg/m <sup>3</sup> )	Reference	Classification in HWP basket
Cedar shingles	NA	Athena	Sawnwood
Cedar wood bevel siding	NA	Athena	Sawnwood
Cross laminated timber (CLT)	406.00	(FPInnovations, 2018)	Sawnwood
Glue-laminated timber (GLT)	533.12	(UL Environment, 2020a)	Sawnwood
Hardboard	722.00	(UL Environment, 2016a)	Structural Panel
I joist	417.00	(Groupe AGÉCO, 2019)	Sawnwood
Laminated strand lumber (LSL)	533.22	(UL Environment, 2016b)	Structural Panel
Laminated veneer lumber (LVL)	544.53	(UL Environment, 2020b)	Structural Panel
Oriented strand board	596.00	(UL Environment, 2020c)	Structural Panel
Softwood lumber	460.18	(UL Environment, 2020d)	Sawnwood
Softwood plywood	470.67	(UL Environment, 2020e)	Structural Panel

Additional distinctions within each study were made between their system boundaries. Each study was categorized based on European standards (EN 15978, 2011) shown in Figure 3.4, which is widely used in North-America for buildings life cycle assessment. Therefore, not all studies presented here should be compared together, as they consider different boundaries. In Smyth et al. (2017), cradle-to-gate GHG emissions were analyzed (module A1-A3). Here, we included modules A1-A3 for all studies and, when possible, we included the construction stage (A4-A5) and use stage (B1-B7) as it is reported in table 3.2. Modules C1-C4 were excluded from the scope of this study, as end-of-life (EOL) biogenic emissions are analyzed in the broader framework. In three studies, the separation of the EOL stage from global LCA result was not possible and was kept in the SF calculation. However, the EOL impact of these studies only includes fossil GHG emissions, and has a very low contribution, so that the impact on the SF value is almost null.

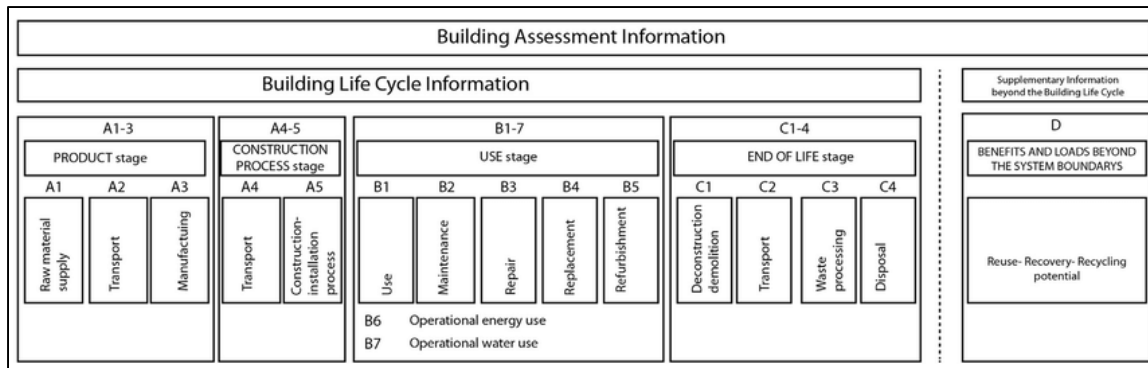


Figure 3.4 Display of the different stages in life cycle assessment of building  
According to EN 15978 (2011)

All comparisons were made from functional units that include an equivalent building floor area, a number of storeys and, when the use stage is considered, a lifetime. Some studies had considered all construction materials while others, structural materials only. While considering all materials is preferable to enhance data accuracy, Alain (2015) found that structural materials are accountable for the majority of GHG emissions relative to a building. Only one study included operational energy and water use (modules B6 and B7).

Data needed for the calculation of substitution factors (bill of materials and GHG emissions) were obtained through diverse references i.e., literature, Programme de vitrine technologique (PVT) and Gestimat database.

The PVT is a special program from the government of Quebec, which aims to reduce GHG emissions by supporting projects who design and build innovative wooden building solutions. Studies from this program are identified as PVT-1 to PVT-7 in table 3.2 and conform to the GHG quantification protocol of structural materials (Roberge, 2018). This protocol includes third-party review of calculations and results of GHG emissions and structural design.

Gestimat is an online tool developed by CECOBOIS that estimate and analyze GHG emissions due to manufacturing (modules A1-A3) of different building structure scenarios (e.g., wood, steel, reinforced concrete). In the Gestimat tool, it is possible to either enter detailed material

quantities for a given project or to specify the main building restrictions (e.g., end use, number of storeys, floor area, construction systems, construction components, etc.) and the database will automatically estimate the quantity of structural materials needed. GHG emissions are estimated by materials. The Gestimat database includes 33 different construction materials mainly from wood, steel and concrete. Each of these materials are linked to the most local manufacturing emissions factors, provided by the International Reference Centre for the Lifecycle of Products, Processes and Services (CIRAIG) through diverse EPDs and the ecoinvent database (Wernet et al., 2016). None of the other lifecycle stages as construction, operation and end-of-life are included, only modules A1-A3 are considered.

Within the Gestimat database, three different typical buildings are modelled (office building of 1 storey, office building of 4 storeys and industrial building). For each building, two wood construction techniques light frame, and post and beams and two alternative scenarios (steel and reinforced concrete) were analyzed. They are identified as GES-1 to GES-3 in Table 3.2. As they are hypothetical buildings, they should be interpreted differently. Table 3.2 brings the description of the studies analyzed in this study coming from the literature, PVT and Gestimat database.

Table 3.2 Description of data and system boundaries for studies of wood product substitution (LCA = Life cycle assessment)

#	Reference	End use	Location	LCA boundaries	Lifetime
1	<b>Construction Residential</b>				
1.1	(Essoua and Lavoie, 2019)	Multiuse building; 8 storeys	Montreal, QC	Whole building A1-A5; B3, B5-B7	60 years
1.2	(Grann, 2013)	Multistorey apartment; 4 storeys	Chibougamau, QC	Whole building A1-A5; B4; C2	60 years
1.3	(Salazar et al., 2009)	Non-Structural insulation, siding, roofing, windows	Ottawa, ON	Whole building A1-A3; B4	100 years
1.4	PVT-1	Multistorey apartment; 13 storeys	Quebec City, QC	Structural material A1-A3	NA

Table 3.2 Description of data and system boundaries for studies of wood product substitution  
(LCA = Life cycle assessment) (cont'd)

#	Reference	End use	Location	LCA boundaries	Lifetime
1.5	PVT-3	Multiuse building; 4 storeys	Quebec City, QC	Structural material A1-A3	NA
1.6	PVT-6	Multiuse building; 6 storeys	Quebec City, QC	Structural material A1-A3	NA
2	<b>Construction Non residential</b>				
2.1	(Grann, 2014)	University office building; 6 storeys	Prince Georges, BC	Whole building A1-A5; B4; C1-C4	60 years
2.2	(CECOBOIS, 2009)	Commercial building	Quebec City, QC	Whole building A1-A5; B2, B4; C1-C4	20 years
2.3	(CECOBOIS, 2010)	Commercial building	Quebec City, QC	Whole building A1-A5; B2, B4	20 years
2.4	(Robertson et al., 2012)	Office building; 5 storeys	Burnaby, BC	Whole building A1-A4	50 years
2.5	(Laurent, 2011)	Arena	Chicoutimi, QC	Structural material A1-A5; C1-C4	75 years
2.6	PVT-2	Office building; 6 storeys	Quebec City, QC	Structural material A1-A3	NA
2.7	PVT-4	Industrial building	Quebec City, QC	Structural material A1-A3	NA
2.8	PVT-5	Office building; 3 storeys	Montreal, QC	Structural material A1-A3	NA
2.9	PVT-7	Observation tower	St-Jean-Port-Joli, QC	Structural material A1-A3	NA
2.10	GES-1	Office building; 1 story	NA, Qc	Structural material A1-A3	NA
2.11	GES-2	Office building; 4 storeys	NA, Qc	Structural material A1-A3	NA
2.12	GES-3	Industrial building	NA, Qc	Structural material A1-A3	NA

### 3.2.2.2 Energy Substitution

Energy substitution was estimated for six end uses for which wood biomass substitutes fossil fuels. All references come from the literature and are based on comparative LCA studies, located in Canada, that analyze the environmental impact of the use of woody biomass over fossil fuels on an energy production equivalent unit (e.g., production of 1 GJ). Substitution factors are specific to each end use, including the types of biomass product (e.g., pellets, chips, bio-oil, biochar and hydrothermal liquefaction biofuel), the facility type and the alternative fossil fuel sources (light fuel oil, heavy fuel oil, natural gas, coal, petroleum coke and gasoline). Five of the cases were in the context of heat production for non-residential applications, and one for biofuel transportation.

To calculate energy SF, we used eq.1 from Sathre & O'Connor (2010). For each case, at least two scenarios were compared, one with bioenergy from wood biomass and another with fossil fuels. The amount of biomass needed to fulfill the energy demand (functional unit) was taken within the study's data, as well as the resulting fossil GHG emissions reductions. GHG emissions from biogenic sources were excluded as they are already considered in another component of the broader framework. Therefore, for bioenergy systems, only emissions from pre-consumption of the supply chain i.e., extraction, transport and pre-treatment of the fuel were considered. Emissions from combustion were included only for the fossil fuel scenarios. Carbon content for each bioenergy scenario was calculated from the oven-dry weight of the biomass, the moisture content being available in each study.

The values of energy SF are influenced by three main factors i.e., the type of bioenergy product, the conversion efficiency of the facility and the type of fuel displaced. Details of each case study about those factors are listed in Table 3.3.

Table 3.3 Description of data for studies selected for energy substitution

#	Reference	Sub-category	Biomass product	Facility type	Fossil fuel displaced
3.1	(CIRAIG, 2014)	Non-residential Heat production	Pellets from harvest and mill residues	56 kW boiler for heating (Seguin, 2014)	Light fuel oil
3.2	(Padilla-Rivera, Barrette, Blanchet, & Thiffault, 2017)	Non-residential Heat production	Pellets made from primary wood processing mill residues	Small boiler for heating	Heavy fuel oil or Natural gas
3.3	(Laurent, 2014)	Non-residential Heat production	Wood chips from local harvest residues	50 kW boiler for heating	Light fuel oil *
3.4	(Ayer & Dias, 2018)	Non-residential Heat production	Bio oil and biochar from harvesting residues	Mobile pyrolysis units for heating	Fossil mix: Heavy fuel oil, coal, petroleum coke
3.5	(Dias et al., 2017)	Non-residential Heat production	Pellets from short- rotation willow (SRW) biomass	Industrial furnace for heating	Light fuel oil or Natural gas
3.6	(Nie & Bi, 2018)	Non-residential Biofuel Transport	Hydrothermal liquefaction (HTL) biofuel	NA	Gasoline

\* The original comparison found in (Laurent, 2014) is between wood chips and a combination of light fuel oil and electricity. Here, we extrapolate data to allow a full comparison with only light fuel oil.



### 3.3 Results

#### 3.3.1 Substitution Factors for Products

Table 3.4 presents substitution factors for each study as well as the data needed for their calculation, i.e., the difference of wood use between the wood-intensive and the baseline scenarios expressed in oven-dry tonne (ODT), and net avoided fossil GHG emissions in t CO<sub>2</sub> eq. Overall, 18 different studies relative to the construction sector were analyzed, which resulted in SF varying from 0.29 to 1.86 tC/tC with an average of 0.80 tC/tC (sawnwood and panels combined). The ratio of sawnwood and panels was calculated based on the increase in the amount of wood use between wood-intensive and baseline scenarios, where most of the studies showed a high ratio of sawnwood use versus panels.

The majority of studies are related to structural construction of multistorey buildings with steel or reinforced concrete (RC) as baseline material. Only one study (Salazar et al., 2009) compared non-structural components (insulation, siding, roofing, windows) with different baseline materials (fibreglass, brick, asphalt, vinyl) for a single-family house. Therefore, the results of this study are highly focusing on structural construction, more specifically on the substitution of steel and reinforced concrete. The SFs proposed should not be used to generalize all types of wood use and all baseline materials.

##### 3.3.1.1 Product Substitution by End-use

SF values vary depending on the quantity of wood use and the net avoided emissions. The type of wood construction i.e., light wood frame, post and beams, and mass timber tend to influence the quantity of wood use and thus, impacts SF values. Light frame wood constructions generally use a small amount of wood, but are limited in the number of storeys. In opposition, mass timber constructions generally use a large amount of wood, resulting in a lower SF, as illustrated in studies 1.2, 1.4 and 2.2, which show the three lowest SF. However, high SF values might also be reached in mass timber constructions, as shown by studies 1.1 and 2.1, because they displace a large amount of reinforced concrete.

Table 3.4 Summary of results for wood product substitution in construction  
(RC = Reinforced concrete)

#	End use	Construction type	HWP used	Sawnwood : Panel	Alternative material	$\Delta M^*$	$N^{**}$	SF
<b>1. Residential</b>				(%)		(ODT)	(t CO <sub>2</sub> eq)	(tC / tC)
<b>1.1</b>	Multiuse building 8 storeys	Mass timber	CLT, GLT, Softwood lumber, OSB, Plywood	99 : 1	RC	1125	1740	<b>0.88</b>
<b>1.2</b>	Multistorey apartment 4 storeys	Mass timber	CLT, GLT, Softwood lumber and plywood	99 : 1	RC, steel	530	282	<b>0.29</b>
<b>1.3</b>	Single family house (insulation, siding, roofing, windows)	Light wood frame	Softwood lumber, cedar siding, cedar shingles,	100 : 0	Fiberglass, brick, asphalt, vinyl	20	28	<b>1.08</b>
<b>1.4</b>	Multistorey apartment 13 storeys	Mass timber	CLT, GLT	100 : 0	RC	1234	907	<b>0.40</b>
<b>1.5</b>	Multiuse building 4 storeys	Light wood frame	Softwood lumber, LVL, I joist, OSB	51 : 49	RC, steel	28	94	<b>1.86</b>
<b>1.6</b>	Multiuse building 6 storeys	Post and beams	CLT, LVL, Plywood, Softwood lumber	98 : 2	RC	264	333	<b>0.69</b>
<b>2. Non-residential</b>								
<b>2.1</b>	University office building; 6 storeys	Mass timber	CLT, GLT, LSL, LVL, OSB, Softwood lumber, Plywood	91 : 9	RC	621	1290	<b>1.13</b>
<b>2.2</b>	Office building; 5 storeys	Mass timber	CLT, GLT, Softwood lumber, Cedar siding	100 : 0	RC	1912	1048	<b>0.30</b>
<b>2.3</b>	Commercial building	Post and beams	Softwood lumber, OSB, Plywood	73 : 27	Steel	12	17	<b>0.76</b>
<b>2.4</b>	Commercial building	Post and beams	GLT, Softwood lumber, Plywood	64 : 36	Steel	126	142	<b>0.61</b>
<b>2.5</b>	Arena	Hybrid	GLT	100 : 0	Steel	45	104	<b>0.96</b>
		Wood-intensive				76	185	<b>1.01</b>
<b>2.6</b>	Office building; 6 storeys	Post and beams	CLT, GLT	100 : 0	RC, steel	719	675	<b>0.51</b>

(\* $\Delta M$ : Difference of wood mass between baseline and wood-intensive scenario; \*\*N: Net avoided emissions)

Table 3.5 Summary of results for wood product substitution in construction  
(RC = Reinforced concrete) (cont'd)

#	End use	Construction type	HWP used	Sawnwood : Panel	Alternative material	$\Delta M^*$	$N^{**}$	SF
2.7	Industrial building	Post and beams	GLT, LVL, Softwood lumber, Plywood	98 : 0	RC, steel	53	78	<b>0.74</b>
2.8	Office building; 3 storeys	Post and beams	CLT, GLT, LVL, Softwood lumber, Plywood	98 : 2	RC	49	38	<b>0.43</b>
2.9	Observation tower	Post and beams	GLT	100 : 2	Steel	7	17	<b>1.23</b>
2.10	Office building; 1 story	Mass timber	GLT, OSB	60 : 40	RC	42.01	85.95	<b>0.87</b>
					Steel	42.01	57.29	<b>0.58</b>
		Light wood frame	Softwood lumber, OSB, I joist	87 : 13	RC	53.70	92.38	<b>1.20</b>
					Steel	53.70	63.71	<b>0.83</b>
2.11	Office building; 4 storeys	Mass timber	GLT, OSB	65 : 35	RC	205.54	293.58	<b>0.56</b>
					Steel	205.54	289.85	<b>0.55</b>
		Light wood frame	Softwood lumber, OSB, I joist	91 : 9	RC	285.98	326.69	<b>0.87</b>
					Steel	285.98	322.95	<b>0.86</b>
2.12	Industrial building	Mass timber	GLT, OSB	67 : 33	RC	26.92	293.58	<b>1.12</b>
		Light wood frame	Softwood lumber, OSB, I joist	92 : 8	Steel	54.00	289.85	<b>0.49</b>

(\* $\Delta M$ : Difference of wood mass between baseline and wood-intensive scenario; \*\* $N$ : Net avoided emissions)

Average SF were calculated by grouping the studies within eight types of end-uses, as illustrated in Figure 3.5. Each type of end use is associated with an average value and a range of SF, based on the number of studies associated shown in parentheses. Adding studies for a given end-use increases the precision of the results. Therefore, SF values for end-uses having only one study are subject to high uncertainty. The multiuse building end-use relates to a mix of residential and commercial applications in the same building, mostly condominiums with commercial areas on the ground floor.

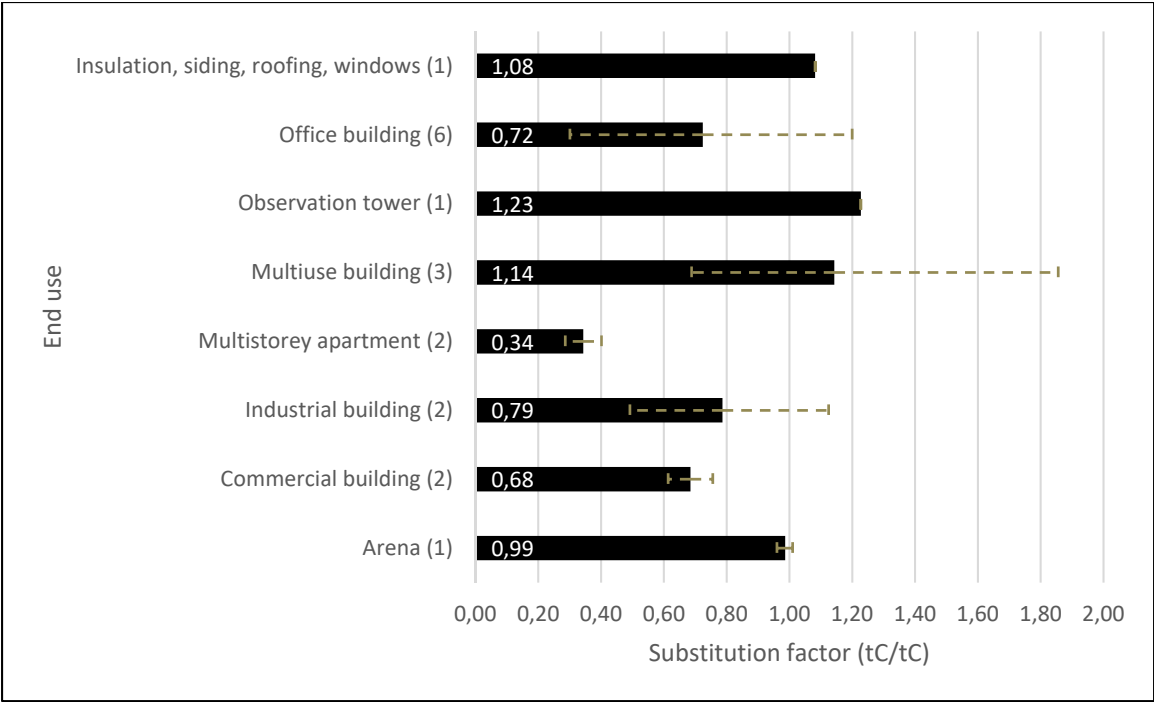


Figure 3.5 Range of product substitution factors by end use  
(tC = tonnes of carbon)

3.3.1.2 Product Substitution by Sub-category

Substitution factors per sub-category of end uses are presented in Figure 3.6 and Figure 3.7. SF for non-structural construction is 1.08 tC/tC, but the value relies on one single study. The average SF for structural construction is 0.79 tC/tC, based on 17 studies. Within these 17 studies, 5 are for residential buildings and 12 are for non-residential building, with average SF of respectively 0.82 tC/tC and 0.79 tC/tC.

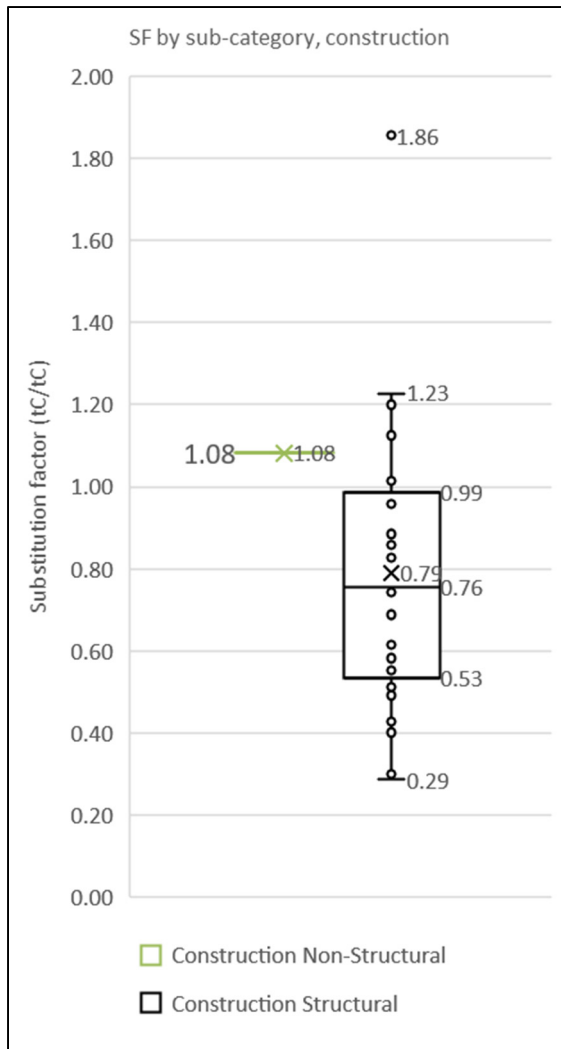


Figure 3.6 Product SF by sub-category  
(tC = tonnes of carbon)

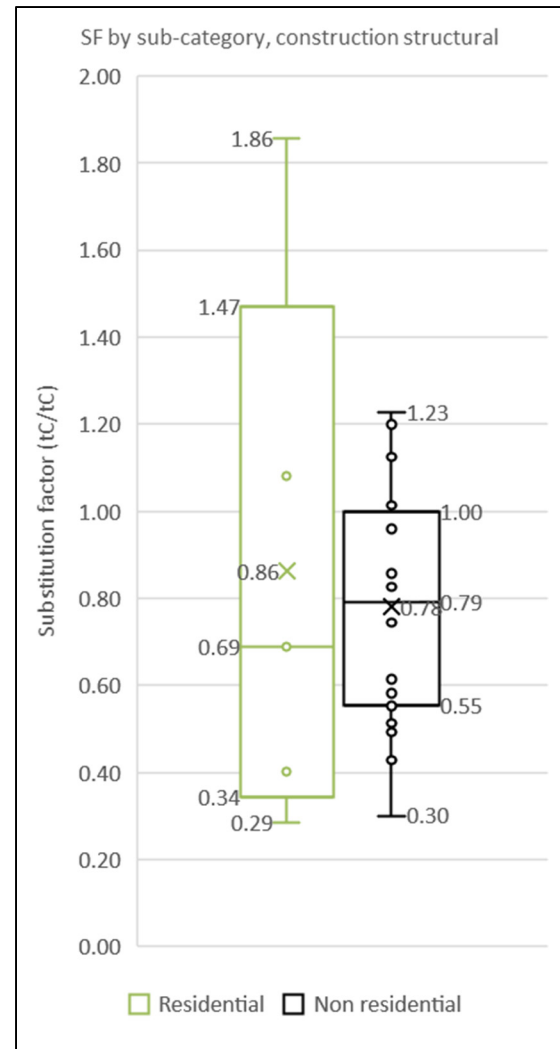


Figure 3.7 Product SF by sub-category in  
construction structural

The calculation of weighted SF for sawnwood and panels was out of the scope of this study due to the lack of availability of HWP consumption data. However, to get an overview of the difference between SF for sawnwood and panels, the avoided GHG emissions were attributed to each primary product from the mass ratio resulting in 0.81 tC/tC for panels and 0.80 tC/tC for sawnwood.

### **3.3.1.3 Difference of Results Between Structural Material vs. Whole Building**

As mentioned earlier, it is difficult to compare the different studies because they have different system boundaries and functional units (structural materials vs. whole building). The choice of structural materials (wood, steel or concrete) might affect other aspects such as the envelope or finishing materials and thus, influence LCA results. Moreover, envelope materials might also influence energy efficiency of the building and change the environmental footprint over its lifecycle. Essoua & Lavoie (2019) show a GHG emissions reduction of 65% when considering only structural materials and a 20% reduction for the whole building. This difference can be explained by the addition of other materials (aluminum, brick, gypsum and isolation) to respect national building codes and state-of-the-art rules. Therefore, the comparison of the carbon footprint of structural materials of buildings tend to overestimate GHG emission reductions of wood-intensive versus baseline scenarios and therefore, influence the SF value.

Figure 3.8 compares substitution factors for studies considering the whole building and those including only structural materials. Studies including only structural materials generate higher substitution factors, with an average of 0.87 tC/tC compared to 0.72 tC/tC for those considering the whole building. These results show that SF calculated from studies considering only building structures could be overestimated.

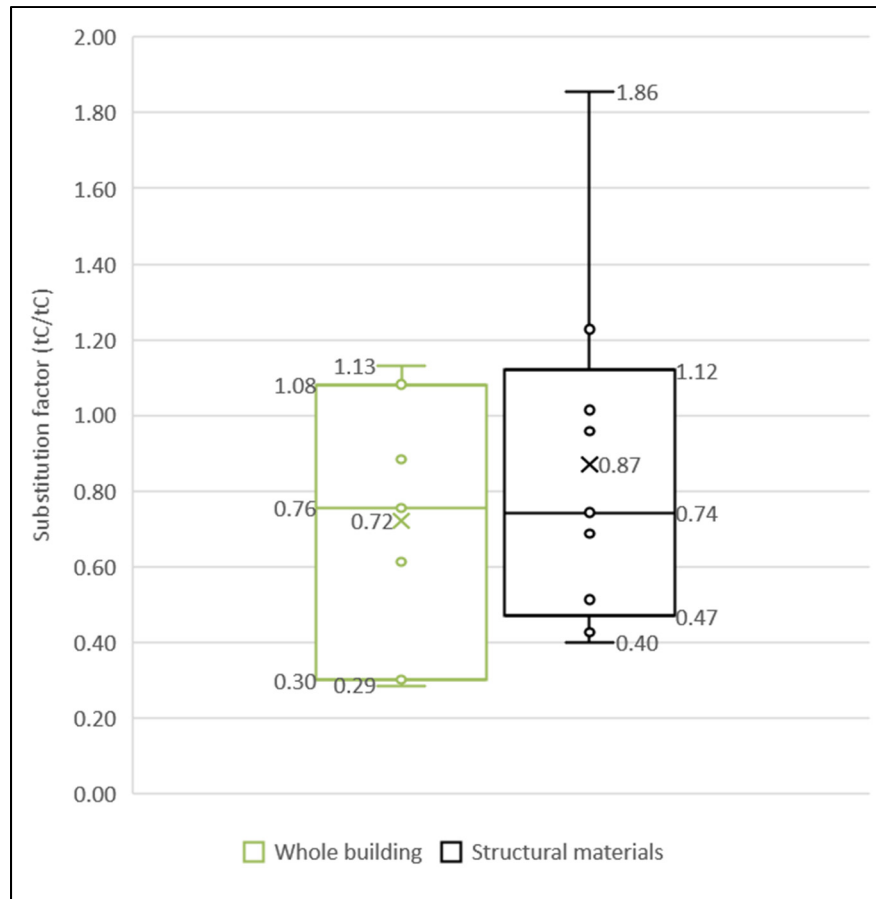


Figure 3.8 Difference between considering only structural materials and whole building on substitution factors for sawnwood and panels in construction (tC = tonnes of carbon)

### **3.3.2 Substitution Factors for Bioenergy**

#### **3.3.2.1 Bioenergy Substitution by End Use**

Substitution factors for bioenergy are presented in Table 3.5 for six different studies. SF values express the efficiency to displace the emission of fossil carbon by the use of wood biomass, in units of tC/tC. For example, a SF of 0.72 tC/tC means that for every kgC of burned biomass, 0.72 kgC of fossil GHG emission is avoided. Results vary between 0.51 and 1.15 tC/tC, only one study leading to a SF higher than 1. Wood biomass has a lower energy content per unit mass than most fossil fuels (Transition énergétique Québec, 2019). Therefore, to generate a specific amount of energy, it generally requires a greater amount of biomass than for other fuels resulting in SF lower than 1.

The amount of biomass needed to fulfill a functional unit of energy production varies depending on the energy and moisture content of the bioenergy product and the efficiency of the facility type. Here, we analyze pellets, chips, bio-oil & biochar and hydrothermal liquefaction biofuel, all coming from harvest and/or wood mill residues except for study 3.5, for which pellets are made from short rotation willow (SRW). The facility type influences the conversion efficiency of the bioenergy process, a lower efficiency leading to a higher use of biomass. Here, efficiency varies from 75% to more than 94%. Avoided fossil GHG emissions depend on the type of fossil fuel displaced and the emissions from biomass feedstock conversion processes.



Table 3.6 Summary of results for energy substitution  
(odkg = Oven-dry kilogram; kgC = kilogram of carbon)

#	Functional unit	Biomass product	Fossil fuel displace	Used biomass amount (odkg)	Bioenergy Conversion efficiency	Avoided fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> eq)	Substitution factor (tC/tC)
3.1	1 MJ of heat production	Pellets	Light fuel oil	5.795E-02	94%	7.67E-02	0.72
3.2	1 GJ of heat production	Pellets	Heavy fuel oil	54.1	80%	P1: 89.38, P2: 91.89	0.90 – 0.93
			Natural gas			P1: 60.77, P2: 70.28	0.68 – 0.71
			Propane			P1: 71.44, P2: 73.95	0.72 – 0.74
3.3	1 GJ of heat production	Wood chips	Light fuel oil	76	76%	85.7 – 91.3	0.57 – 0.62
3.4	1 491 000 GJ of heat and power	Bio oil and biochar	Heavy fuel oil, coal, petroleum coke	18.92E+06	NA	4.00E+07	1.15
				56.71E+06		9.21E+07	0.89
3.5	1 MJ of heat production in Ontario	SRW Pellets	Light fuel oil	61.29E-03	75%	80.80E-03	0.76
			Natural gas			69.40E-03	0.65
3.6	Production of 1 MJ of HTL	HTL biofuel	Gasoline	79.0E-03	NA	74.00E-03	0.51

Average and range of values for energy SF are presented by end use type in Figure 3.9. The SF value increases when bioenergy substitutes higher carbon intensity fossil fuels. The highest value comes from the substitution of a mix of fossil fuels (petroleum coke, coal and heavy fuel oil) by bio-oil and biochar in a mobile pyrolysis unit for cement production. It is because the fast pyrolysis process generates a co-product (syngas) that is used for drying wood chips and harvested residues instead of using fossil fuel.

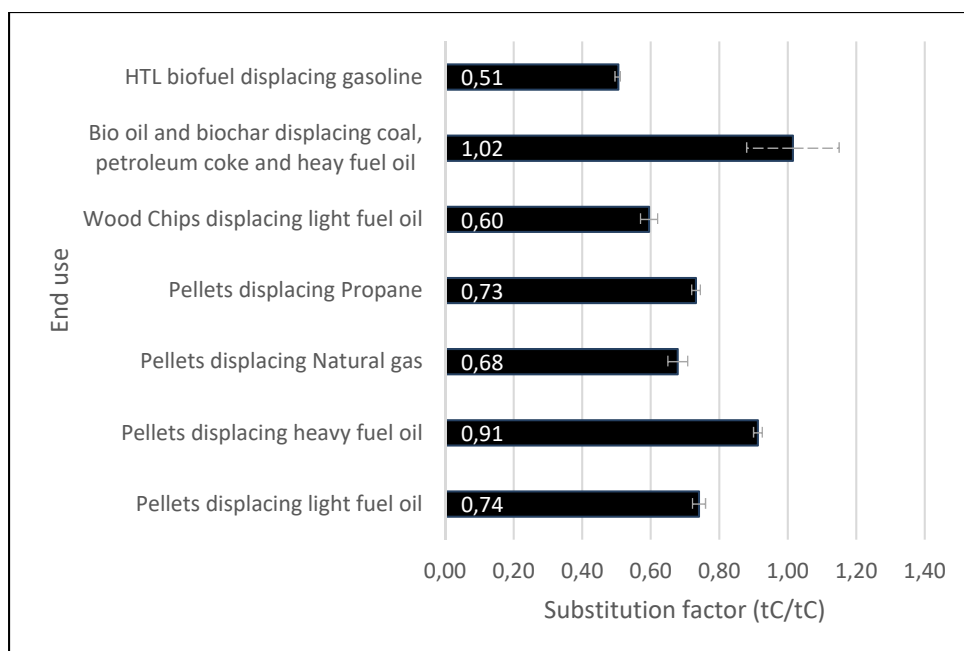


Figure 3.9 Energy substitution factors for specific bioenergy end uses  
(tC = tonnes of carbon)

### 3.3.2.2 Bioenergy Substitution by Sub-category

Energy SF are presented by sub-category in Figure 3.10, with an average of 0.80 tC/tC for non-residential heat and/or power, and 0.51 tC/tC for biofuel for transport. Based on five studies, four bioenergy products (pellets, chips, biochar and bio-oil) and six types of fossil fuels (coal, light fuel oil, heavy fuel oil, propane, petroleum coke and natural gas), the category of non-residential heat and/or power gives a range of SF values for small scale boilers and industrial furnaces. However, propane substitution should be calculated, as it is a fuel targeted by provincial strategies (FQCF, 2013). Also, more research should be done for biofuel – transport, as only one study was analyzed.

SF by sub-category could be calculated by applying a weighting factor for each end use, based on provincial or national consumption. As this step was out of scope for this study, it is important to see these results as values for specific substitution cases and not a realistic average.

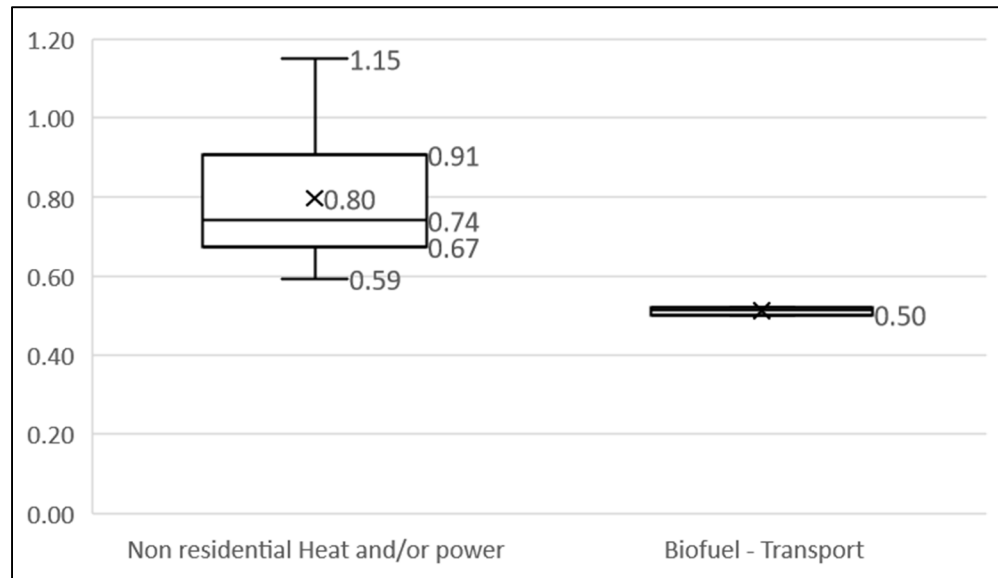


Figure 3.10 Energy substitution factors by sub-category

### 3.3.3 Discussion

The assessment of climate benefits from substitution by forest-based products requires a holistic approach combining micro-level studies that focus on the substitution of a specific product to macro-level studies, in which econometric factor and policy measures are integrated (Gustavsson et al., 2006). As changes in wood consumption create an impact on forest ecosystems, the quantification of the substitution benefit should always be done in a broader framework that includes the tracking of C in forests and HWP (Smyth et al., 2017). Therefore, the interpretation and use of our results should not be done without considering the broader framework as presented in Smyth et al. (2014).

#### 3.3.3.1 Product Substitution

The average product substitution factor of 0.80 tC/tC found in this study is lower than the average of 2.1 tC/tC reported in the meta-analysis from Sathre & O'Connor (2010). It can be explained by differences in methodologies since Sathre & O'Connor use different systems

boundaries, including forest C emissions and end-of-life scenarios with energy recovery. Using Sathre & O'Connor's methodology in Smyth et al.'s framework could lead to double counting of GHG flows. SF calculated by Sathre & O'Connor include GHG emission reductions generated by co-products, which increases the SF value, in opposition to our methodology that only take into account the quantity of wood found in the final product. Here, we calculated product SF mainly for the production stage, as only a few studies include the use stage and transportation to landfill, the latter being negligible. Our results are consistent with the average value of 0.8 tC/tC reported by Leskinen et al. (2019) for SF considering only the production stage. However, the value reported by Leskinen contains a larger variety of end uses than our study, which focuses on the construction sector.

One of the main objectives of this study was to compare our results with the latest Canadian study on SF development, which have been done by Smyth et al. (2017). Our average values for sawnwood and panels, respectively 0.80 tC/tC and 0.81 tC/tC, are higher than the values found by Smyth et al. (2017), i.e., 0.54 tC/tC and 0.45 tC/tC. The difference in downward SF values can be explained as Smyth et al. integrate end uses that are not considered here (flooring, furniture and decking), which generates fewer GHG emission reductions, while being associated with high weighting factors. Xu et al. (2018) reports a different interpretation (more similar to our approach) of the results presented in Smyth et al. (2017). They exclude flooring, furniture and decking and generates SF specifically for single-family homes, multi-family homes, and multi-use buildings, finding much higher results, i.e., 2.1 tC/tC for sawnwood and 2.2 tC/tC for panels. To add to this comparison, from the data available in Smyth et al. (2017), we calculated SF by end-use for single family home (1.91 tC/tC), multi-family home (2.35 tC/tC) and multi-use building (2.49 tC/tC). We analyzed the bill of materials of the buildings presented in Smyth et al. (2017) and compared them to our results. We observe that the amount of wood used in Smyth et al. references are lower than most of the buildings presented in our studies, resulting in higher SF. This difference highlights the importance of having multiple end-uses comparison scenarios, as the generalization of the amount of wood use could lead to an overestimation of the SF.

Developing specific SF for sawnwood and panels is complex because these primary products can be used for several types of end-uses that can each substitute a variety of alternative materials, resulting in a wide range of SF. The representation of end uses and their weighting have to be realistic and based on reliable data. The assumptions made by Smyth et al. (2017) can be questioned, the number of end-uses being limited to six and data used for Canadian wood consumption not being representative of the current and future market, for which wood multiuse buildings gain in shares. In the province of Quebec, the share of wood construction for non-residential applications almost doubled between 2006 and 2016 and will continue to rise (MFFP, 2019). The weighting of substitution factors was out of the scope of this study; therefore, it is important not to generalize our SF to all wood use and to interpret them mainly as SF for construction applications with steel and reinforced concrete as alternative materials. Most of the studies included in our analysis were based on a functional unit that includes only structural materials. However, wood constructions are subject to different restrictions in the Canadian national building code that could influence the type and the quantity of finishing elements needed. Indeed, Essoua & Lavoie, (2019) demonstrated that LCA results based on structural material could be beneficial for a wood-intensive scenario, as more finishing elements are needed. Further research should be done to better understand the impact of finishing materials on LCA results of wood buildings. Studies used for SF calculation should be as inclusive as possible, including more materials in the functional unit.

### **3.3.3.2 Energy Substitution**

As biomass has a lower energetic content than fossil fuels, its use engenders substantial biogenic C emissions and creates a C debt (Mitchell et al., 2012). The net benefit of bioenergy occurs only when the C debt is reimbursed (Laganière et al., 2017). Three main factors determine whether or not a bioenergy system can be beneficial for the climate i.e., the sources of biomass used, the conversion efficiency and the type of fossil fuel displaced (Berndes et al., 2016; Serra et al., 2016). Residues from harvesting, milling, construction and demolition are better biomass sources than mature forests and green trees. The substitution of high carbon intensity fossil fuels and the use of highly efficient conversion modes should also be

prioritized. Our SF includes only fossil GHG emission reductions, the monitoring of biogenic C being undertaken in the broader framework (Smyth et al., 2014), where different sources of forest biomass and bioenergy system are considered.

A source of uncertainty for our results is that there are many ways to convert forest biomass into energy, while only a few cases were analyzed in this study. The process stages (e.g., grinding, transport, drying, densification, gasification, roasting, hydrolysis) of forest bioenergy vary between the different end product types and influence greatly associated fossil GHG emissions. These different processes, particularly gasification and hydrolysis, aim to increase the energy content of the final product but also generate more process GHG emissions. From the different bioenergy final products included in our analysis, process emissions vary between 0.73 kg CO<sub>2</sub>eq/MJ for pellets and 20 kg CO<sub>2</sub>eq/MJ for HTL biofuel. Bioenergy end-uses with high process emissions tend to be associated with a lower substitution factor, e.g., in our analysis, the HTL biofuel have the highest process emissions and the lowest SF. However, these emissions can be reduced by employing other bioenergy products as it is demonstrated in study 3.2, where co-products are used in the process stages, which decreases the input needs of fossil fuels leading to increases SF value.

Even if both methodologies differ, our results for energy SF are similar to Smyth et al. (2017), who found average values varying between 0.47 tC/tC and 0.89 tC/tC. However, methodological assumptions employed by Smyth et al. can be questioned. No distinction was made between the type of bioenergy products (e.g., pellets, chips, HTL biofuel, bio-oil, biochar, etc.) and fossil GHG emissions generated in the different supply chains. Process emissions associated with grinding, loading and transportation were not included in the scope of the study for bioenergy, in opposition to fossil fuels, for which emission factors included extraction and transportation of raw materials. These assumptions tend to overestimate the value of the substitution factor. Furthermore, energy SF developed in Smyth et al. is based on provincial average energy fuel mix and more applicable for general bioenergy use, which leads to higher uncertainty. Reducing uncertainty can be done by generating weighted SF for each sub-category, which are based on specific SF for each type of end-use.

In the current context, the deployment of bioenergy is often driven by political strategies based on an energy transition plan, which implies targeted substitutions on specific fuels and sectors. For example, in the province of Quebec, the development of the bioenergy sector is framed by a plan (Government of Quebec, 2020) that focuses on non-residential heating and targets the substitution of three fossil fuels i.e., heavy fuel oil, light fuel oil and propane. Thus, developing specific SF for these pathways will increase the precision in studies aiming at assessing the climate change mitigation potential of the forest sector. Beauregard et al. (2020) found a specific SF of 0.95 tC/tC for substitution of heavy fuel oil, which is consistent with our result of 0.91 tC/tC. Moreover, we found an average SF of 0.69 tC/tC for light fuel oil substitution and 0.68 tC/tC for natural gas substitution. Further research would be needed to calculate a specific SF for propane substitution.

### **3.3.3.3 Limitation and Future Research**

The results presented in our study come with several limitations, as the calculation of substitution factor by end use was done using a limited number of studies. For product SF, all scenarios of materials consumption and GHG emissions comparison were associated with the construction sector. Further research would be necessary to cover the others sectors i.e., furniture, packaging, paper, chemical products and textiles, which are sectors for which wood consumption is expected to increase in the future and thus, represent a high substitution potential. For energy SF, our results are limited to sub-categories of non-residential heat and/or power and biofuel transport, further research should be done to cover all sub-categories. Also, for most end-uses, only one study was analyzed, which increases the uncertainty of the SF value. Adding more studies would increase the range of values leading to a more accurate average.

Weighting substitution factors to HWP basket (sawnwood, panels, pulp and paper and bioenergy) was out of the scope for this study but is necessary to obtain more representative values that can then be integrated in the broader framework. This step would require a market

analysis to better understand the current and future final use of wood and develop a method for weighting and separating the substitution impact between the different primary products. Doubts should be raised concerning the partitioning of avoided emissions between sawnwood and panels on a mass basis, this is a simplistic approach and more research could be done to enhance precision. Moreover, as wood substitution is a projected change in our society, SF should be weighted based on projected wood consumption statistic and not current or past statistics.

Another limitation of our study concerns the variety in terms of rigour from the different studies used. Some are rigorous LCA studies that have been through a peer-review process, while others are internal studies for informal purposes. Data from the Gestimat database relied on several hypothetical building techniques assumptions and were included to bring more perspective and comparison scenarios. Ideally, substitution factor should be based only on real studies in order to reduce uncertainty. Moreover, regional SF should be calculated for each province inside Canada, as they all present different energy mixes that impact GHG emissions for production and use stages. As our data sources mainly come from Quebec and British Colombia, it is hard to generalize our results on a national basis and further research should be done to generate results for each province.

Substitution factors should not be constant over time, as they depend on many evolving factors such as technological development, changes in product design or industry processes, that could influence GHG emissions and bills of materials, thus resulting in different SF (Leskinen et al., 2019). Steel and concrete industries are very proactive in implementing strategies to reduce their carbon footprint. With different strategies as energy efficiency, fossil fuel substitution and carbon capture and storage (CCS), it is likely that these industries reduce their product carbon intensity up to 50% before 2050 (IEA, 2020, 2018). Therefore, regressive substitution factors should be considered when they are used for long-term projections.

Beyond the rigor presented in the calculation method, great importance must be given to the context in which the factors are used to ensure that they are used correctly. If an increase in



wood harvesting can result in a positive substitution impact on climate, a decrease in wood harvesting should be interpreted as a negative substitution impact. Moreover, the factors should be applied only to the proportion of wood that will actually be used as a substitute for other materials or energies. Adding more forest-based products and bioenergy to the market does not necessarily engender a decrease in other competing markets, (e.g, adding 1 MJ of biofuel to the market does not necessarily lead to the reduction of 1 MJ of fossil fuel). This concept, named as carbon leakage, can be defined as the loss of environmental benefits generated by unforeseen consequences of an action or a decision (Brown et al., 1997). A better understanding of this concept for the Canadian context would be required, as its exclusion could lead to an overestimation of carbon benefits from substitution (Kallio & Solberg, 2018).

### **3.4 Conclusion**

Forest-related management strategies present a high potential of climate change mitigation and can be evaluated by examining different scenarios about forest C sequestration, HWP dynamics and substitution benefits (Smyth et al., 2014). We analyzed and propose improvements regarding the quantification of the substitution effect for Canada, based on the method presented in Smyth et al. (2017). Several uncertainties remain about substitution factors, which quantify fossil GHG emission reductions engender by the use of wood-based products and bioenergy instead of high carbon intensity materials and fuels over a same functional unit. We present a framework for product and energy substitution effect assessment at micro and meso-level.

For product substitution factors, we analyzed the comparison of 18 different wood-intensive scenarios relative to the construction industry (17 buildings and 1 observation tower) and produce a range of values between 0.29 tC/tC and 1.86 tC/tC with non-weighted average values for sawnwood (0.80 tC/tC) and panels (0.81 tC/tC). Our results present large differences with those from Smyth, highlighting the importance of adding and diversifying the number of end-use comparison scenarios.

Energy substitution factors are influenced by the type of bioenergy product, the conversion efficiency of the facility and the type of fuel displaced. Here, we examined six cases including different biomass products (pellets, chips, bio-oil, biochar and hydrothermal liquefaction biofuel) and alternative fossil fuels (light fuel oil, heavy fuel oil, natural gas, coal, petroleum coke and gasoline). We found an average substitution factor of 0.80 tC/tC for non-residential heat production and 0.51 tC/tC for biofuel transportation. When interpreted by the type of fossil fuel displaced, we found 0.91 tC/tC for heavy fuel oil, 0.69 tC/tC for light fuel oil and 0.68 tC/tC for natural gas substitution.

Substitution factors presented in this study can now serve as reference at the Canadian level. Further research should be done to calculate substitution factors for others end uses and sub-category that were not considered in this study and scale the results using national wood consumption statistics and future previsions. Finally, implementing these results to forest and HWP C dynamics would be necessary to make any recommendations about the overall climate change mitigation potential of the forest sector.

### **Acknowledgments**

This work was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and the Centre interdisciplinaire de recherche en opérationnalisation du développement durable (CIRODD). The Quebec provincial Ministry of Forest, Wildlife and Parks and Cecobois are also acknowledged for their contribution in providing data for this work

## **CHAPITRE 4**

### **DISCUSSION**

Ce chapitre approfondit la discussion présentée dans le chapitre précédent. Il explique les points importants à considérer dans l'interprétation des résultats des facteurs de substitution des produits et de la bioénergie. Ensuite, il s'agit de discuter les perspectives de recherches pour les prochaines années dans le but de poursuivre l'amélioration de la compréhension et de la précision des facteurs de substitution. Une comparaison des résultats avec des scénarios d'aménagement forestier modélisés par l'Université Laval conclut ce chapitre afin de contextualiser l'utilisation des facteurs de substitution et de pouvoir émettre des recommandations sur les pratiques de foresterie au Québec.

Avant tout, il est important de mentionner que la compréhension du cadre méthodologique du calcul des facteurs de substitution est essentielle pour pouvoir comparer les résultats obtenus dans le cadre de ce travail avec ceux d'autres études. On trouve plusieurs différences méthodologiques dans la littérature, notamment concernant la limite des frontières d'ACV et l'allocation des émissions de GES. Une telle différence rend la comparaison des études plus difficile.

#### **4.1 Facteur de substitution des produits du bois**

Les facteurs de substitution relatifs aux produits du bois (bois de sciage et panneaux) ont été calculés à partir de 18 projets et varient entre 0,29 tC/tC et 1,86 tC/tC, pour une moyenne de 0,80 tC/tC. La majorité des projets font référence à des produits structuraux remplaçant le béton ou l'acier. Une seule étude inclut la comparaison de produits non structuraux. Les résultats sont attribuables en grande partie à la phase de production des matériaux. Seules quelques études prennent en compte les phases d'utilisation et de fin de vie, mais celles-ci ont peu d'impact sur la variation des facteurs. Les facteurs de substitution ont été présentés selon trois critères différents, à savoir par type d'utilisation finale, par secteur industriel et par type de produit primaire.

La moyenne de 0,80 tC/tC de cette étude est plus basse que la valeur de 2,1 tC/tC rapportée par Sathre et O'Connor (2010). L'écart peut être expliqué par la grande variation des frontières des études incluses dans la méta-analyse. De plus, la méthodologie employée par Sathre et O'Connor calcule un facteur global prenant en compte à la fois la production des matériaux, la récupération de la biomasse résiduelle pour la production de bioénergie, le stockage dans les produits du bois, les émissions de l'écosystème forestier et les différents scénarios de fin de vie incluant la récupération d'énergie. L'inclusion de ces autres composantes permet d'augmenter les bénéfices des produits du bois et, par le fait même, la valeur du facteur de substitution. La comparaison de la valeur moyenne est plus juste avec les travaux de Leskinen et al. (2019), qui sépare les facteurs selon les différentes phases d'ACV. En effet, la valeur moyenne de 0,80 tC/tC rapportée au chapitre précédent concorde parfaitement avec la moyenne de Leskinen, d'une valeur 0,8 tC/tC attribuable à la phase de production des matériaux. Toutefois, la valeur de Leskinen inclut un échantillon de produits beaucoup plus diversifiés et provenant de plusieurs régions du monde.

Les valeurs moyennes non pondérées pour le bois de sciage et les panneaux calculées dans cette étude sont respectivement de 0,80 tC/tC et 0,81 tC/tC. Elles sont supérieures aux valeurs trouvées par Smyth et al. (2017), qui sont de 0,54 tC/tC et de 0,45 tC/tC. L'intégration à cette étude de différents types de produits (plancher, mobilier et terrasse) non analysés et générant moins de réduction d'émissions de GES explique cette différence. La comparaison est plus juste avec les valeurs mentionnées dans Xu et al. (2018), où ces produits (plancher, mobilier et terrasse) ont été retirés afin d'obtenir des facteurs de substitution spécifiques aux maisons unifamiliales, multifamiliales et aux bâtiments à usages multiples. Toutefois, les résultats de Xu sont beaucoup plus élevés. Ils sont de 2,1 tC/tC pour le bois de sciage et de 2,2 tC/tC pour les panneaux. Pour approfondir cette comparaison, en analysant les données des bâtiments utilisés dans l'étude de Smyth et al. (2017), il est possible de générer des facteurs de substitution relatifs au type d'utilisation finale. Ainsi, nous avons obtenu 1,91 tC/tC pour les maisons unifamiliales, 2,35 tC/tC pour les maisons multifamiliales et 2,49 tC/tC pour les bâtiments à usages multiples.

Un résumé de la comparaison entre les facteurs de substitution calculés à partir des données recueillies dans la présente étude et les facteurs de substitution calculés selon les données des bâtiments présentés dans Smyth et al. (2017) est affiché au tableau 4. Il est possible d’observer que les facteurs de substitution de Smyth et al. (2017) sont beaucoup plus élevés que les facteurs calculés dans la présente étude. Nous avons analysé la liste et la quantité des matériaux des bâtiments-types présentés dans Smyth et al. (2017) et nous les avons comparées aux données des bâtiments recueillies dans le cadre de notre étude. Il en ressort que la quantité de bois utilisé dans les bâtiments de Smyth est plus basse que les valeurs moyennes relatives aux bâtiments inclus dans notre étude. En effet, les trois bâtiments présentés dans Smyth et al. (2017) ont une structure en ossature légère – nécessitant donc une moindre quantité de bois que les bâtiments en bois massif (panneaux de CLT et de BLC) –, ce qui a tendance à faire augmenter la valeur du facteur de substitution.

Afin d’éviter une généralisation non représentative des résultats de facteurs de substitution, il est essentiel de considérer plusieurs scénarios de comparaison pour chaque catégorie de bâtiment, en mettant davantage l’accent sur les bâtiments conçus en bois d’ingénierie (CLT et BLC), dont les parts de marché sont en forte croissance en Amérique du Nord et ailleurs.

Tableau 4.1 Comparaison des valeurs de facteurs de substitution avec les données des bâtiments

Type de facteurs	Catégorie	Smyth et al. 2017 et Xu et al. 2018	Présente étude
<b>Utilisations finales</b>	Maison unifamiliale	1,91 tC/tC (1)	1,08 tC/tC (1)
	Maison multi familiale	2,35 tC/tC (1)	0,34 tC/tC (2)
	Bâtiment à usages multiples	2,49 tC/tC (1)	1,14 tC/tC (3)
<b>Produits primaires</b>	Bois de sciage	2,1 tC/tC (3)	0,87 tC/tC (6)
	Panneaux	2,2 tC/tC (3)	0,93 tC/tC (6)

Note : Le nombre de bâtiments utilisés pour le calcul de chaque facteur est indiqué entre parenthèses à la suite de la valeur.

Les résultats présentés dans le cadre de cette étude comportent plusieurs limites. Il est essentiel de les comprendre afin de bien interpréter les facteurs et de pouvoir les améliorer dans de futures recherches.

Premièrement, la majorité des études d'ACV incluses dans notre analyse ne considèrent que les matériaux structuraux des bâtiments dans les frontières du système. Les matériaux de finition sont exclus de l'analyse, ce qui simplifie les résultats d'ACV et pourrait entraîner des erreurs d'interprétation. Les bâtiments en bois sont soumis à différentes restrictions dans le Code national du bâtiment du Canada. Ce dernier peut donc influencer le type et la quantité d'éléments de finition nécessaires. Il est donc erroné d'émettre comme hypothèse que les éléments de finition sont semblables pour deux bâtiments de structures différentes (ex. : bois par rapport à béton). Comme l'ont démontré Essoua et Lavoie (2019), les résultats de la comparaison du complexe Arbora pour le changement climatique varient énormément, selon que l'on considère uniquement la structure du bâtiment ou l'ensemble des matériaux. En effet, les résultats démontrent que la comparaison des structures permet une réduction de 65 % des impacts en faveur de la structure bois, tandis que l'analyse des bâtiments complets conclut à une réduction de 20 % en faveur de l'option bois.

Bien qu'il soit inadéquat de généraliser cette différence, il est possible d'affirmer que les ACV comparatives des structures des bâtiments (bois par rapport à béton; bois par rapport à acier) sont susceptibles de surestimer les réductions de GES des bâtiments en bois par rapport aux analyses des bâtiments complets. Dans le cadre de ce mémoire, les études comparant uniquement les structures ont été considérées, car peu de données sur la comparaison de bâtiments complets étaient disponibles. Pour améliorer la précision des résultats, il est toutefois essentiel de ne pas considérer uniquement la structure des bâtiments. Les prochaines études sur le calcul de facteurs de substitution doivent donc être les plus inclusives possible.

Deuxièmement, l'utilisation de la base de données de Gestimat comporte certaines limites. Les données des bâtiments utilisées pour générer les facteurs de substitution ne proviennent pas de bâtiments réels, mais de bâtiments-types hypothétiques. Ces bâtiments ont été modélisés spécialement pour l'outil Gestimat, afin d'offrir une comparaison rapide des impacts liés au changement climatique entre différents matériaux de structure, et ce, pour une superficie donnée. L'utilisation de données provenant uniquement de bâtiments réels permettrait d'améliorer la précision des facteurs de substitution. Dans le cas de la présente étude, la base de données de Gestimat a été considérée, car peu de données sur des bâtiments réels étaient disponibles.

Troisièmement, le calcul des facteurs de substitution en fonction de produits primaires (bois de sciage, panneaux) entraîne une simplification des résultats et est sujet à amélioration. Bien que cette étape ait été exclue de l'étude, une méthode hypothétique a été employée pour permettre une approximation. La plupart des bâtiments dont il est question dans cette étude sont composés de bois de sciage et de panneaux. Ainsi, le facteur de substitution calculé pour un bâtiment devrait être réparti selon ces deux types de produits primaires. Dans les calculs réalisés pour ce mémoire, la quantité totale de CO<sub>2</sub> évitée par la construction d'un bâtiment en bois a été répartie selon le pourcentage massique de chaque produit primaire présent dans ce bâtiment. Ainsi, par l'utilisation de cette méthode, le facteur de substitution associé à chaque produit primaire sera exactement semblable. Cette approximation est erronée, puisque chaque produit primaire remplace un matériau différent – et les données disponibles des projets ne permettaient pas de distinguer leurs impacts.

Afin d'augmenter la précision des facteurs associés aux produits primaires, la comparaison des impacts devrait avoir lieu sur la base des produits et composantes présents dans le bâtiment plutôt que sur le bâtiment complet. Cependant, une telle analyse requiert des données d'ACV détaillées et séparées permettant de comparer l'impact de chaque produit primaire à son substitut. Dans le cas de la présente étude, la majorité des résultats d'ACV étaient disponibles uniquement pour le bâtiment entier; la comparaison des impacts pour chaque produit primaire utilisé n'était donc pas possible.

## 4.2 Facteurs de substitution de la bioénergie

Les facteurs de substitution relatifs à la bioénergie ont été calculés grâce à six études canadiennes disponibles dans la littérature. Les données ont été classées selon les types de produits de bioénergie utilisés (granules, copeaux, huile pyrolytique et biochar) et selon les types de combustibles fossiles remplacés (charbon, mazout léger, mazout lourd, propane, coke de pétrole et gaz naturel), tout en prenant en compte l'efficacité du mode de conversion. Cela a permis d'établir des moyennes non pondérées de 0,80 tC/tC pour le chauffage non résidentiel et de 0,51 tC/tC pour le biocarburant associé au transport.

Nos résultats sont similaires à ceux de Smyth et al. (2017), qui ont trouvé des valeurs moyennes variant entre 0,47 tC/tC et 0,89 tC/tC pour la production de chaleur et d'énergie. Cependant, certaines hypothèses méthodologiques utilisées par Smyth et al. (2017) peuvent être remises en question. Tout d'abord, aucune distinction n'a été effectuée entre le type de valorisation de la biomasse (granules, copeaux, huile pyrolytique, biochar, etc.) et les émissions de GES fossiles générées dans leurs différentes chaînes d'approvisionnement. Ensuite, les émissions de procédés associées au broyage, au chargement et au transport de la biomasse n'ont pas été incluses dans les frontières de l'étude, contrairement aux combustibles fossiles, pour lesquels les facteurs d'émission comprenaient l'extraction et le transport des matières premières. Enfin, les facteurs développés dans Smyth et al. (2017) sont basés sur le portefeuille énergétique provincial moyen et sont destinés à être utilisés à l'échelle d'une province ou d'un pays, ce qui entraîne une plus grande incertitude. En séparant les facteurs selon le type d'utilisation finale, il est possible de réduire l'incertitude.

Dans le contexte actuel, le déploiement de la bioénergie est souvent conduit par des stratégies politiques basées sur un plan de transition énergétique, ce qui implique des substitutions ciblées sur des carburants et des filières spécifiques. Par exemple, au Québec, le développement du secteur de la bioénergie est encadré par un plan directeur (Gouvernement du Québec, 2020) qui met l'accent sur le chauffage non résidentiel et vise la substitution de trois combustibles fossiles, à savoir le mazout lourd, le mazout léger et le propane. Ainsi, le développement de



facteurs de substitution spécifiques pour ces voies augmentera la précision des études visant à évaluer le potentiel d'atténuation du changement climatique du secteur forestier. Beauregard et al. (2020) ont trouvé un facteur spécifique de 0,95 tC/tC pour la substitution du mazout lourd, ce qui est cohérent par rapport à notre résultat de 0,91 tC/tC. De plus, nous avons trouvé un facteur moyen de 0,69 tC/tC pour la substitution du mazout léger et de 0,68 tC/tC pour la substitution du gaz naturel.

Les plus récentes études évaluant le potentiel d'atténuation du changement climatique du secteur forestier du Québec ont été entreprises par la professeure Éveline Thiffault et ses étudiants à l'Université Laval. Ils ont développé des facteurs de substitution moyens pour la bioénergie se situant sensiblement à la même échelle que les moyennes présentées dans ce mémoire, soit à 0,76 tC/tC pour le chauffage institutionnel et à 1,20 tC/tC pour le biocarburant associé au transport.

Tableau 4.2 Comparaison des valeurs de facteurs de substitution de bioénergie

Type de facteur	Catégorie	GTFCC / U. Laval	Présente étude
<b>Combustible fossile remplacé</b>	Mazout lourd	0,95 tC/tC	0,91 tC/tC (3)
	Mazout léger	NA	0,69 tC/tC (3)
	Gaz naturel	NA	0,68 tC/tC (3)
<b>Selon l'utilisation finale</b>	Chauffage institutionnel	0,76 tC/tC	0,80 tC/tC (5)
	Biocarburant pour transport	1,20 tC/tC	0,51 tC/tC (1)

Note : Le nombre d'études utilisées pour le calcul de chaque facteur est indiqué entre parenthèses à la suite de la valeur.

Les facteurs de substitution relatifs à la bioénergie présentés dans cette section comportent certaines limites non négligeables. Tout d'abord, très peu de données d'ACV comparatives étaient disponibles dans la littérature, ce qui rend la généralisation des résultats difficile. Davantage de données d'émissions de GES fossiles liées à la chaîne d'approvisionnement des produits de bioénergie et des combustibles fossiles seraient nécessaires pour permettre la validation et la généralisation des résultats.

Ensuite, les résultats sont présentés seulement selon deux catégories, à savoir le chauffage institutionnel et le biocarburant associé au transport. Pour obtenir une vue d'ensemble sur la substitution de la bioénergie, il serait indispensable de représenter l'ensemble des catégories du modèle CBM-FHWP. Ainsi, l'attribution de facteurs de substitution aux catégories biocarburant non-transport et chauffage résidentiel permettrait de réduire les incertitudes.

Une autre limite que comporte ce calcul des facteurs de substitution de la bioénergie est qu'il ne tient pas compte du type de classification de la biomasse utilisée (primaire, secondaire, tertiaire, quaternaire). Ainsi, aucune distinction ne peut être faite sur la source de biomasse. Toutefois, comme mentionné précédemment dans ce mémoire, la source de biomasse utilisée dans un projet de substitution exerce une grande influence sur la dette carbone. Il est indéniable qu'aucune conclusion ne doit être tirée de la valeur seule des facteurs de substitution de bioénergie. Ce n'est que dans le système plus large, présenté brièvement au chapitre 3, que la source de biomasse est incluse dans la modélisation. Ainsi, l'utilisation du facteur de substitution doit nécessairement être combinée au système plus large afin d'émettre des recommandations.

### **4.3 Perspectives de recherches**

L'effet de substitution qui relie les produits du bois et l'atténuation du changement climatique est un concept théorique encore très jeune (Schlamadinger & Marland, 1996). En près de 25 ans, de nombreuses recherches et études ont été effectuées afin d'améliorer la compréhension du concept. Toutefois, beaucoup d'incertitudes persistent et mènent à des pistes de recherche pour l'avenir. En voici quelques-unes.

Tout d'abord, la majorité des études portant sur l'effet de substitution concernent le domaine de la construction. Or, les avancées technologiques en matière de transformation du bois permettent aujourd'hui la création d'une variété innombrable de produits et, plus particulièrement, une percée dans les marchés suivant : textiles, biocarburants, produits chimiques, plastiques biosourcés et emballages (Hurmekoski et al., 2018). Bien que la

construction soit la catégorie la plus importante, une analyse approfondie de la substitution dans les autres secteurs mentionnés permettrait d'obtenir une vue d'ensemble.

Ensuite, nous l'avons mentionné précédemment, la pondération des facteurs a été exclue de cette étude et représente une importante perspective de recherche. Pour réaliser cette étape, des statistiques sur le type d'utilisation finale des produits du bois doivent être disponibles, ce qui n'était pas le cas avant la rédaction de ce mémoire. La méthode de pondération utilisée dans Smyth et al. (2017) sépare les statistiques de consommation des produits du bois en seulement six utilisations finales. Un moyen de remédier à ce manque serait de représenter le flux de produits existant entre les produits primaires et les types d'utilisations finales.

Une autre perspective de recherche consiste à faire évoluer les facteurs de substitution dans le temps (facteurs régressifs). Le développement technologique et l'engouement des industries polluantes pour la diminution de leur empreinte carbone affectera considérablement la valeur des facteurs de substitution (Leskinen et al., 2019). Plusieurs nouvelles technologies, telles que la capture et le stockage du carbone, pourraient permettre à des industries polluantes de baisser significativement leur empreinte carbone. Ainsi, une analyse plus approfondie sur l'ensemble des industries polluantes doit être effectuée afin de quantifier et d'échelonner leur potentiel de réduction de GES sur les prochaines années.

Enfin, afin d'utiliser adéquatement les facteurs de substitution, il est essentiel d'identifier précisément la quantité de bois réellement effective à la substitution. Une augmentation des coupes forestières ou une diminution des produits du bois disponibles sur le marché ne se traduit pas nécessairement en substitution. Il est important de bien quantifier les divers effets de fuite pour déterminer la proportion des produits du bois applicable à la substitution.

#### 4.4 Contexte d'utilisation actuel des facteurs de substitution

Le développement de facteurs de substitution précis pourrait contribuer à mieux orienter les pratiques de foresterie québécoises. Le potentiel d'atténuation de flux de GES de différents scénarios d'aménagement forestier a été évalué par une équipe de l'Université Laval dirigée par Éveline Thiffault. On trouve plusieurs scénarios séparés en deux catégories, soit les scénarios d'intensification, qui font augmenter la production de bois ou de bioénergie, et les scénarios de conservation, qui simulent une diminution des coupes forestières. De plus, un changement dans les proportions du panier de produits a été modélisé pour chacun des scénarios, ce qui a permis d'évaluer l'influence d'un panier de produits composé d'une plus grande part de produits à longue durée de vie (bois de sciage et panneaux). Enfin, chacun des scénarios a été comparé à un scénario de référence qui représente le cours normal des affaires afin de déterminer s'il est émetteur ou séquestrateur de carbone.

La valeur des facteurs de substitution se trouve à être déterminante dans les résultats. En effet, une petite variation du facteur de substitution peut faire passer un scénario de séquestrateur à émetteur de carbone – et inversement. Compte tenu des grandes incertitudes liées aux valeurs empruntées, l'équipe a réalisé des analyses de sensibilité sur tous les scénarios afin d'évaluer le seuil du facteur de substitution moyen (tous types de produits confondus) permettant à chaque scénario de générer des bénéfices nets sur le climat. Les facteurs ont été calculés sur une base de moyenne annuelle pour un horizon de temps allant jusqu'en 2050.

Dans les scénarios d'intensification, puisque la substitution génère des bénéfices pour le climat, le seuil minimal du facteur de substitution moyen a été calculé. Les valeurs se situent entre 1,19 et 2,31 tC/tC, avec une moyenne de 1,95 tC/tC. Il est intéressant d'observer que le scénario affichant la valeur la plus basse (1,19 tC/tC) est celui où l'on note une augmentation de la possibilité forestière, ainsi qu'une diminution des produits de pâtes et papiers de 4 %, jumelée à une augmentation du bois de sciage (2 %) et des panneaux (2 %) d'ici 2050. Le facteur le plus élevé est quant à lui associé au même scénario d'intensification, mais sans aucune modification au panier de produits.

Les scénarios de conservation doivent être interprétés différemment, car une diminution des récoltes engendre un effet de substitution inverse sur le climat. C'est donc le seuil maximal du facteur de substitution moyen qui a été mesuré. Les valeurs varient entre 2,79 et 3,37 tC/tC, avec une moyenne de 3,06 tC/tC. Autrement dit, les scénarios de conservation sont tous bénéfiques pour le climat lorsque les facteurs de substitution se situent sous ces valeurs.

Une étape d'interprétation importante est donc requise à la suite du calcul des facteurs de substitution afin d'émettre une recommandation sur le type de stratégie d'aménagement forestier à privilégier. Par exemple, dans le cas des résultats présentés dans ce mémoire, une moyenne de 0,80 tC/tC pour tous types de produits confondus ne permettrait pas aux scénarios d'intensification de générer des bénéfices nets sur le climat, puisqu'elle se situe sous la valeur de 1,19 tC/tC, qui est le seuil minimal permettant au scénario d'être séquestrateur. Les scénarios de conservation devraient donc être privilégiés dans de telles situations, puisqu'ils permettent à l'écosystème forestier d'absorber davantage de carbone. Toutefois, dans le cadre de cette étude, il est difficile d'émettre des recommandations sur les stratégies d'aménagement forestier : davantage de recherche est nécessaire pour obtenir des facteurs de substitution représentatifs de la réalité, et ce, jusqu'en 2050.

Enfin, à titre informatif, la comptabilisation des émissions de GES évitées dues à la substitution combinée à celles de la forêt est utilisée uniquement afin d'évaluer les stratégies d'aménagement forestier. Les émissions liées à la substitution ne sont pas formellement répertoriées dans la section Affectation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (ATCATF) du rapport d'inventaire national de gaz à effet de serre du Canada. Elles sont plutôt incluses directement dans les émissions des industries associées aux produits et énergies substitués, et sont rapportées dans les sections Énergie et Procédés industriels et utilisation des produits.



## CONCLUSION

Les stratégies de gestion de la forêt basées sur une approche holistique de type forêts-produits-marchés permettent d'identifier pleinement le potentiel d'atténuation du changement climatique. La quantification de ce potentiel se présente sous trois aspects, à savoir la séquestration du C en forêt, le stockage du C dans les produits du bois et la substitution des produits ou énergie à forte intensité carbonique par des produits du bois et de la bioénergie. Plusieurs études ont démontré que l'effet de substitution est l'aspect qui affiche le plus grand potentiel d'atténuation. Il est calculé à l'aide de facteurs de substitution basés sur les données d'émissions de GES liées au cycle de vie des produits. Cependant, les facteurs utilisés au Canada présentent de grandes incertitudes, ce qui empêche l'émission de recommandations sur l'orientation des pratiques de foresterie. La plus récente méthodologie de calcul des facteurs de substitution développée par Smyth et al. (2017) présente plusieurs pistes d'amélioration.

Le cadre de travail présenté dans ce mémoire distingue les impacts de la substitution selon trois niveaux : par type d'utilisation finale, par sous-catégorie (secteur industriel) et par type de produit primaire. La prise en compte de plusieurs scénarios de comparaison pour chaque type d'utilisation finale permet une représentation des résultats sous forme de plage de données et, ainsi, de réduire les incertitudes liées aux valeurs des facteurs de substitution. Les facteurs de substitution de la bioénergie sont influencés par le type de produit bioénergétique, par l'efficacité de conversion du mode de conversion et par le type de combustible fossile remplacée. En analysant différents cas de figure, il a été possible de développer des facteurs de substitution spécifiques pour certains combustibles fossiles et pour des catégories telles que le chauffage non résidentiel et le biocarburant associé au transport.

Bien que la collecte et l'analyse des données effectuées dans le cadre de ce mémoire contribuent à réduire les incertitudes des facteurs de substitution en contexte canadien, davantage de recherche est nécessaire pour permettre l'orientation des stratégies de gestion forestière. Tout d'abord, le calcul des facteurs de substitution par type de produit primaire a été exclu de cette étude; il est pourtant une étape nécessaire pour considérer leur validité. De


plus, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour calculer l'ensemble des cas de figure, autant pour les produits que pour la bioénergie, et ce, avec des données locales provenant de projets réels. Enfin, l'inclusion du développement technologique permettrait l'interprétation de facteurs de substitution variables dans le temps.

Dans ce mémoire, nous accordons beaucoup d'importance au calcul du facteur de substitution. Cependant, l'utilisation que l'on fait de ce facteur pour estimer le potentiel d'atténuation du changement climatique de la forêt est encore plus importante. La compréhension de l'effet de fuite, de l'impact des produits exportés et d'autres facteurs socioéconomiques pouvant altérer les habitudes de consommation est nécessaire. Comment calcule-t-on la quantité de bois réellement effective à la substitution? Dans un contexte postpandémie et de bouleversement climatique, comment évolueront les parts de marché des produits forestiers? La réponse à ces questions est essentielle pour valider l'utilisation que l'on fait des facteurs de substitution.



## **ANNEXE I**

### **DÉTAILS DES CALCULS DES FACTEURS DE SUBSTITUTION DES PRODUITS**

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** (Essoua & Lavoie, 2019). Analyse de cycle de vie (ACV) environnementale comparative de la construction de bâtiments de grande hauteur en bois massif et en béton.

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Multiuse building ; Residential and commercial; 8 storeys

**2.3 Functional unit :** The construction of an 8-storey residential/commercial building with a total floor area of 13,776m<sup>2</sup> with a 60 years lifetime at Montreal.

**2.4 System boundaries :** A1-A5; B3, B5, B6, B7

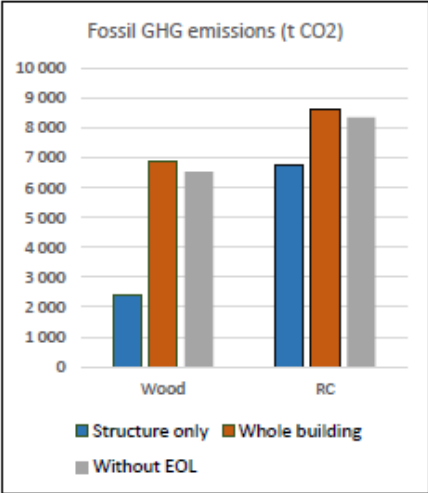
**2.5 Reference flux :**


System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	550	533.12	293109	<b>1148.69</b>
	Softwood plywood	13	470.67	6160	
	Oriented strand board (OSB)	41	417.00	17139	
	Softwood lumber	3	460.18	1201.60	
	Cross laminated timber (CLT)	2047	406.00	831082	
Reinforced concrete	Oriented strand board (OSB)	39	417.00	16263	<b>23.62</b>
	Softwood lumber	3	460.18	1201.60	
	Softwood plywood	13	470.67	6160	

**3. LCA results :**

Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	Système étudiés		
	Wood	RC	Avoided
Structure only	2400	6780	4380
Whole building	6880	8620	1740
Without EOL	6536	8361.4	1825

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
	Subject : Product substitution factors	
	Note : Sawnwood and panels	

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Reinforced concrete (structure)**

GHG non-wood	6780.00 t CO2 eq	>>	1848.91 t C
GHG wood	2400.00 t CO2 eq	>>	654.48 t C
WU wood	1148.69 t bois	>>	574.35 t C
WU non-wood	23.62 t bois	>>	11.81 t C

SF = 

2.12

**4.1 Wood vs Reinforced concrete (whole building)**

GHG non-wood	8361.40 t CO2 eq	>>	2280.15 t C
GHG wood	6536.00 t CO2 eq	>>	1782.37 t C
WU wood *	1148.69 t bois	>>	574.35 t C
WU non-wood *	23.62 t bois	>>	11.81 t C

SF = 

0.88

(Sathre & O'Connor, 2010)


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

**Wood vs steel**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta (t)	%
Sawnwood	1125.39	1.20	1124	99.92%
Panels	23.30	22.4	1	0.08%
Total	1148.69	23.62	1125	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-07-21
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** FP Innovations, 2013. A Comparative Life Cycle Assessment of Two Multistory Residential Buildings: Cross-Laminated Timber vs. Concrete Slab and Column with Light Gauge Steel Walls.

**2.1 Products system :** Cross laminated timber (CLT) vs reinforced concrete slabs and columns with light gauge steel studded walls (CSSW)

**2.2 System function :** Multifamily home ; Residential ; 4 storeys

**2.3 Functional unit :** 4060 m2 and 4-storey residential building for 60 years at Chibougamau, Qc.

**2.4 System boundaries :** A1-A5; B4; C3

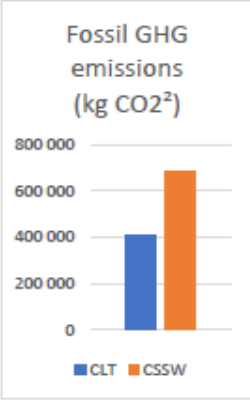
**2.5 Reference flux :**

Système	Wood Materials used	Quantity (m³)	Dry density (kg/m³)	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
CLT	Glue-laminated timber (GLT)	57.520	533.120	30665	543
	Cross laminated timber (CLT)	1166.970	406.000	473790	
	Softwood Lumber	72.88	460.180	33538	
	Softwood Plywood	9.87	470.670	4645	
CSSW	Glue-laminated timber (GLT)	0	533.120	0	12
	Cross laminated timber (CLT)	0	406.000	0	
	Softwood Lumber	23.90	460.180	10998	
	Softwood Plywood	2.74	470.670	1290	


**3. LCA results :**


Fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> )		CSSW	CLT	Avoided
Manufacturing	Material	6.04E+05	3.26E+05	
	Transport	2.13E+04	1.74E+04	
Construction	Material	2.22E+04	7.64E+03	
	Transport	2.87E+04	4.35E+04	
Maintenance	Material	7.06E+03	8.12E+03	
	Transport	5.43E+02	6.56E+02	
End of life	Material	NA	NA	
	Transport	6.83E+02	3.23E+03	
Total		6.84E+05	4.07E+05	2.78E+05

Fossil GHG emissions (kg CO<sub>2</sub><sup>e</sup>)



CLT CSSW

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2																				
			Date : 2020-07-21																				
	Project : Substitution factor development																						
	Made by : Thomas Cardinal																						
	Verify by :																						
	Subject : Product substitution factors																						
Note : Sawnwood and panels																							
<p>(Sathre &amp; O'Connor, 2010)</p> $DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$																							
<b>4. Substitution factors calculation :</b>																							
<b>4.1 CLT vs CSSW</b>																							
<table border="1"> <tr> <td>GHG non-wood</td> <td>684.49 t CO2 eq</td> <td>&gt;&gt;</td> <td>186.66 t C</td> </tr> <tr> <td>GHG wood</td> <td>406.55 t CO2 eq</td> <td>&gt;&gt;</td> <td>110.87 t C</td> </tr> <tr> <td>WU wood</td> <td>542.64 t bois</td> <td>&gt;&gt;</td> <td>271.32 t C</td> </tr> <tr> <td>WU non-wood</td> <td>12.29 t bois</td> <td>&gt;&gt;</td> <td>6.14 t C</td> </tr> </table>				GHG non-wood	684.49 t CO2 eq	>>	186.66 t C	GHG wood	406.55 t CO2 eq	>>	110.87 t C	WU wood	542.64 t bois	>>	271.32 t C	WU non-wood	12.29 t bois	>>	6.14 t C				
GHG non-wood	684.49 t CO2 eq	>>	186.66 t C																				
GHG wood	406.55 t CO2 eq	>>	110.87 t C																				
WU wood	542.64 t bois	>>	271.32 t C																				
WU non-wood	12.29 t bois	>>	6.14 t C																				
SF = <b>0.29</b>																							
<b>5. Sawnwood/panels ratio</b>																							
<b>Bois vs acier</b>																							
<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Mass (t) wood intensive</th> <th>Mass (t) baseline</th> <th>Delta (t)</th> <th>%</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Sawnwood</td> <td>537992.80</td> <td>10998.30</td> <td>526994</td> <td>99%</td> </tr> <tr> <td>Panels</td> <td>4645.19</td> <td>1289.7</td> <td>3356</td> <td>1%</td> </tr> <tr> <td colspan="3">Somme</td> <td>530350</td> <td>100%</td> </tr> </tbody> </table>					Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta (t)	%	Sawnwood	537992.80	10998.30	526994	99%	Panels	4645.19	1289.7	3356	1%	Somme			530350	100%
	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta (t)	%																			
Sawnwood	537992.80	10998.30	526994	99%																			
Panels	4645.19	1289.7	3356	1%																			
Somme			530350	100%																			

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-05-26
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Salazar, James, et Jamie Meil. 2009. « Prospects for Carbon-Neutral Housing: The Influence of Greater Wood Use on the Carbon Footprint of a Single-Family Residence ». Journal of Cleaner Production 17(17):1563-71.

**2.1 Products system :** Wood vs wood intensive

**2.2 System function :** Single family house (insulation, siding, roofing, windows)

**2.3 Functional unit :** Single family house (insulation, siding, roofing, windows), of 207.4m<sup>2</sup> and 2 storeys for a lifetime of 100 ans. R2000 reference house of typical materials located on the National Research Council of Canada's campus in Ottawa

**2.4 System boundaries :** A1-A3; B4

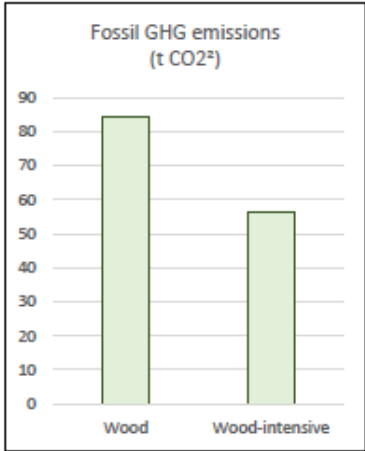
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (t) A1-A3	Quantity (t) A1-A3 + B4	ODW (15% MC)
Wood	Softwood lumber (Small dim)	4.65	4.65	4.04
	Softwood plywood	3.14	3.14	2.73
	Softwood lumber (Large dim)	2.16	2.16	1.88
Wood-intensive	Softwood lumber (Small dim)	4.65	4.65	4.04
	Softwood plywood	3.14	3.14	2.73
	Softwood lumber (Large dim)	2.16	2.16	1.88
	Cedar wood bevel siding	1.08	5.42	4.71
	Cedar shingles	2.39	6.82	5.93
	Softwood lumber (window frame)	0.69	3.82	3.32


  

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided GHG (t CO <sub>2</sub> eq)
	Wood	Wood-intensive	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	84.20	56.5	27.70

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )
Wood	84.20
Wood-intensive	56.5

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-05-26
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs wood-intensive**

GHG non-wood	84.20 t CO2 eq	>>	22.96 t C
GHG wood	56.50 t CO2 eq	>>	15.41 t C
WU wood	22.62 t bois	>>	11.31 t C
WU non-wood	8.65 t bois	>>	4.33 t C

SF = 

1.08

(Sathre & O'Connor, 2010)


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

**Bois vs acier**

	Mass (kg) (wood intensive)	Mass (kg) baseline	Delta	%
Sawnwood	19.89	5.92	14	100%
Panels	2.73	2.73	0	0%
<b>Somme</b>			<b>14</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2	
			Date : 2020-10-14	
	Project : Substitution factor development			
	Made by : Thomas Cardinal			
	Verify by :			
	Subject : Product substitution factors			
Note : Sawnwood and panels				

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-1

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Multiuse building (condo) ; 13 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials production for a multiuse building with 11550m<sup>2</sup> of total floor area.

**2.4 System boundaries :** A1-A3

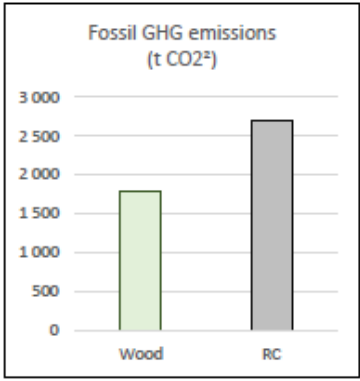
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	368	533.12	196188	1234
	Cross laminated timber (CLT)	2555	406.00	1037330	
RC	NA				


  

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> )	1787.941	2695.581	907.640



 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Reinforced concrete**

GHG non-wood	2695.58 t CO2 eq	>>	735.08 t C
GHG wood	1787.94 t CO2 eq	>>	487.57 t C
WU wood	1233.52 t bois	>>	616.76 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = **0.40**


(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	1233.52	0.00	1234	100%
Panels	0.00	0.0	0	0%
Somme			1234	100%

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2	
			Date : 2020-10-14	
	Project : Substitution factor development			
	Made by : Thomas Cardinal			
	Verify by :			
	Subject : Product substitution factors			
Note : Sawnwood and panels				

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-3

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Multiuse building ; 4 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials production for a multiuse building with 1525 m<sup>2</sup> of total floor area, 4 étages.

**2.4 System boudaries :** A1-A3

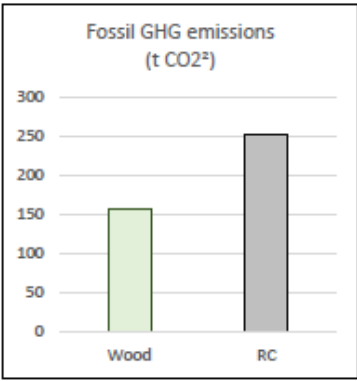
**2.5 Reference flux :**


System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Softwood lumber	16	460.18	7363	<b>31.31</b>
	Laminated veneer lumber (LVL)	2	544.53	1089	
	I joist*	13	416.70	5573	
	Oriented strand board (OSB)	29	596.00	17284	
RC	Oriented strand board (OSB)	6	596.00	3576	<b>3.58</b>

\*0,004921m<sup>3</sup>/linear meter

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	157.695	252.056	94.361

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Reinforced concrete (structure)**

GHG non-wood	252.06 t CO2 eq	>>	68.74 t C
GHG wood	157.70 t CO2 eq	>>	43.00 t C
WU wood	31.31 t bois	>>	15.65 t C
WU non-wood	3.58 t bois	>>	1.79 t C

SF =

1.86


(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	12.94	0.00	13	41%
Panels	18.37	0.0	18	59%
<b>Somme</b>			<b>31</b>	<b>100%</b>

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-6

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Multiuse building ; 6 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials production for the enlargement of a multiuse building

**2.4 System boudaries :** A1-A3

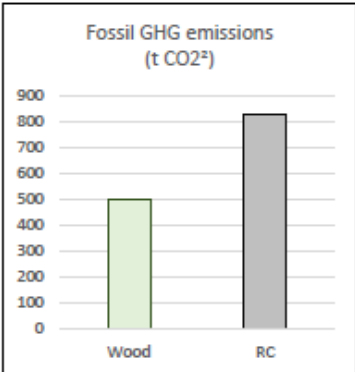
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m³)	Dry density (kg/m³)	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Softwood lumber	116	460.18	53381	<b>264.13</b>
	Laminated veneer lumber (LVL)	3	544.53	1634	
	Softwood plywood	13	470.67	6119	
	Cross laminated timber (CLT)	500	406.00	203000	
RC	NA				


**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	498.643	831.960	333.317

Fossil GHG emissions (t CO<sub>2</sub>)

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )
Wood	498.643
RC	831.960

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Reinforced concrete**

GHG non-wood	831.96 t CO2 eq	>>	226.88 t C
GHG wood	498.64 t CO2 eq	>>	135.98 t C
WU wood	264.13 t bois	>>	132.07 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = 

0.69

(Sathre & O'Connor, 2010)


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	256.38	0.00	256	97%
Panels	7.75	0.0	8	3%
Somme			264	100%

 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2021-03-16
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Grann, B. (2014). Wood Innovation and Design Centre Whole Building Life Cycle Assessment.

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** University office building

**2.3 Functional unit :** Construction of an university office building of six storeys, 4785m<sup>2</sup> of total floor area and 60 years lifetime, located at Prince George, BC.

**2.4 System boudaries :** A1-A5; B4; C1-C4

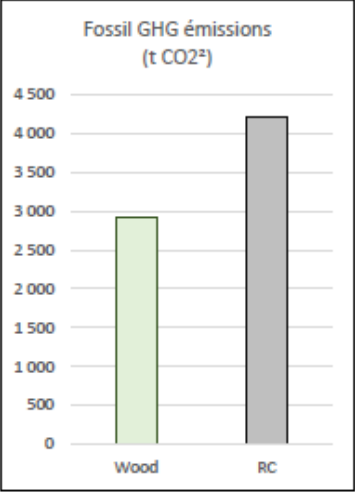
**2.5 Reference flux :**


System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	210.10	533.12	112009	<b>628.74</b>
	Laminated veneer lumber (LVL)	22.20	722.00	16028	
	Oriented strand board (OSB)	27.53	417.00	11482	
	Laminated Strand Lumber (LSL)	15.20	470.67	7154	
	Softwood lumber	33.40	460.18	15370	
	Softwood plywood	56.20	533.12	29961	
	Cross laminated timber (CLT)	1075.70	406.00	436734	
RC	Oriented strand board (OSB)	1.15	417.00	480	<b>6.45</b>
	Softwood plywood	7.74	533.12	4126	
	Softwood lumber	4.00	460.18	1841	

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> ) (with energy use)	2930	4220	1290
Fossil GHG émissions (t CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> ) (materials)	175	1460	1285

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2021-03-16
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Reinforced concrete**

GHG non-wood	4220.00 t CO2 eq	>>	1150.79 t C
GHG wood	2930.00 t CO2 eq	>>	799.01 t C
WU wood	628.74 t bois	>>	314.37 t C
WU non-wood	6.45 t bois	>>	3.22 t C


  

SF = **1.13**

**5. Sawnwood/panels ratio**

Bois vs acier

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	564.11	1.84	562	90%
Panels	64.63	4.6	60	10%
Somme			622	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-05-25
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Robertson, Adam B., Frank C. F. Lam, et Raymond J. Cole. 2012. « A Comparative Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Mid-Rise Office Building Construction Alternatives: Laminated Timber or Reinforced Concrete ». Buildings 2(3):245-70.

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Office building ; 5 storeys

**2.3 Functional unit :** Supporter des charges équivalentes pour la structure et une résistance thermique équivalente pour l'enveloppe pour un bâtiment de bureau de 14233 m<sup>2</sup> et une durée de 50 ans. (8 étages dont 3 étages de parking souterrain)

**2.4 System boundaries :** A1-A4

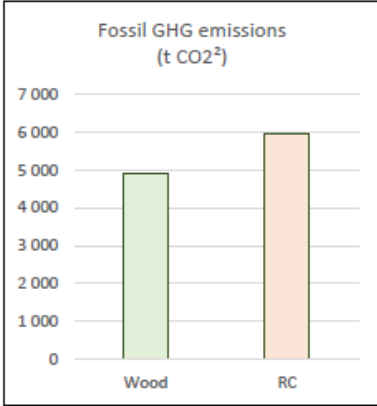
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (t)	Total dry weight (t)
Wood	Cross laminated timber (CLT)	3078.00	406.00	1249.7	1900
	Glue-laminated timber (GLT)	1069.00	533.12	569.9	
	Softwood lumber	50.61	460.18	23.3	
	Cedar siding	173.86	328.67	57.1	
RC	Softwood lumber	NA			


  

**3. LCA results :**

	Système étudiés		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> )	4930	5977.86	1047.86



 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-05-25
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$


**4.1 Wood vs Reinforced concrete**

GHG non-wood	5977.86 t CO2 eq	>>	1630.16 t C
GHG wood	4930.00 t CO2 eq	>>	1344.41 t C
WU wood	1900.01 t bois	>>	950.00 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = **0.30**

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	1900.01	0.0	1900	100%
Panels	0.00	0.0	0	0%
Somme			1900	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-07-16
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** CECOBOIS, 2009. Étude comparative des performances environnementales, selon le cycle de vie à l'aide du logiciel Athena Environmental Impact Estimator®, de deux versions d'un bâtiment pour abriter une station-service. (Ultramar)

**2.1 Products system :** Wood vs steel

**2.2 System function :** Gas station

**2.3 Functional unit :** Construction of a commercial building with 236m<sup>2</sup> of floor area and a lifetime of 20 years, at Quebec city.

**2.4 System boundaries :** A1-A5; B2, B4; C1-C4

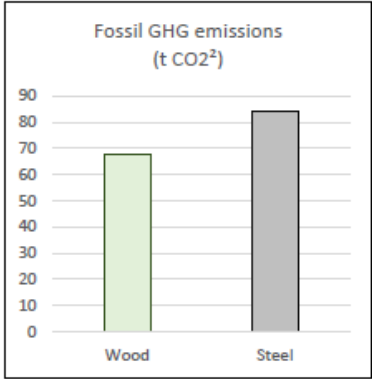
**2.5 Reference flux :**


System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Oriented strand board (OSB)	7.86599	596.00	4688.129	<b>14410</b>
	Softwood Plywood	0.68417	470.67	322.017	
	Softwood lumber	20.42690	460.18	9400.051	
Steel	Softwood Plywood	3.62491	470.67	1706.138	<b>2251</b>
	Softwood lumber	1.18390	460.18	544.807	

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	Steel	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>e</sup> )	67.570	84.420	16.850

 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-07-16
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
		Subject : Product substitution factors	
		Note : Sawnwood and panels	

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4.1 Wood vs Steel**


GHG non-wood	84.42 t CO2 eq	>>	23.02 t C
GHG wood	67.57 t CO2 eq	>>	18.43 t C
WU wood	14.41 t bois	>>	7.21 t C
WU non-wood	2.25 t bois	>>	1.13 t C

SF = **0.76**

**5. Ratio sawnwood/panels**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	9.40	0.54	9	72.83%
Panels	5.01	1.7	3	27.17%
Total			12	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-07-16
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** CECOBOIS, 2011. Évaluation de la performance environnementale du Métro St-Émile, selon l'analyse du cycle de vie

**2.1 Products system :** Wood vs Steel

**2.2 System function :** Grocery store

**2.3 Functional unit :** Construction of a commercial building (supermarket) with 3041 m<sup>2</sup> of floor area, a lifetime of 50 years and located à Quebec City.

**2.4 System boundaries :** A1-A5; B2,B4

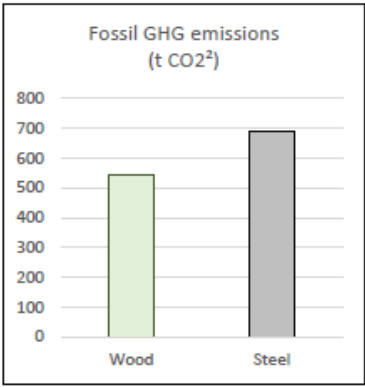
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	114.394	533.12	60985.729	158
	Softwood Plywood	70.31140	470.67	33093.465	
	Softwood lumber	137.95710	460.18	63485.098	
Steel	Softwood Plywood	60.43797	470.67	28446.339	31
	Softwood lumber	6.62180	460.18	3047.220	


**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	Steel	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	546.439	688.291	142

Fossil GHG emissions (t CO<sub>2</sub><sup>2</sup>)

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )
Wood	546.439
Steel	688.291

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-07-16
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Steel**

GHG non-wood	688.29 t CO2 eq	>>	187.70 t C
GHG wood	546.44 t CO2 eq	>>	149.01 t C
WU wood	157.56 t bois	>>	78.78 t C
WU non-wood	31.49 t bois	>>	15.75 t C

SF = 

0.61


(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	124.47	3.047	121	96%
Panels	33.09	28	5	4%
<b>Somme</b>			<b>126</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-04-23
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** L'empreinte carbonique de la structure hybride du pavillon des services de l'UQAC en comparaison avec une structure entièrement en acier. Achille-Benjamin Laurent, UQAC, 2011.

**2.1 Products system :** Wood vs Steel

**2.2 System function :** Structure of an arena

**2.3 Functional unit :** Construction of an arena structure that covers 3780 m<sup>2</sup> of floor area or 23 000 m<sup>3</sup> of volume, for a lifetime of 75 years.

**2.4 System boundaries :** A1-A5; C1-C4

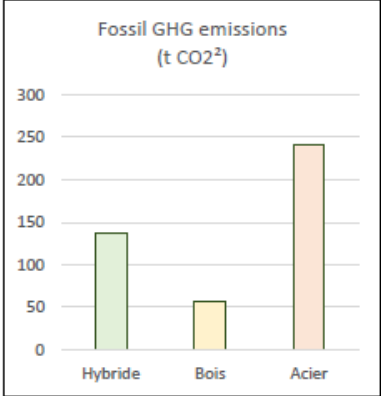
**2.5 Reference flux :**


System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Hybride	Glue-laminated timber (GLT)	110.95	533.12	59149.66	59.15
Bois	Glue-laminated timber (GLT)	187	533.12	99506.85	99.51
Steel	NA				

**3. LCA results :**

	Systems studied		
	Hybride	Bois	Acier
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	138.00	57.00	242.00
	104.00	185.00	Avoided

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-23
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
	Subject : Product substitution factors	
	Note : Sawnwood and panels	

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Hybrid vs Steel**

GHG non-wood	242.00 t CO2 eq	>>	65.99 t C
GHG wood	138.00 t CO2 eq	>>	37.63 t C
WU wood	59.15 t bois	>>	29.57 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = **0.96**

**4.2 Wood intensive vs Steel**

GHG non-wood	242.00 t CO2 eq	>>	65.99 t C
GHG wood	57.00 t CO2 eq	>>	15.54 t C
WU wood	99.51 t bois	>>	49.75 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = **1.01**

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**


**5.1 Hybrid vs Steel**

	Masse scénario bois	Masse baseline	Delta	%
Sawnwood	59	0	59	100%
Panels	0	0	0	0%
<b>Somme</b>			<b>59</b>	<b>100%</b>

**5.2 Wood intensive vs Steel**

	Masse scénario bois	Masse baseline	Delta	%
Sawnwood	100	0	100	100%
Panels	0	0	0	0%
<b>Somme</b>			<b>100</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-2

**2.1 Products system :** Wood vs reinforced concrete

**2.2 System function :** Office building ; 6 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials for an office building with 7346 m<sup>2</sup> of floor area

**2.4 System boudaries :** A1-A3

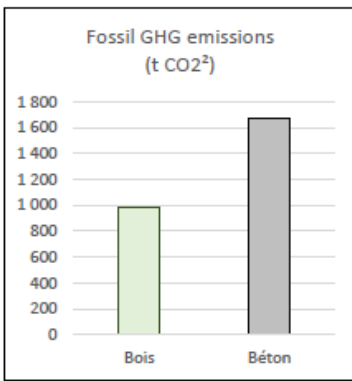
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	1204	533.12	641876	719
	Cross laminated timber (CLT)	189	406.00	76734	
RC	NA				


**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Bois	Béton	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	990.139	1665.600	675

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )
Bois	990.139
Béton	1665.600



 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Steel**

GHG non-wood	1665.60 t CO2 eq	>>	454.21 t C
GHG wood	990.14 t CO2 eq	>>	270.01 t C
WU wood	718.61 t bois	>>	359.31 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C


  

SF = **0.51**

**5. Sawnwood/panels ratio**

**Bois vs acier**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	718.61	0.00	719	100%
Panels	0.00	0.0	0	0%
Somme			719	100%

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

2.0 Reference : Confidentiel PVT-4

2.1 Products system : Wood vs Steel

2.2 System function : Industrial building

2.3 Functional unit : Structural materials for an enlargement of an industrial building with 838 m<sup>2</sup> of floor area.

2.4 System boudaries : A1-A3

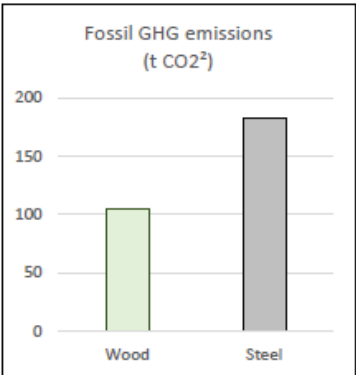
2.5 Reference flux :

System	Wood Materials used	Quantity (m <sup>3</sup> )	Dry density (kg/m <sup>3</sup> )	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Softwood lumber	80	460.18	36621	56.92
	Laminated veneer lumber (LVL)	0.18	544.53	98	
	Softwood plywood	10	470.67	4476	
	Glue-laminated timber (GLT)	30	533.12	15727	
Steel	Oriented strand board (OSB)	6	596.00	3576	3.58


  

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	Steel	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	105.175	182.744	77.569

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )
Wood	105.175
Steel	182.744

 <b>Le génie pour l'industrie</b>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-10-14
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
		Subject : Product substitution factors	
		Note : Sawnwood and panels	

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Steel**

GHG non-wood	182.74 t CO2 eq	>>	49.83 t C
GHG wood	105.18 t CO2 eq	>>	28.68 t C
WU wood	56.92 t bois	>>	28.46 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF = 

0.74

(Sathre & O'Connor, 2010)


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	52.35	0.00	52.3	98%
Panels	4.57	3.6	1.0	2%
<b>Total</b>			<b>53</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2	
			Date : 2020-10-19	
	Project : Substitution factor development			
	Made by : Thomas Cardinal			
	Verify by :			
	Subject : Product substitution factors			
Note : Sawnwood and panels				

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-5

**2.1 Products system :** Wood vs Reinforced concrete

**2.2 System function :** Office building ; 3 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials for enlargement of an Office building

**2.4 System boudaries :** A1-A3

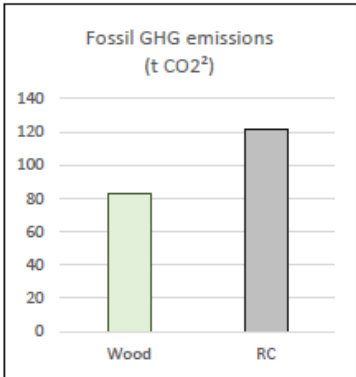
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m³)	Dry density (kg/m³)	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Softwood lumber	0.07	460.18	32	49.16
	Laminated veneer lumber (LVL)	63	544.53	34305	
	Softwood plywood	2.37	470.67	1115	
	Cross laminated timber (CLT)	18	406.00	7308	
	Glue-laminated timber (GLT)	12	533.12	6397	
RC	NA				


  

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	RC	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )	83.297	121.789	38

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> <sup>2</sup> )
Wood	83.297
RC	121.789

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs Steel**

GHG non-wood	121.79 t CO2 eq	>>	33.21 t C
GHG wood	83.30 t CO2 eq	>>	22.72 t C
WU wood	49.16 t bois	>>	24.58 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF =

0.43


(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	13.74	0.00	14	28%
Panels	35.42	0.0	35	72%
<b>Somme</b>			<b>49</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels			

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Confidentiel PVT-7

**2.1 Products system :** Wood vs Steel

**2.2 System function :** Observation tower

**2.3 Functional unit :** Structural materials for the construction of an observation tower, of four levels, two footbridge and a height of 17.5 m.

**2.4 System boundaries :** A1-A3

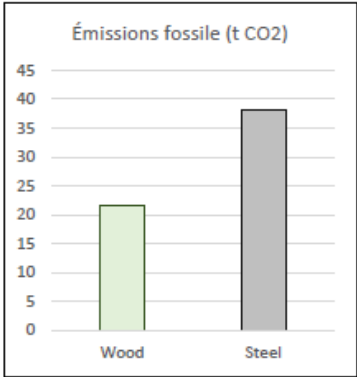
**2.5 Reference flux :**

System	Wood Materials used	Quantity (m³)	Dry density (kg/m³)	Oven dry weight (kg)	Total dry weight (t)
Wood	Glue-laminated timber (GLT)	13.80	533.12	7357	<b>7.36</b>
Steel	NA				


  

**3. LCA results :**

	Systems studied		Avoided
	Wood	Steel	
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	21.562	38.118	16.556

System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )
Wood	21.562
Steel	38.118

 <b>Le génie pour l'industrie</b>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 2 of 2
			Date : 2020-10-19
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
Subject : Product substitution factors			
Note : Sawnwood and panels			

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Wood vs steel**

GHG non-wood	38.12 t CO2 eq	>>	10.39 t C
GHG wood	21.56 t CO2 eq	>>	5.88 t C
WU wood	7.36 t bois	>>	3.68 t C
WU non-wood	0.00 t bois	>>	0.00 t C

SF =

1.23

(Sathre & O'Connor, 2010)


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Mass (t) wood intensive	Mass (t) baseline	Delta	%
Sawnwood	7.36	0.00	7	100%
Panels	0.00	0.0	0	0%
Somme			7	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>				Page n° : 1 of 2
					Date : 2020-04-27
	Project : Substitution factor development				
	Made by : Thomas Cardinal				
	Verify by :				
Subject : Product substitution factors					
Note : Sawnwood and panels					

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

2.0 Reference : GESTIMAT database, CECOBOIS, 2019

2.1 Products system : Wood vs Steel vs Reinforced concrete

2.2 System function : Office building ; 1 story

2.3 Functional unit : Structural materials needed for an 1 story office building with frame dimension of 7,5m x 7,5 m and 900m<sup>2</sup> of floor area.

2.4 System boundaries : A1-A3

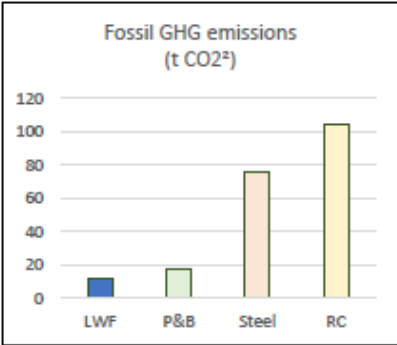
2.5 Reference flux :

System	Materials used	Unit	Quantity (unit/m <sup>2</sup> )	Dry density (odkg/m <sup>3</sup> )	Fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> / m <sup>2</sup> )	Wood oven-dry weight (t)
Light wood frame (LWF)	Softwood lumber	m <sup>3</sup>	0.0535	460.18	2601	22
	Nails	t	0.000373	NA	722	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.0311	596.00	4761	17
	Steel plates, thin	t	0.001487	NA	3330	NA
	I joist*	m.lin.	1.696970	417.00	305	3
	Screws, nuts and bolts	t	0.000035	NA	98	NA
Post & beams (P&B)	Glue-laminated timber (GLT)	m <sup>3</sup>	0.0979	533.12	10485	47
	Nails	kg	0.428	NA	829	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.0126	596.00	1921	7
	Steel plates, thick	kg	1.866	NA	3983	NA
	Screws, nuts and bolts	kg	0.367	NA	1027	NA
Steel	HSS	t	4.800	NA	8744	NA
	Pontage en acier	t	10.070	NA	22585	NA
	WWF	t	26.400	NA	37541	NA
	Metal assembly	t	3.120	NA	6661	NA
RC	Rebar	t	26.700	NA	30470	NA
	Concrete, 30 Mpa	m <sup>3</sup>	0.256	NA	73728	NA

\*0,004921m<sup>3</sup>/linear meter


**3. LCA results :**

	Systems studied			
	LWF	P&B	Steel	RC
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	12	18	76	104
Avoided (Steel)	63.71	57.29		
Avoided (RC)	92.38	85.95		



Fossil GHG emissions (t CO<sub>2</sub>)



 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-27
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Sawnwood and panels		

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4.1 P&B vs Steel**

GHG non-wood	75.53 t CO2 eq	>>	20.60 t C
GHG wood	18.24 t CO2 eq	>>	4.98 t C
WU wood	53.70 t bois sec	>>	26.85 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **0.58**

**4.2 P&B vs RC**

GHG non-wood	104.20 t CO2 eq	>>	28.41 t C
GHG wood	18.24 t CO2 eq	>>	4.98 t C
WU wood	53.70 t bois sec	>>	26.85 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **0.87**

**4.3 LWF vs Steel**

GHG non-wood	75.53 t CO2 eq	>>	20.60 t C
GHG wood	11.82 t CO2 eq	>>	3.22 t C
WU wood	42.01 t bois sec	>>	21.00 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **0.83**


**4.4 LWF vs RC**

GHG non-wood	104.20 t CO2 eq	>>	28.41 t C
GHG wood	11.82 t CO2 eq	>>	3.22 t C
WU wood	42.01 t bois sec	>>	21.00 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **1.20**

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Weight LWF	Weight P&B	LWF %	P&B %
Sawnwood	46.97	25.31	87%	60%
Panels	6.73	16.70	13%	40%
<b>Total</b>	<b>53.70</b>	<b>42.01</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2	
			Date : 2020-04-27	
	Project : Substitution factor development			
	Made by : Thomas Cardinal			
	Verify by :			
Subject : Product substitution factors				
Note : Sawnwood and panels				

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** GESTIMAT database, CECOBOIS, 2019

**2.1 Products system :** Wood vs Steel vs Reinforced concrete

**2.2 System function :** Office building ; 4 storeys

**2.3 Functional unit :** Structural materials needed (kg/m<sup>2</sup>) for an 4 storeys office building with frame dimension of 7,5m x 7,5 m and 900m<sup>2</sup> of floor area.

**2.4 System boundaries :** A1-A3

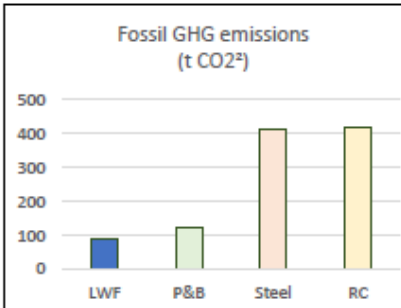
**2.5 Reference flux :**

System	Materials used	Unit	Quantity (unit/m <sup>2</sup> )	Dry density (odkg/m <sup>3</sup> )	Fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> )	Wood oven-dry weight (t)
Light wood frame (LWF)	Concrete, 25 Mpa	m <sup>3</sup>	0.11400	NA	27599.40	NA
	Softwood lumber	m <sup>3</sup>	0.28493	460.18	13847.67	118.01
	Nails	t	0.00210	NA	4064.98	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.13387	596.00	20481.91	71.81
	I joist*	m.lin	8.51520	417.00	1532.73	15.73
	Screws, nuts and bolts	t	0.00028	NA	797.10	NA
	Steel plates, thin	t	0.00968	NA	21780.00	NA
Post & beams (P&B)	Concrete, 25 Mpa	m <sup>3</sup>	0.11	NA	27603.00	NA
	Glue-laminated timber (GLT)	m <sup>3</sup>	0.54	533.12	57825.00	259.04
	Nails	kg	2.01	NA	3888.00	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.05	596.00	7686.00	26.94
	Steel plates, thick	kg	9	NA	18675.00	NA
	Screws, nuts and bolts	kg	3	NA	7533.00	NA
Steel	Concrete, 25 Mpa	m <sup>3</sup>	0.24	NA	58104.00	NA
	HSS	t	45	NA	81061.20	NA
	Pontage en acier	t	36	NA	79776.40	NA
	Reinforcing mesh	t	6	NA	7223.80	NA
	WWF	t	114	NA	161894.70	NA
	Metal assembly	t	12	NA	24998.51	NA
RC	Rebar	t	107	NA	121880.16	NA
	Concrete, 30 Mpa	m <sup>3</sup>	1.02	NA	294912.00	NA


\*0,004921 m<sup>3</sup>/linear meter

**3. LCA results :**

	Systems studied			
	LWF	P&B	Steel	RC
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	90.10	123.21	413	416.79
Avoided (steel)	322.95	289.85		
Avoided (Concrete)	326.69	293.58		



System	Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )
LWF	90.10
P&B	123.21
Steel	413
RC	416.79

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>NOTES DE CALCUL</b>	Page n° : 2 de 2
		Date : 2020-04-23
	Projet : Mise à jour des facteurs de substitution du Québec	
	Réalisé par : Thomas Cardinal	
	Vérifié par :	
Sujet : Calcul de facteur de substitution pour le bois de sciage		
Note : Bureau 4 étage (Base de donnée CECOBOIS)		

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4.1 P&B vs Steel**

GHG non-wood	413.06 t CO2 eq	>>	112.64 kg C
GHG wood	123.21 t CO2 eq	>>	33.60 kg C
WU wood	285.98 t bois sec	>>	142.99 kg C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 kg C

SF = 0.55

**4.2 P&B vs RC**

GHG non-wood	416.79 t CO2 eq	>>	113.66 t C
GHG wood	123.21 t CO2 eq	>>	33.60 t C
WU wood	285.98 t bois sec	>>	142.99 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = 0.56

**4.3 LWF vs Steel**

GHG non-wood	413.06 kg CO2 eq	>>	112.64 kg C
GHG wood	90.10 kg CO2 eq	>>	24.57 kg C
WU wood	205.54 kg bois sec	>>	102.77 kg C
WU non-wood	0.00 kg bois sec	>>	0.00 kg C

SF = 0.86


**4.4 LWF vs RC**

GHG non-wood	416.79 t CO2 eq	>>	113.66 t C
GHG wood	90.10 t CO2 eq	>>	24.57 t C
WU wood	205.54 t bois sec	>>	102.77 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = 0.87

**5. Sawnwood/panels ratio**

	Weight LWF	Weight P&B	LWF %	P&B %
Sawnwood	259.04	133.73	91%	65%
Panels	26.94	71.81	9%	35%
Total	285.98	205.54	100%	100%

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2	
			Date : 2020-04-27	
	Project : Substitution factor development			
	Made by : Thomas Cardinal			
	Verify by :			
	Subject : Product substitution factors			
Note : Sawnwood and panels				

**1. Type of substitution factors :** Sawnwood and panels

**2. Scope of study (LCA) :**

2.0 Reference : GESTIMAT database, CECOBOIS, 2019

2.1 Products system : Wood vs Steel vs Reinforced concrete

2.2 System function : Industrial building

2.3 Functional unit : Structural materials needed (kg/m<sup>2</sup>) for an industrial building with a height of 3,65m and a span of 20 m and 600m<sup>2</sup> of floor area.

2.4 System boundaries : A1-A3

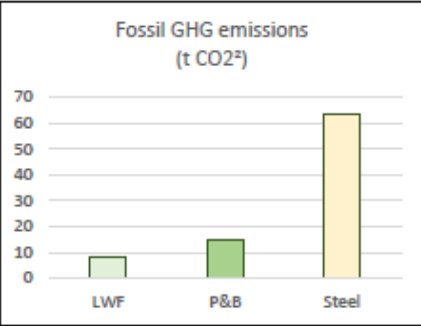
2.5 Reference flux :

System	Materials used	Unit	Quantity (unit/m <sup>2</sup> )	Dry density (odkg/m <sup>3</sup> )	Fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> )	Wood oven-dry weight (t)
Light wood frame (LWF)	Softwood lumber	m <sup>3</sup>	0.0574	460.1800	1858.14	15.83
	I joist*	m.lin	1.7000	417.0000	204.00	2.09
	Nails	t	0.0002181	NA	281.65	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.0252	596.0000	2565.30	8.99
	Steel plates, thin	t	0.0019882	NA	2972.71	NA
	Screws, nuts and bolts	t	0.0000176	NA	32.790	NA
Post & beams (P&B)	Glue-laminated timber (GLT)	m <sup>3</sup>	0.1554	533.1200	11096.75	49.71
	Nails	t	0.000231	NA	297.82	NA
	Oriented strand board (OSB)	m <sup>3</sup>	0.0120	596.0000	1224.00	4.29
	Steel plates, thick	t	0.001254	NA	1785.21	NA
	Screws, nuts and bolts	t	0.0001652	NA	308.20	NA
Steel	HSS	t	0.005400	NA	6557.76	NA
	Pontage en acier	t	0.010070	NA	15056.66	NA
	WWF	t	0.008200	NA	7773.60	NA
	I joist steel beam	t	0.019600	NA	29305.92	NA
	Metal assembly	t	0.003320	NA	4725.02	NA


\*0,004921m<sup>3</sup>/linear meter

**3. LCA results :**

	Systems studied		
	LWF	P&B	Steel
Fossil GHG emissions (t CO <sub>2</sub> )	7.91	14.71	63
Avoided	55.50	48.71	



Fossil GHG emissions (t CO<sub>2</sub>)

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-27
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
	Subject : Product substitution factors	
Note : Sawnwood and panels		

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4.1 P&B vs Steel**

GHG non-wood	63.42 t CO2 eq	>>	17.29 t C
GHG wood	14.71 t CO2 eq	>>	4.01 t C
WU wood	54.00 t bois sec	>>	27.00 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **0.49**

**4.2 LWF vs Steel**

GHG non-wood	63.42 t CO2 eq	>>	17.29 t C
GHG wood	7.91 t CO2 eq	>>	2.16 t C
WU wood	26.92 t bois sec	>>	13.46 t C
WU non-wood	0.00 t bois sec	>>	0.00 t C

SF = **1.12**

**5. Sawnwood/panels ratio**

**5.1 P&B vs Steel**

	Weight P&B	Weight baseline	Delta	%
Sawnwood	49.71	0	50	92%
Panels	4.29	0	4	8%
Total	54.00	0.00	54	100%


**5.2 LWF vs Steel**

	Weight LWF	Weight baseline	Delta	%
Sawnwood	17.93	0	18	67%
Panels	8.99	0	9	33%
Total	26.92	0.00	27	100%



## **ANNEXE II**

### **DÉTAILS DES CALCULS DES FACTEURS DE SUBSTITUTION DE LA BIOÉNERGIE**

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 1 of 1
		Date : 2020-04-07
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy		

**1. Type of substitution factor :** Bioenergy

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** CIRAIG, Rapport Technique – Étude Préliminaire (2014). « Évaluation de l'empreinte carbone de différents scénarios d'approvisionnement de centrales thermiques en

**2.1 Products system :** Pellets vs light fuel oil

**2.2 System function :** Heat production

**2.3 Functional unit :** 1 MJ of heat production in Québec in 2014.

**2.4 System boudaries :** See reference

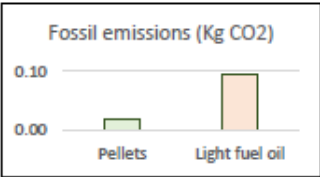
**2.5 Reference flux :**

Product	Calorific value (MJ/kg)	Moisture content (%)	Reference flux (g)	Oven dry weight (g)
Pellets	17.62	5.00%	61	57.95
Light fuel oil	42.6	-	25	-

**3. LCA results :**

Product	Emissions type			
	Fossil (kg CO <sub>2</sub> eq)	Biogenic (kg CO <sub>2</sub> eq)	Land use ch. (kg CO <sub>2</sub> eq)	Sequestred (kg CO <sub>2</sub> eq)
Pellets	0.0178	1.30E-01	4.05E-06	1.45E-01
Light fuel oil	0.0945	1.45E-04	6.10E-06	8.59E-05



(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Substitution factors calculation**


$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

GHG non-wood	9.45E-02 kg CO <sub>2</sub> eq	>>	2.58E-02 kg C
GHG wood	1.78E-02 kg CO <sub>2</sub> eq	>>	4.85E-03 kg C
WU wood	28.975 g C	>>	2.90E-02 kg C
WU non-wood	0 g C	>>	0 kg C

SF = **0.72**



 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-04-07
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy			

**1. Type of substitution factor :** Bioenergy

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Padilla-Rivera, Alejandro, Julie Barrette, Pierre Blanchet, et Evelyne Thiffault. 2017. « Environmental Performance of Eastern Canadian Wood Pellets as Measured Through Life Cycle Assessment ». Forests 8(9):352.

**2.1 Products system :** Pellets vs heavy fuel oil vs natural gas

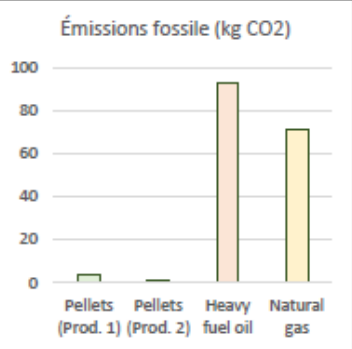
**2.2 System function :** Heat production

**2.3 Functional unit :** 1 GJ of heat production in Quebec in 2017.

**2.4 System boudaries :** Se référer à l'étude (source)


**2.5 Reference flux :**

Product	Calorific value (GJ/kg)	Moisture content (%)	Reference flux (kg)	Oven dry weight (kg)
Granules	17.3	5.00%	57	54.1500
Mazout lourd	NA	-	NA	-
Gaz naturel	NA	-	NA	-

**3. LCA results :**

	Systems			
	Pellets (Prod. 1)	Pellets (Prod. 2)	Heavy fuel oil	Natural gas
Fossil (kg CO <sub>2</sub> )	3.25	0.73	92.62	71.01

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-07
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
	Subject : Product substitution factors	
Note : Bioenergy		

(Sathre & O'Connor, 2010)

**4. Calcul des facteurs de substitution :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

**4.1 Pellets (Prod 1) vs Heavy fuel oil**

GHG non-wood	92.62 kg CO2 eq	>>	25.26 kg C
GHG wood	3.25 kg CO2 eq	>>	0.88 kg C
WU wood *	54.15 g C	>>	27.08 kg C
WU non-wood *	0.00 g C	>>	0.00 kg C

\*Quantité de bois dans les produits utilisés exprimé en masse de C.

SF = **0.9002**

**4.2 Pellets (Prod 2) vs Heavy fuel oil**

GHG non-wood	92.62 kg CO2 eq	>>	25.26 kg C
GHG wood	0.73 kg CO2 eq	>>	0.20 kg C
WU wood	54.15 g C	>>	27.08 kg C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 kg C

SF = **0.9255**

**4.3 Pellets (Prod 1) vs Natural gas**


GHG non-wood	71.01 kg CO2 eq	>>	19.37 kg C
GHG wood	3.25 kg CO2 eq	>>	0.88 kg C
WU wood	54.15 g C	>>	27.08 kg C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 kg C

SF = **0.6826**

**4.4 Pellets (Prod 2) vs Natural gas**

GHG non-wood	71.01 kg CO2 eq	>>	19.37 kg C
GHG wood	0.73 kg CO2 eq	>>	0.20 kg C
WU wood	54.15 g C	>>	27.08 kg C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 kg C

SF = **0.7079**

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-04-07
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy			

**1. Type de facteur de substitution :** Bioénergie bâtiment institutionnel

**2. Champ de l'étude (ACV) :**

**2.0 Source des données :** Achille B. Laurent et al. 2014. Analyse du cycle de vie comparative entre l'utilisation de la biomasse forestière à des fins énergétiques avec les autres sources énergétiques utilisées préalablement au CSSS d'Amqui, Vallée de la Matapédia

**2.1 Système de produits :** Plaquettes vs (90% Électricité et 10% Mazout)

**2.2 Fonction du système :** Production de chaleur

**2.3 Unité fonctionnelle :**

**2.4 Frontière du système :** Se référer à l'étude (source)

**2.5 Flux de référence :**

Produit	PCI	Moisture content (%)	Efficiency (%)	Density (kg/L)	Reference flux	Oven dry weight (kg)
Chips	13,9 GJ/tm	25.00%	76.00%	NA	95 kg	76
Light fuel oil & Electricity	0,03851 GJ/L	-	95.00%	0.85	2,3 kg	
			100.00%		277,8 kwh	
Light fuel oil (only)	0,03851 GJ/L		95.00%	0.85	23,2 kg	

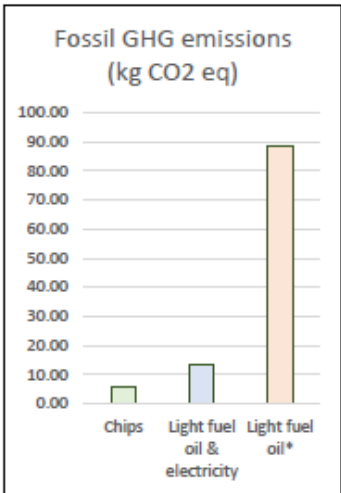
  

**3. LCA results :**


Products	Fossil (kg CO <sub>2</sub> eq)	Uncertainty	Min	Max
Chips	5.7	1.00	4.70	6.70
Light fuel oil & electricity	13.5	2.80	10.70	16.30
Électricité	4.725	NA	3.745	5.705
Mazout	8.775	NA	6.955	10.595
Light fuel oil*	88.5	NA	85.7	91.3

\*Interpolation from results of Light fuel oil & electricity

**Fossil GHG emissions (kg CO<sub>2</sub> eq)**



Product	Fossil GHG emissions (kg CO <sub>2</sub> eq)
Chips	5.7
Light fuel oil & electricity	13.5
Light fuel oil*	88.5

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-07
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Chips vs light fuel oil & electricity**

GHG non-wood	13.50 kg CO2 eq	>>	3.68 kg C
GHG wood	5.70 kg CO2 eq	>>	1.55 kg C
WU wood	38.00 kg C	>>	38.00 kg C
WU non-wood	0 g kC	>>	0 kg C

SF = **0.0560**

**4.2 Chips vs light fuel oil (average)**

GHG non-wood	88.51 kg CO2 eq	>>	24.14 kg C
GHG wood	5.70 kg CO2 eq	>>	1.55 kg C
WU wood	38.00 kg C	>>	38.00 kg C
WU non-wood	0 g kC	>>	0 kg C

SF = **0.59**

**4.3 Chips vs light fuel oil (min)**

GHG non-wood	85.71 kg CO2 eq	>>	23.37 kg C
GHG wood	6.70 kg CO2 eq	>>	1.83 kg C
WU wood	38.00 kg C	>>	38.00 kg C
WU non-wood	0 g kC	>>	0 kg C

SF = **0.57**


**4.4 Chips vs light fuel oil (min)**

GHG non-wood	91.31 kg CO2 eq	>>	24.90 kg C
GHG wood	4.70 kg CO2 eq	>>	1.28 kg C
WU wood	38.00 kg C	>>	38.00 kg C
WU non-wood	0 g kC	>>	0 kg C

SF = **0.62**

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-04-15
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy			

**1. Type of substitution factor :** Bioenergy

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Ayer, Nathan W., et Goretty Dias. 2018. « Supplying Renewable Energy for Canadian Cement Production: Life Cycle Assessment of Bioenergy from Forest Harvest Residues Using Mobile Fast Pyrolysis Units ». Journal of Cleaner Production

**2.1 Products system :** Bio oil & biochar vs heavy fuel oil, coal and petroleum coke

**2.2 System function :** Energy production for a cement plant

**2.3 Functional unit :** Energy production to ensure annual production of 300 000 tonnes of clinker cement at plant located in Quebec

**2.4 System boundaries :** See reference

**2.5 Reference flux :**

	Produit	PCI (MJ/kg)	Teneur en humidité (%)	Flux de référence (t)	Masse anhydre (t)
Bio System 1	Harvested residues		45.00%	34400	18920
	Bio oil	17.7	-	10700.00	-
	Biochar	25.6	-	3290.00	-
	Heavy fuel oil	42.6	-	342.0	-
	Coal	28.9	-	6240.0	-
	Petroleum coke	46.4	-	2560.0	-
Bio System 2	Harvested residues		45.00%	103100	56705
	Bio oil	17.7	-	24500.00	-
	Biochar	25.6	-	7600.00	-
	Heavy fuel oil	42.6	-	342.0	-
	Coal	28.9	-	15000.0	-
	Petroleum coke	46.4	-	5900.0	-

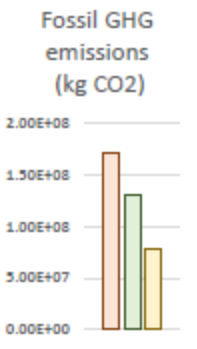
**3. LCA results :**

Bio system 1	Fossil GHG emission (kg CO <sub>2</sub> eq)
Bio oil & biochar	9.10E+05
Fossil sources	1.29E+08
Total sys. 1	1.30E+08


Bio system 2	Fossil GHG emission (kg CO <sub>2</sub> eq)
Bio oil & biochar	2.00E+06
Fossil sources	7.60E+07
Total sys. 2	7.79E+07

Reference	Fossil GHG emission (kg CO <sub>2</sub> eq)
Sys. Référence	1.70E+08

Fossil GHG emissions (kg CO<sub>2</sub>)



System	Fossil GHG emission (kg CO <sub>2</sub> eq)
Bio system 1	1.30E+08
Bio system 2	7.79E+07
Reference	1.70E+08

 <b>Le génie pour l'industrie</b>	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-15
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
	Subject : Product substitution factors	
	Note : Bioenergy	

**4. Substitution factors calculation :**

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}} \quad (\text{Sathre \& O'Connor, 2010})$$

**4.1 System 1**

GHG non-wood	1.70E+08 kg CO2 eq	>>	4.64E+07 kg C
GHG wood	1.30E+08 kg CO2 eq	>>	3.54E+07 kg C
WU wood *	9.46E+06 kg C	>>	9.46E+06 kg C
WU non-wood *	0.00E+00 g kC	>>	0.00E+00 kg C


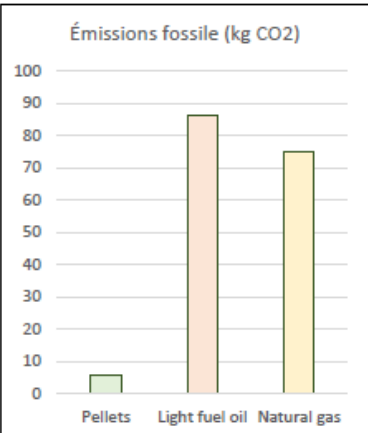
\*Quantité de bois dans les produits utilisés exprimé en masse de C.


Facteur = **1.15**

**4.2 System 2**

GHG non-wood	1.70E+08 kg CO2 eq	>>	4.64E+07 kg C
GHG wood	7.79E+07 kg CO2 eq	>>	2.13E+07 kg C
WU wood *	2.84E+07 kg C	>>	2.84E+07 kg C
WU non-wood *	0.00E+00 kg C	>>	0.00E+00 kg C

Facteur = **0.89**

 Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2																								
			Date : 2020-04-17																								
	Project : Substitution factor development																										
	Made by : Thomas Cardinal																										
	Verify by :																										
	Subject : Product substitution factors																										
Note : Bioenergy																											
<p><b>1. Type of substitution factors :</b> Bioenergy</p> <p><b>2. Scope of study (LCA) :</b></p> <p><b>2.0 Reference :</b> Dias, Goretty M., Nathan W. Ayer, Kumudinie Kariyapperuma, Naresh Thevathasan, Andrew Gordon, Derek Sidders, et Gudmundur H. Johannesson. 2017. « Life Cycle Assessment of Thermal Energy Production from Short-Rotation Willow Biomass in Southern Ontario, Canada ». Applied Energy 204:343-52.</p> <p><b>2.1 Products system :</b> Pellet vs light fuel oil vs natural gas</p> <p><b>2.2 System function :</b> Heat production</p> <p><b>2.3 Functional unit :</b> 1 MJ of heat production in Ontario, Canada, in 2017.</p> <p><b>2.4 System boudaries :</b> See reference</p> <p><b>2.5 Reference flux :</b></p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Product</th> <th>Calorific value (MJ/kg)</th> <th>Moisture content (%)</th> <th>Reference flux (g)</th> <th>Fossil GHG emissions (kgCO<sub>2</sub>eq/ODT)</th> <th>Fossil GHG emissions (gCO<sub>2</sub>eq/MJ)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Granules</td> <td>16.27</td> <td>5.10%</td> <td>61.29</td> <td>93</td> <td>5.7</td> </tr> <tr> <td>Mazout léger</td> <td>NA</td> <td>-</td> <td>NA</td> <td>-</td> <td>86.5</td> </tr> <tr> <td>Gaz naturel</td> <td>NA</td> <td>-</td> <td>NA</td> <td>-</td> <td>75.1</td> </tr> </tbody> </table>				Product	Calorific value (MJ/kg)	Moisture content (%)	Reference flux (g)	Fossil GHG emissions (kgCO <sub>2</sub> eq/ODT)	Fossil GHG emissions (gCO <sub>2</sub> eq/MJ)	Granules	16.27	5.10%	61.29	93	5.7	Mazout léger	NA	-	NA	-	86.5	Gaz naturel	NA	-	NA	-	75.1
Product	Calorific value (MJ/kg)	Moisture content (%)	Reference flux (g)	Fossil GHG emissions (kgCO <sub>2</sub> eq/ODT)	Fossil GHG emissions (gCO <sub>2</sub> eq/MJ)																						
Granules	16.27	5.10%	61.29	93	5.7																						
Mazout léger	NA	-	NA	-	86.5																						
Gaz naturel	NA	-	NA	-	75.1																						
<p><b>3. LCA results :</b></p> <table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2"></th> <th colspan="3">Systems</th> </tr> <tr> <th>Pellets</th> <th>Light fuel oil</th> <th>Natural gas</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Fossil GHG emissions (g CO<sub>2</sub>eq)</td> <td>5.70</td> <td>86.50</td> <td>75.10</td> </tr> </tbody> </table>					Systems			Pellets	Light fuel oil	Natural gas	Fossil GHG emissions (g CO <sub>2</sub> eq)	5.70	86.50	75.10													
	Systems																										
	Pellets	Light fuel oil	Natural gas																								
Fossil GHG emissions (g CO <sub>2</sub> eq)	5.70	86.50	75.10																								
																											

 <b>Le génie pour l'industrie</b>	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-17
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Pellets vs light fuel oil**

GHG non-wood	86.50 g CO2 eq	>>	23.59 g C
GHG wood	5.70 g CO2 eq	>>	1.55 g C
WU wood *	29.11 g C	>>	29.11 g C
WU non-wood *	0.00 g C	>>	0.00 g C

\*Quantité de bois dans les produits utilisés exprimé en masse de C.

Facteur = **0.76**

**4.2 Pellets vs natural gas**


GHG non-wood	75.10 g CO2 eq	>>	20.48 g C
GHG wood	5.70 g CO2 eq	>>	1.55 g C
WU wood *	29.11 g C	>>	29.11 g C
WU non-wood *	0.00 g C	>>	0.00 g C

Facteur = **0.65**

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$



 <p><b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie</p>	<b>CALCULATION NOTES</b>		Page n° : 1 of 2
			Date : 2020-04-17
	Project : Substitution factor development		
	Made by : Thomas Cardinal		
	Verify by :		
	Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy			

**1. Type of substitution factor :** Bioenergy

**2. Scope of study (LCA) :**

**2.0 Reference :** Nie, Y., & Bi, X. (2018). Life-cycle assessment of transportation biofuels from hydrothermal liquefaction of forest residues in British Columbia. *Biotechnology for Biofuels*, 11(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s13068-018-1019-x>

**2.1 Products system :** Biofuel vs Gasoline

**2.2 System function :** Energy production for transport

**2.3 Functional unit :** 1 Mj energy production

**2.4 System boudaries :** See reference

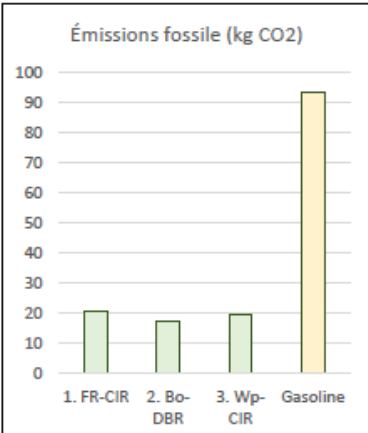
**2.5 Reference flux :**


Produit	Pouvoir calorifique (MJ/kg)	Flux de référence (kg résidus sec)	GWP Fossil (gCO <sub>2</sub> /MJ)
1. FR-CIR	45.86	0.0790	20.50
2. Bo-DBR	45.86	0.0790	17.00
3. Wp-CIR	45.86	0.0789	19.50
Gasoline	NA	0.0000	93.00

**3. LCA results :**

	Systems			
	1. FR-CIR	2. Bo-DBR	3. Wp-CIR	Gasoline
Fossil GHG emissions (g CO <sub>2</sub> eq)	20.50	17.00	19.50	93.00

 <b>ÉTS</b> Le génie pour l'industrie	<b>CALCULATION NOTES</b>	Page n° : 2 of 2
		Date : 2020-04-17
	Project : Substitution factor development	
	Made by : Thomas Cardinal	
	Verify by :	
Subject : Product substitution factors		
Note : Bioenergy		

**4. Substitution factors calculation :**

**4.1 Fr-CIR vs gasoline**

GHG non-wood	93.00 g CO2 eq	>>	25.36 g C
GHG wood	20.50 g CO2 eq	>>	5.59 g C
WU wood	39.50 g C	>>	39.50 g C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 g C

Facteur = 0.50

**4.2 Fr-CIR vs gasoline**

GHG non-wood	93.00 g CO2 eq	>>	25.36 g C
GHG wood	17.00 g CO2 eq	>>	4.64 g C
WU wood	39.50 g C	>>	39.50 g C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 g C

Facteur = 0.52

**4.3 Fr-CIR vs gasoline**

GHG non-wood	93.00 g CO2 eq	>>	25.36 g C
GHG wood	19.50 g CO2 eq	>>	5.32 g C
WU wood	39.45 g C	>>	39.45 g C
WU non-wood	0.00 g C	>>	0.00 g C

Facteur = 0.51

**4.4 Moyenne des trois facteurs**

Facteur = 0.51

(Sathre & O'Connor, 2010)

$$DF = \frac{GHG_{non-wood} - GHG_{wood}}{WU_{wood} - WU_{non-wood}}$$

## LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alain, S. (2015). *Évaluation d'outils d'analyse du cycle de vie pour étudier la performance environnementale de bâtiments en bois innovants*. (Mémoire. Université Laval, Québec, QC). Repéré à <http://hdl.handle.net/20.500.11794/26005>
- Andrew, R. (2017). Global CO2 Emissions From Cement Production, *Earth Syst. Sci. Data*, 10, 195-217. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.831455>
- Arfvidsson, J., De Angelis, E., Dodoo, A., Dolezal, F., Gustavsson, L., Hafner, A., ... Zanata, G. (2013). Wood in carbon efficient construction: Tools, methods and applications (*CEI-Bois*). Finland: Matti Kuittinen, Alice Ludvig & Gerhard Weiss.
- Aukland, L., Costa, P. M., & Brown, S. (2003). A conceptual framework and its application for addressing leakage: the case of avoided deforestation. *Climate Policy*, 3(2), 123-136. <https://doi.org/10.3763/cpol.2003.0316>
- Ayer, N. W., & Dias, G. (2018). Supplying renewable energy for Canadian cement production: Life cycle assessment of bioenergy from forest harvest residues using mobile fast pyrolysis units. *Journal of Cleaner Production*, 175, 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.040>
- Bare, J. (2011). TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(5), 687-696. <https://doi.org/10.1007/s10098-010-0338-9>
- Baul, T., Alam, A., Ikonen, A., Strandman, H., Asikainen, A., Peltola, H., & Kilpeläinen, A. (2017). Climate Change Mitigation Potential in Boreal Forests: Impacts of Management, Harvest Intensity and Use of Forest Biomass to Substitute Fossil Resources. *Forests*, 8(11), 455. <https://doi.org/10.3390/f8110455>
- Beauregard, R., Lavoie, P., Thiffault, É., Ménard, I., Moreau, L., Boucher, J.-F., & Robichaud, F. (2020). *Rapport - Groupe de travail sur la forêt et les changements climatiques*. Québec : GTFCC. Repéré à [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/Rapport\\_final\\_GTFCC.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/Rapport_final_GTFCC.pdf)
- Bergman, R., Oneil, E., Puettmann, M., Eastin, I., & Ganguly, I. (2014). Updating of U.S. wood Product Life-Cycle Assessment Data for Environmental Product Declarations (p. 8). Communication présentée au World Conference on Timber Engineering, Québec, Canada.

- Bergman, R., & Taylor, A. (2010). Product declarations for wood products - An application of life cycle information about forest product. *Forest Product Journal*, 61(3), 192-201. <https://doi.org/10.13073/0015-7473-61.3.192>
- Berndes, G., Abt, B., Asikainen, A., Cowie, A., Dale, V., Egnell, G., ... Yeh, S. (2016). *Forest biomass, carbon neutrality and climate change mitigation*. European Forest Institute, From Science to Policy 3. <https://doi.org/10.36333/fs03>
- Bernier, P., Paré, D., Thiffault, É., Beauregard, R., Bouthiller, L., Levasseur, A., & St-Laurent, A. (2012). *Avis scientifique - L'utilisation de la biomasse forestière pour réduire les émissions de gaz à effet de serre du Québec* (DAEF-0347). Québec : Gouvernement du Québec, ministère des ressources naturelles.
- Bernier, P. Y., Desjardins, R. L., Karimi-Zindashty, Y., Worth, D., Beaudoin, A., Luo, Y., & Wang, S. (2011). Boreal lichen woodlands: A possible negative feedback to climate change in eastern North America. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(4), 521-528. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.12.013>
- Börjesson, P., & Gustavsson, L. (2000). Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives, 28(2000), 575-588.
- Boucher, J.-F., Tremblay, P., Gaboury, S., & Villeneuve, C. (2012). Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection*, 90(6), 459-466. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2012.10.011>
- Braun, M., Fritz, D., Weiss, P., Braschel, N., Büchsenmeister, R., Freudenschuß, A., ... Stern, T. (2016). A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. *Carbon Management*, 7(5-6), 271-283. <https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1230990>
- Brown, P., Cabarle, B., & Livernash, R. (1997). *Carbon counts: Estimating climate change mitigation in forestry projects*. World Resources Institute.
- Bureau du forestier en chef. (2015). *Effet de la stratégie d'aménagement sur la quantité de carbone séquestré sur le territoire forestier aménagé québécois* (Rapport No. FEC-AVIS-06-2015). Roberval, Qc : Bureau du forestier en chef.
- Campagna, M. (1996). *Le cycle du carbone et la forêt: de la photosynthèse aux produits forestiers*. Québec : Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles.

- Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R.B. Myneni, S. Piao and P. Thornton., (2013). *Carbon and Other Biogeochemical Cycles*. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. (2015). *Adoption de l'Accord de Paris* (Rapport No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1). Bureau des Nations Unies Genève, Suisse : Convention-cadre sur les changements climatiques. Repéré à [http://unfccc.int/documentation/documents/advanced\\_search/items/6911.php?preref=600008831](http://unfccc.int/documentation/documents/advanced_search/items/6911.php?preref=600008831)
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). Plant Carbon Budgets. Dans F. S. Chapin, P. A. Matson, & P. M. Vitousek, *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology* (pp. 157-181). New York, NY : Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9_6)
- Chen, J., Colombo, S. J., Ter-Mikaelian, M. T., & Heath, L. S. (2014). Carbon Profile of the Managed Forest Sector in Canada in the 20th Century: Sink or Source? *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9859-9866. <https://doi.org/10.1021/es5005957>
- Chen, J., Ter-Mikaelian, M. T., Ng, P. Q., & Colombo, S. J. (2018). Ontario's managed forests and harvested wood products contribute to greenhouse gas mitigation from 2020 to 2100. *The Forestry Chronicle*, 94(03), 269-282. <https://doi.org/10.5558/tfc2018-040>
- Chen, J., Ter-Mikaelian, M. T., Yang, H., & Colombo, S. J. (2018). Assessing the greenhouse gas effects of harvested wood products manufactured from managed forests in Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 91(2), 193-205. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx056>
- Churkina, G., Organschi, A., Reyer, C. P. O., Ruff, A., Vinke, K., Liu, Z., ... Schellnhuber, H. J. (2020). Buildings as a global carbon sink. *Nature Sustainability*, 3(4), 269-276. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0462-4>
- CIRAIG. (2014). *Évaluation de l'empreinte carbone de différents scénarios d'approvisionnement de centrales thermiques en granules de bois*. Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits (CIRAIG). Repéré à [www.ciraig.org](http://www.ciraig.org)

Conseil canadien des ministres des forêts. (2010). Les forêts du Canada : puits ou source de CO<sub>2</sub> ? Repéré à [www.sfmcanada.org](http://www.sfmcanada.org)

Dias, G. M., Ayer, N. W., Kariyapperuma, K., Thevathasan, N., Gordon, A., Sidders, D., & Johannesson, G. H. (2017). Life cycle assessment of thermal energy production from short-rotation willow biomass in Southern Ontario, Canada. *Applied Energy*, 204, 343-352. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.07.051>

Elling, J. (2013). *Wood Products and Other Building Materials Used in New Residential Construction in Canada*. Tacoma, US : APA - The Engineered Wood Association.

Environnement et Changement climatique Canada. (2020). *Rapport d'inventaire national 1990–2018 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada* (Rapport No. En-144/18- 2020F-PDF). Ottawa : Environnement et Changement climatique Canada. Repéré à [www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/emissions-gaz-effet-serre.html](http://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/emissions-gaz-effet-serre.html)

Essoua, G. G. E., & Lavoie, P. (2019). *Analyse de cycle de vie (ACV) environnementale comparative de la construction de bâtiments de grande hauteur en bois massif et en béton* (Rapport No. 301013611). Québec, Canada : FPInnovations. Repéré à [https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/RA\\_Etude1\\_hauteur.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/RA_Etude1_hauteur.pdf)

FPInnovations. (2018). *Environmental Product Declaration - Nordic X-Lam™*. Repéré à [https://www.nordic.ca/data/files/datasheet/file/EPD\\_Nordic\\_X-Lam.pdf](https://www.nordic.ca/data/files/datasheet/file/EPD_Nordic_X-Lam.pdf)

Fédération Québécoise des Coopératives Forestières. (2013). *Plan directeur de la Fédération québécoise des coopératives forestières*. Repéré à [https://www.fqcf.coop/wp-content/uploads/Plan\\_directeur.pdf](https://www.fqcf.coop/wp-content/uploads/Plan_directeur.pdf)

Friedlingstein, P., Jones, M. W., O'Sullivan, M., Andrew, R. M., Hauck, J., Peters, G. P., ... Zaehle, S. (2019). Global Carbon Budget 2019. *Earth System Science Data*, 11(4), 1783-1838. <https://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019>

Gaboury, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D., & Gagnon, R. (2009). Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 483-494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.037>

Gajda, J. (2001). Absorption of atmospheric CO<sub>2</sub> by Portland cement, (R&D Serial no. 2255a).

- Gestimat (2020). Aide - 14.1 Processus de calculs des émissions de GES. Repéré à <https://www.gestimat.ca/aide#>
- Geng, A., Chen, J., & Yang, H. (2019). Assessing the Greenhouse Gas Mitigation Potential of Harvested Wood Products Substitution in China. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1732-1740. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06510>
- Geng, A., Yang, H., Chen, J., & Hong, Y. (2017). Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. *Forest Policy and Economics*, 85, 192-200. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.007>
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (Vol. 3: Procédés industriels et utilisation des produits). Repéré à [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/3\\_Volume3/V3\\_4\\_Ch4\\_Metal\\_Industry.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/3_Volume3/V3_4_Ch4_Metal_Industry.pdf)
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2018). *Résumé à l'intention des décideurs, Réchauffement planétaire de 1,5 °C, Rapport spécial du GIEC sur les conséquences d'un réchauffement planétaire de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et les trajectoires associées d'émissions mondiales de gaz à effet de serre, dans le contexte du renforcement de la parade mondiale au changement climatique, du développement durable et de la lutte contre la pauvreté*. Genève, Suisse : Organisation météorologique mondiale. Repéré à [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM\\_fr.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_fr.pdf)
- Global Alliance for Buildings and Construction, United Nations Environment Programme, & International Energy Agency. (2019). *2019 global status report for buildings and construction: Towards a zero-emission, efficient and resilient buildings and construction sector*. Repéré à <https://www.worldgbc.org/sites/default/files/2019%20Global%20Status%20Report%20for%20Buildings%20and%20Construction.pdf>
- Gouvernement du Québec. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. , Pub. L. No. 57 (2009). Repéré à <https://www.canlii.org/fr/qc/legis/loisa/lq-2010-c-3/121709/lq-2010-c-3.html>
- Gouvernement du Québec. (2013). Charte du bois. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/entreprise/charte-bois.pdf>



- Gouvernement du Québec. (2020). *Plan pour une économie verte 2030 : Politique-cadre d'électrification et de lutte contre les changements climatiques*. Repéré à <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/publications-adm/plan-economie-verte/plan-economie-verte-2030.pdf?1605549736>
- Guest, G., Bright, R. M., Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2013). Consistent quantification of climate impacts due to biogenic carbon storage across a range of bio-product systems. *Environmental Impact Assessment Review*, 43, 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.05.002>
- Gupta, J. (2010). A history of international climate change policy: History of international climate change policy. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 1(5), 636-653. <https://doi.org/10.1002/wcc.67>
- Gustavsson, L., Madlener, R., Hoen, H.-F., Jungmeier, G., Karjalainen, T., Klöhn, S., ... Spelter, H. (2006). The Role of Wood Material for Greenhouse Gas Mitigation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(5-6), 1097-1127. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9035-8>
- Gustavsson, Leif, Haus, S., Lundblad, M., Lundström, A., Ortiz, C. A., Sathre, R., ... Wikberg, P.-E. (2017). Climate change effects of forestry and substitution of carbon-intensive materials and fossil fuels. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 612-624. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.056>
- Gustavsson, Leif, Pingoud, K., & Sathre, R. (2006). Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete- and Wood-Framed Buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(3), 667-691. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-7207-1>
- Hurmekoski, E., Jonsson, R., Korhonen, J., Jänis, J., Mäkinen, M., Leskinen, P., & Hetemäki, L. (2018). Diversification of the forest industries: role of new wood-based products. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(12), 1417-1432. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0116>
- International Energy Agency. (2018). *Technology Roadmap - Low-Carbon Transition in the Cement Industry*. Paris. Repéré à <https://iea.blob.core.windows.net/assets/cbaa3da1-fd61-4c2a-8719-31538f59b54f/TechnologyRoadmapLowCarbonTransitionintheCementIndustry.pdf>



- International Energy Agency. (2020). *Iron and Steel Technology Roadmap - Towards more sustainable steelmaking*. Paris : International Energy Agency. Repéré à <https://www.iea.org/reports/iron-and-steel-technology-roadmap>
- ILCD. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: general guide for life cycle assessment : detailed guidance*. LU : Publications Office. Repéré à <https://data.europa.eu/doi/10.2788/38479>
- Imbabi, M. S., Carrigan, C., & McKenna, S. (2012). Trends and developments in green cement and concrete technology. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 1(2), 23. <https://doi.org/10.1016/j.ijsbe.2013.05.001>
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324. <https://doi.org/10.1007/BF02978505>
- Jolliet, O., Saade-Sbeih, M., Crettaz, P., Jolliet-Gavin, N., & Shaked, S. (2017). *Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan* (3<sup>e</sup> éd.) : Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Jungmeier, G., Werner, F., Jarnehammar, A., Hohenthal, C., & Richter, K. (2002). Allocation in LCA of wood-based products experiences of cost action E9: Part II. Examples. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 369-375. <https://doi.org/10.1007/BF02978686>
- Kaufman, D., McKay, N., Routson, C., Erb, M., Dätwyler, C., Sommer, P. S., ... Davis, B. (2020). Holocene global mean surface temperature, a multi-method reconstruction approach. *Scientific Data*, 7(1), 201. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0530-7>
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., White, T. M., Stinson, G., Shaw, C. H., Rampley, G. J., ... Apps, M. J. (2009). CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220(4), 480-504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.10.018>
- Kurz, W. A., Shaw, C. H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., ... Neilson, E. T. (2013). Carbon in Canada's boreal forest — A synthesis. *Environmental Reviews*, 21(4), 260-292. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0041>

- Kurz, W. A., Stinson, G., Rampley, G. J., Dymond, C. C., & Neilson, E. T. (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. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708133105>
- Laganière, J., Paré, D., Thiffault, E., & Bernier, P. Y. (2017). Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forests. *GCB Bioenergy*, 9(2), 358-369. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12327>
- Laurent, A.-B., & Dessureault, P.-L. (2014). *Analyse du cycle de vie comparative entre l'utilisation de la biomasse forestière à des fins énergétiques avec les autres sources énergétiques utilisées préalablement au CSSS d'Amqui, Vallée de la Matapédia*. Chicoutimi : Université du Québec à Chicoutimi. Repéré à <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2978.2009>
- Lehne, J., & Preston, F. (2018). *Making Concrete Change: Innovation in Low-carbon Cement and Concrete*. Chatham House, The Royal Institute of International Affairs. Repéré à <https://www.chathamhouse.org/2018/06/making-concrete-change-innovation-low-carbon-cement-and-concrete>
- Lemprière, T. C., Kurz, W. A., Hogg, E. H., Schmoll, C., Rampley, G. J., Yemshanov, D., ... Krcmar, E. (2013). Canadian boreal forests and climate change mitigation. *Environmental Reviews*, 21(4), 293-321. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0039>
- Leskinen, P., Cardellini, G., González-García, S., Hurmekoski, E., Sathre, R., Seppälä, J., ... Verkerk, P. J. (2019). Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation, 28. From Science to Policy 7. European Forest Institute. Repéré à [https://www.researchgate.net/publication/329268078\\_Substitution\\_effects\\_of\\_wood-based\\_products\\_in\\_climate\\_change\\_mitigation](https://www.researchgate.net/publication/329268078_Substitution_effects_of_wood-based_products_in_climate_change_mitigation)
- Lessard, Y., Amor, M. M. B., Blanchet, M. P., Frenette, M. C., Lefebvre, M. D., & Gagnon, M. B. (2017). *Modélisation de l'influence de la sélection des matériaux sur le profil environnemental du cycle de vie d'un bâtiment à bureaux : évaluation critique de leed v4* (Mémoire, Université de Sherbrooke, Sherbrooke). Repéré à <https://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/10131>
- Lippke, B., Oneil, E., Harrison, R., Skog, K., Gustavsson, L., & Sathre, R. (2011). Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. *Carbon Management*, 2(3), 303-333. <https://doi.org/10.4155/cmt.11.24>

- Lippke, B., Puettmann, M., & Oneil, E. (2019). *Effective Uses of Forest-Derived Products to Reduce Carbon Emissions* (Rapport No. CORRIM Technical Note 1). CORRIM. Repéré à <https://corrim.org/wp-content/uploads/2020/02/CarbonTechNote-Jan-2020-revised.pdf>
- Lukić, L., Premrov, M., Leskovar, Ž. V., & Passer, A. (2020). Assessment of the environmental impact of timber and its potential to mitigate embodied GHG emissions. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Volume 588, 1.01 – 1.05. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/588/2/022068>
- Magwood, C. (2019). *Opportunities for CO2 Capture and Storage in Building Materials*. (Thèse, Trent University, Peterborough, Ontario, Canada). Repéré à <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.32171.39208>
- Martin, M., Boucher, Y., Fenton, N. J., Marchand, P., & Morin, H. (2020). Forest management has reduced the structural diversity of residual boreal old-growth forest landscapes in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 458, 117765. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117765>
- Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs. (2019). *Bilan de la Charte du bois*. Québec: Ministère de la forêt de la faune et des parcs, Gouvernement du Québec. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/BilanCharteduBois.pdf>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015). *Cible de réduction d'émissions de gaz à effet de serre du Québec pour 2030*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Gouvernement du Québec. Repéré à <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2978869?docref=HT9xokuM02Qd76DvikrB2w>
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., ... Zhang, H. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press.
- Nabuurs, G. J., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., ... Calvo, E. (2007). *Forestry. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press.

- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. (2020). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020*. (S.l.) : FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8753fr>
- Organisation internationale de normalisation. (2006a). *Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations — Principles and procedures*. Norme ISO 14025:2006(en). Genève, Suisse : Organisation internationale de normalisation.
- Organisation internationale de normalisation. (2006b). *Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre*. Norme ISO 14040. Genève, Suisse : Organisation internationale de normalisation.
- Organisation internationale de normalisation. (2006c). *Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices*. Norme ISO 14044. Genève, Suisse : Organisation internationale de normalisation.
- Padilla-Rivera, A., Barrette, J., Blanchet, P., & Thiffault, E. (2017). Environmental Performance of Eastern Canadian Wood Pellets as Measured Through Life Cycle Assessment. *Forests*, 8(9), 352. <https://doi.org/10.3390/f8090352>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., ... Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Paradis, L., Thiffault, E., & Achim, A. (2019). Comparison of carbon balance and climate change mitigation potential of forest management strategies in the boreal forest of Quebec (Canada). *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(3), 264-277. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz004>
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Comnick, J., & Manriquez, C. (2005). Assessment of Carbon Pools, Storage, and Wood Products Market Substitution. *Wood and Fiber Science*, 37, 140-148.
- Programme des Nations Unies pour l'environnement. (2019). *Rapport 2019 sur l'écart entre les besoins et les perspectives en matière de réduction des émissions*. Nairobi. Repéré à [https://www.unep.org/interactive/emissions-gap-report/2019/report\\_fr.php](https://www.unep.org/interactive/emissions-gap-report/2019/report_fr.php)
- Ressources Naturelles Canada. (2019). *L'état des forêts au Canada* (Rapport annuel 2019). Ottawa : Service Canadien des forêts. 80p. Repéré à <https://scf.rncan.gc.ca/publications?id=40085>

- Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K., & Stupak, I. (2008). *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy: A Synthesis with Focus on the Nordic and Baltic Region*. Dordrecht, The Netherlands : Springer.
- Rüter, S., Werner, F., Forsell, N., Prins, C., Vial, E., & Levet, A.-L. (2016). *ClimWood2030 - climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products perspective 2030: final report*. (S.l.) : (s.n.). Repéré à <http://hdl.handle.net/10419/144794>
- Saade, M. R. M., Guest, G., & Amor, B. (2020). Comparative whole building LCAs: How far are our expectations from the documented evidence? *Building and Environment*, 167, 106449. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106449>
- Sathre, R., & González-García, S. (2014). Life cycle assessment (LCA) of wood-based building materials. Dans *Eco-efficient Construction and Building Materials* (pp. 311-337). (S.l.) : Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9780857097729.2.311>
- Sathre, Roger, & O'Connor, J. (2010). Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*, 13(2), 104-114. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.12.005>
- Schlamadinger, B., & Marland, G. (1996). The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle, *Vol. 10, Issues 5-6*, 275-300. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00113-1](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00113-1)
- Senez-Gagnon, F., Thiffault, E., Paré, D., Achim, A., & Bergeron, Y. (2018). Dynamics of detrital carbon pools following harvesting of a humid eastern Canadian balsam fir boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 430, 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.044>
- Serra, R., Thiffault, E., & Laganière, J. (2016). *Le bilan de carbone du chauffage local à la biomasse forestière: le cas des coopératives forestières du Québec*.
- Smyth, C. E., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T. C., Hafer, M., Rampley, G. J., & Kurz, W. A. (2014). Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, 11(13), 3515-3529. <https://doi.org/10.5194/bg-11-3515-2014>
- Smyth, C. E., Xu, Z., Lemprière, T. C., & Kurz, W. A. (2020). Climate change mitigation in British Columbia's forest sector: GHG reductions, costs, and environmental impacts, 15, 21. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00155-2>

- Smyth, C., Rampley, G., Lemprière, T. C., Schwab, O., & Kurz, W. A. (2017). Estimating product and energy substitution benefits in national-scale mitigation analyses for Canada. *GCB Bioenergy*, 9(6), 1071-1084. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12389>
- Solomatnikova, M. O. (2011). *Profil des produits forestiers - Technologies de bioénergies à base de biomasse forestière*. Québec : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec. Repéré à [www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/bioenergies-biomasse.pdf](http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/bioenergies-biomasse.pdf)
- Thiffault, E., Samuel, A. S.-L., & Serra, R. (2015). *La récolte de biomasse forestière : saines pratiques et enjeux écologiques dans la forêt boréale canadienne* (Rapport No. Fo114-16/2015F). Ottawa : Ressources naturelles Canada. Repéré à [https://www.fqcf.coop/wp-content/uploads/2.1\\_Thiffault-et-coll.-2015.pdf](https://www.fqcf.coop/wp-content/uploads/2.1_Thiffault-et-coll.-2015.pdf)
- Transition énergétique Québec. (2019). Facteurs d'émission et de conversion. Repéré à <https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/FacteursEmission.pdf>
- UL Environment. (2016a). Environmental Product Declaration - Laminated Strand Lumber. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2016b). Environmental Product Declaration - North American Hardboard. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2020a). Environmental Product Declaration - Laminated Veneer Lumber. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2020b). Environmental Product Declaration - North American Glued Laminated Timber. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2020c). Environmental Product Declaration - Oriented Strand Lumber. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2020d). Environmental Product Declaration - Softwood lumber. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>
- UL Environment. (2020e). Environmental Product Declaration - Softwood plywood. Repéré à <https://www.transparencycatalog.com/company/american-wood-council>

- Université du Québec à Chicoutimi. (2019). BOIS-101 - Le matériau bois et la carboneutralité des bâtiments Module 2 [Notes de cours]. Chicoutimi. Repéré à <https://cours.edulib.org/dashboard>
- Van Ooteghem, K., & Xu, L. (2012). The life-cycle assessment of a single-storey retail building in Canada. *Building and Environment*, 49, 212-226. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.09.028>
- Waring, R. H., & Schlesinger, W. H. (1985). *Forest Ecosystems: Concepts and Management*. Orlando, Florida : Academic Press.
- Werner, F., & Richter, K. (2007). Wooden building products in comparative LCA: A literature review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 470-479. <https://doi.org/10.1065/lca2007.04.317>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218-1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- World Meteorological Organization. (2019). *The Global Climate in 2015-2019*. Geneva, Switzerland : World Meteorological Organization (WMO). Repéré à [https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice\\_display&id=21522#.YWeFHRrMJPY](https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21522#.YWeFHRrMJPY)
- World Steel Association. (2020). *Steel's contribution to a low carbon future and climate resilient societies*. Repéré à [https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:7ec64bc1-c51c-439b-84b8-94496686b8c6/Position\\_paper\\_climate\\_2020\\_vfinal.pdf](https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:7ec64bc1-c51c-439b-84b8-94496686b8c6/Position_paper_climate_2020_vfinal.pdf)
- Xu, Z., Smyth, C. E., Lemprière, T. C., Rampley, G. J., & Kurz, W. A. (2018). Climate change mitigation strategies in the forest sector: biophysical impacts and economic implications in British Columbia, Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 23(2), 257-290. <https://doi.org/10.1007/s11027-016-9735-7>
- Yang, K.-H., Seo, E.-A., & Tae, S.-H. (2014). Carbonation and CO<sub>2</sub> uptake of concrete. *Environmental Impact Assessment Review*, 46, 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.004>

- Yellishetty, M., Mudd, G. M., Ranjith, P. G., & Tharumarajah, A. (2011). Environmental life-cycle comparisons of steel production and recycling: sustainability issues, problems and prospects. *Environmental Science & Policy*, 14(6), 650-663.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.04.008>
- Yun, H., Clift, R., & Bi, X. (2020). Environmental and economic assessment of torrefied wood pellets from British Columbia. *Energy Conversion and Management*, 208, 112513.  
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112513>



