

ETUDE N° 2013-02

ÉTAT DE L'ART SUR LE STOCKAGE/DESTOCKAGE DU CARBONE PAR LA BIOMASSE AU SEIN DES ACV

RAPPORT FINAL

Mars 2014

Responsables scientifiques :

- Annie Levasseur

CIRAIG, École Polytechnique den Montréal,
C.P. 6079, succ. Centre-ville, Montréal,
(Québec), H3C 3A7, Canada



CIRAIG^{MC}

Centre interuniversitaire de recherche sur le
cycle de vie des produits, procédés et services

- Miguel Brandão

2.0 LCA Consultants, Skibbrogade 5, 1., 9000 Aalborg, Denmark



« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document ne traduisent pas nécessairement l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction.....	9
2	Revue des différents concepts liés au cycle du carbone et aux écosystèmes.....	10
2.1	Cycle du carbone	10
2.1.1	Échanges entre l'atmosphère et la biosphère	10
2.1.2	Échanges entre l'atmosphère et les océans	10
2.1.3	Autres échanges entre les réservoirs.....	11
2.1.4	Impacts des activités humaines sur le cycle du carbone	11
2.2	Impacts des gaz à effet de serre sur le changement climatique	12
2.2.1	Forçage radiatif	13
2.2.2	Potentiel de réchauffement global	13
2.2.3	Indicateurs situés en aval de la chaîne de cause à effet.....	14
2.2.4	<i>Global Temperature change Potential</i>	15
2.2.5	Indicateur instantané vs indicateur cumulatif	16
2.3	Niveaux de comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre.....	16
2.4	Problématiques liées à la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre de la biomasse.....	17
2.4.1	Distinction entre carbone biogénique et carbone fossile	17
2.4.2	Principe de neutralité du carbone biogénique	18
2.4.3	Erreurs de comptabilisation.....	19
2.4.4	Considération des aspects temporels.....	20
2.5	Échelles spatiales pour la détermination des bilans de carbone forestier	25
3	Revue bibliographique des méthodes existantes et en développement	26
3.1	Présentation de l'exemple d'application.....	26
3.2	Lignes directrices pour la réalisation d'analyses du cycle de vie	28
3.2.1	ILCD Handbook.....	28
3.2.2	Product Environmental Footprint (PEF).....	31
3.3	Méthodes de calcul de l'empreinte carbone.....	33
3.3.1	PAS 2050	33
3.3.2	GHG Protocol	36
3.3.3	Spécification technique ISO/TS 14067.....	36

3.4	Lignes directrices pour l'affichage environnemental	37
3.4.1	Climate Declaration.....	37
3.4.2	BP X30-323	37
3.5	Autres référentiels	38
3.5.1	Normes ISO 14040/14044.....	38
3.5.2	Normes liées au domaine de la construction	38
3.5.3	Normes et directives liées aux produits biosourcés	39
3.6	Travaux de recherche	40
3.6.1	Approches tonne.année.....	40
3.6.2	ACV dynamique.....	41
3.6.3	Time-adjusted warming potential (TAWP)	45
3.6.4	GWP _{bio}	46
3.7	Discussion sur les différentes approches	48
3.8	Tableau de synthèse des différentes méthodes	51
4	Recommandations.....	55
4.1	Recommandations méthodologiques	55
4.1.1	Considération des flux de carbone biogénique	55
4.1.2	Indicateurs pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique.....	55
4.1.3	Considération des aspects temporels.....	56
4.1.4	Approche utilisée pour la considération des aspects temporels.....	58
4.1.5	Utilisation d'une approche spécifique à chaque GES	58
4.1.6	Considération des aspects temporels des flux de séquestration	59
4.1.7	Choix d'un horizon temporel pour l'analyse.....	61
4.1.8	Synthèse des recommandations.....	61
4.2	Application à des études de cas	62
4.2.1	Étiquetage environnemental d'un produit du bois	62
4.2.2	Traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois	67
4.2.3	Conclusions générales.....	70
4.3	Besoins de recherche identifiés.....	71
4.3.1	Développement d'indicateurs	71
4.3.2	Traitement des préférences temporelles	72
4.3.3	Bilans de carbone forestier	72
5	Conclusion	73

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Schéma représentant le cycle du carbone incluant les différents réservoirs ainsi que les échanges. Les valeurs en noir correspondent aux valeurs préindustrielles (1750), alors que les valeurs en rouge correspondent aux valeurs de 1994. Les stocks sont exprimés en GtC et les flux, en GtC/année (tiré de Denman et al. 2007).	11
Figure 2-2 : Chaîne de cause à effet du changement climatique liée à l'émission de gaz à effet de serre (tiré de Levasseur 2011)	13
Figure 2-3 : Forçage radiatif causé par une émission ponctuelle de 1 kg de CO ₂ et de CH ₄ à l'année 0. Le PRG du CH ₄ est obtenu en calculant le ratio entre l'intégrale de la courbe du CH ₄ sur un horizon de temps choisi et l'intégrale de la courbe de CO ₂ sur le même horizon de temps.	14
Figure 2-4 : Comparaison des courbes de forçage radiatif et d'augmentation de la température suivant une émission d'une unité massique de méthane	15
Figure 2-5 : Représentation schématique de la méthode de comptabilisation du carbone biogénique selon les lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de GES (adapté de Bird et al. 2010).....	18
Figure 2-6 : Résultats d'une étude montrant l'impact de la considération ou non du CO ₂ biogénique selon différentes méthodes de gestion des processus multifonctionnels (tiré de Guinée et al. 2009)	20
Figure 2-7 : Illustration du concept de dette de carbone de la bioénergie forestière (les valeurs utilisées sont hypothétiques).....	21
Figure 2-8 : Comparaison du scénario de bioénergie forestière au scénario de référence fossile pour le cas des résidus forestiers.....	22
Figure 2-9 : Représentation graphique de la méthode de Lashof (figure tirée de Levasseur et al. 2012a)	24
Figure 2-10 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO ₂ -eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode de Lashof pour un horizon de 100 ans.....	24
Figure 3-1 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO ₂ -eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode proposée par le ILCD Handbook.....	29
Figure 3-2 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO ₂ -eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la spécification PAS 2050	34
Figure 3-3 : Représentation graphique de la méthode de Moura-Costa (figure tirée de Levasseur et al. 2012).....	40
Figure 3-4 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO ₂ -eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode de Moura-Costa	41
Figure 3-5 : Représentation de l'ACV dynamique.....	42
Figure 3-6 : Impacts instantané et cumulatif de l'exemple d'application calculés avec l'ACV dynamique en considérant que la séquestration commence lors de la production de l'objet	43

Figure 3-7 : Impacts instantané et cumulatif de l'exemple d'application calculés avec l'ACV dynamique en considérant que la séquestration commence 50 ans avant la production de l'objet	44
Figure 3-8 : Exemples de valeurs de TAWP pour une émission retardée de 10 ans (tiré de Kendall 2012)	45
Figure 3-9 : Illustration des stocks de carbone de la biomasse suite à une émission de CO ₂ biogénique (de a vers b) suivie de la séquestration progressive de la même quantité de CO ₂ par la biomasse en croissance (de b vers c) tel qu'utilisé pour la modélisation des GWP _{bio} par Cherubini et al. 2011	46
Figure 3-10 : Exemples de valeurs de GWP _{bio} pour un horizon temporel de 100 ans pour différentes périodes de rotation et différents temps de stockage (tiré de Guest et al. 2012).....	47
Figure 4-1 : Incohérence temporelle lors de l'utilisation de PRG 100 pour de longs cycles de vies (tirée de Levasseur 2011).....	56
Figure 4-2 : Illustration du calcul de l'erreur induite par le fait de ne pas tenir compte de l'aspect temporel des émissions pour le cas le plus extrême pour du CO ₂ et un horizon temporel de 100 ans	58
Figure 4-3 : Comparaison de l'approche par linéarisation et de l'approche exacte spécifique ou avec assimilation au CO ₂ pour le calcul du crédit accordé au fait de repousser une émission de méthane pour un horizon de 100 ans.....	59
Figure 4-4 : Comparaison de trois approches pour la détermination de la dynamique de séquestration par la biomasse en croissance pour une période de rotation de 70 ans (une courbe provenant d'une étude réalisée par Gaboury et al. (2009) sur les épinettes noires en forêt boréale, une courbe gaussienne et une approximation linéaire).....	60
Figure 4-5 : Illustration des processus considérés pour le cycle de vie de la chaise	63
Figure 4-6 : Résultats obtenus suite aux recommandations pour le cas de la chaise pour des horizons temporels de 0 à 500 ans	65
Figure 4-7 : Illustration des processus considérés pour la comparaison de deux scénarios de traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois	67
Figure 4-8 : Résultats obtenus suite aux recommandations pour le scénario d'enfouissement des palettes de bois pour des horizons temporels de 0 à 500 ans	69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : ACV sans considération du CO ₂ biogénique réalisée pour les trois scénarios de l'exemple d'application.....	28
Tableau 3-2 : Résultats de l'exemple d'application pour le ILCD Handbook.....	31
Tableau 3-3 : Résultats de l'exemple d'application pour le PEF.....	33
Tableau 3-4 : Résultats de l'exemple d'application pour le PAS 2050	36
Tableau 3-5 : Résultats de l'exemple d'application pour l'ACV dynamique en considérant la séquestration ayant lieu avant ou après la production de l'objet	44
Tableau 3-6 : Résultats de l'exemple d'application pour une ACV utilisant les GWP _{bio} pour évaluer l'impact des émissions de CO ₂ biogénique provenant de la combustion de biomasse	48
Tableau 3-7 : Tableau de synthèse des différentes méthodes.....	52
Tableau 4-1 : Erreur induite par le fait de ne pas tenir compte de l'aspect temporel des émissions pour le cas le plus extrême calculée pour les trois horizons de temps du GIEC et les trois principaux GES	57
Tableau 4-2 : Erreur induite par deux types d'approximation de la courbe de séquestration pour le cas particulier de l'afforestation de zones dénudées par des épinettes noires en forêt boréale	61
Tableau 4-3 : Inventaire temporel des émissions de CO ₂ et de CH ₄ pour le cycle de vie de la chaise	64
Tableau 4-4 : Résultats obtenus par l'ACV et suite aux recommandations pour le cas de la chaise pour différents horizons de temps	65
Tableau 4-5 : Inventaire temporel des émissions de CO ₂ et de CH ₄ du scénario d'incinération	68
Tableau 4-6 : Inventaire temporel des émissions de CO ₂ et de CH ₄ du scénario d'enfouissement ..	68
Tableau 4-7 : Résultats obtenus par l'ACV avec et sans considération des flux de CO ₂ biogénique et suite aux recommandations pour le cas des scénarios d'incinération et d'enfouissement des palettes de bois pour différents horizons de temps.....	70

ABBREVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
CH ₄	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
EPD	Déclaration environnementale de produit ou <i>Environmental Product Declaration</i>
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GtC	Gigatonne de carbone (10 ⁹ tonnes ou 10 ¹² kilogrammes)
GTP	<i>Global Temperature change Potential</i>
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
N ₂ O	Oxyde nitreux
PEF	Product Environmental Footprint Guide
PCR	Règles de catégories de produits ou <i>Product Category Rules</i>
PRG	Potentiel de réchauffement global
TAWP	<i>Time-adjusted warming potential</i>
W.m ⁻²	Watt par mètre carré, unité de mesure du forçage radiatif

1 Introduction

Les produits et les sources d'énergie issus de la biomasse sont de plus en plus souvent perçus comme des options permettant de réduire l'impact des activités humaines sur le changement climatique. En effet, la biomasse absorbe du carbone de l'atmosphère pendant sa croissance, le stocke ensuite pendant une certaine période de temps, puis le réémet à l'atmosphère par dégradation thermique ou biochimique en fin de vie, contrairement aux ressources fossiles qui émettent à l'atmosphère du carbone stocké de façon quasi-permanente depuis des millions d'années dans les formations géologiques.

Afin de comparer l'impact sur le changement climatique des produits et sources d'énergie issus de la biomasse avec leur alternative fossile, les méthodologies d'analyse du cycle de vie et de calcul de l'empreinte carbone sont de plus en plus utilisées. Par contre, la quantification des émissions et absorptions de carbone par la biomasse peut s'avérer complexe et implique un grand nombre d'hypothèses et de problématiques encore non résolues. Traditionnellement, les émissions de CO₂ d'origine biogénique ne sont pas du tout considérées au nom du principe de neutralité carbone de la biomasse. En effet, toute émission provenant de la combustion ou de la dégradation de biomasse est en principe annulée par l'absorption d'une quantité équivalente de CO₂ lors de la photosynthèse. Cette façon de faire a été fortement critiquée au cours des dernières années et tend à être abandonnée. Or, l'abandon du principe de neutralité de la biomasse implique la quantification des flux de carbone d'origine biogénique absorbés ou émis par la biomasse et les sols, ce qui nécessite des connaissances spécifiques sur des processus complexes liés à l'évolution des stocks de carbone dans les forêts, les différents types de culture et les sols.

La littérature scientifique récente aborde plusieurs des problématiques liées à la quantification des émissions et absorptions de carbone par la biomasse. La quantification des émissions dues au changement d'affectation des terres est une problématique très étudiée depuis que des chercheurs ont démontré leur importance pour les filières de biocarburant de première génération. L'évaluation des bénéfices liés au stockage temporaire de carbone par la biomasse fait aussi l'objet de plusieurs publications et entraîne inévitablement des discussions sur les préférences temporelles et sur l'évolution du réchauffement climatique dans le temps, incluant l'atteinte potentielle de points de basculement (*tipping point*) au-delà desquels des impacts irréversibles peuvent avoir lieu.

Des méthodes de comptabilisation ont été développées afin de guider les praticiens désirant effectuer des analyses du cycle de vie ou des calculs de l'empreinte carbone sur des produits ou des sources d'énergie issus de la biomasse. Or, ces méthodes de comptabilisation peuvent diverger quant à la façon de traiter les différentes problématiques associées à la biomasse et aucun consensus n'a aujourd'hui émergé. De plus, les méthodes employées peuvent différer selon les objectifs de l'étude. En effet, la modélisation des scénarios, incluant les flux de carbone biogénique, variera entre une étude de type attributionnelle, qui serait par exemple réalisée pour une déclaration environnementale de produit et une étude de type conséquentielle, qui viserait à orienter une politique gouvernementale.

Les résultats obtenus à l'aide de ces méthodes de comptabilisation visant à comparer certaines filières liées à la biomasse à leur alternative fossile servent couramment à la prise de décision tant sur le plan des choix de consommation que pour guider l'industrie dans l'adoption de meilleures pratiques environnementales ou pour orienter les grandes politiques énergétiques. La réglementation entourant le développement des filières de bioénergie en est un bon exemple. Étant donné l'envergure de ces décisions, il est important que la méthode de comptabilisation employée soit la plus cohérente et rigoureuse possible. Ce rapport vise à présenter les différentes

problématiques liées à la comptabilisation des émissions et absorptions de carbone par la biomasse et à analyser comment les différentes méthodes de comptabilisation traitent ces différentes problématiques en vue de poser des recommandations et d'identifier les besoins de recherche.

2 Revue des différents concepts liés au cycle du carbone et aux écosystèmes

Afin de bien comprendre les différentes méthodes de comptabilisation du stockage et déstockage de carbone par la biomasse, il est essentiel de connaître certains concepts clés liés au cycle du carbone, au calcul des impacts des gaz à effet de serre sur le changement climatique, ainsi qu'aux différentes problématiques spécifiques à la biomasse. Ce chapitre vise à faire la revue de ces concepts clés.

2.1 Cycle du carbone

La Terre est composée de quatre réservoirs naturels de carbone soit l'atmosphère, les océans, la biosphère et la lithosphère. Différents processus naturels entraînent des échanges de carbone sous plusieurs formes entre ces réservoirs donnant naissance au cycle naturel du carbone. Ces processus sont associés à des flux plus ou moins importants de carbone qui ont lieu sur des échelles de temps plus ou moins grandes selon les cas. Le cycle du carbone est un système fermé; ainsi, le bilan massique des échanges entre les différents réservoirs et des variations des stocks est nul. La Figure 2-1 illustre les différents réservoirs et échanges constituant le cycle naturel du carbone (valeurs en noir). Les descriptions suivantes sont basées sur le chapitre sept du quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Denman et al. 2007).

2.1.1 Échanges entre l'atmosphère et la biosphère

Le carbone de l'atmosphère est converti en biomasse végétale par la photosynthèse, alors que la biosphère émet du carbone vers l'atmosphère par la respiration et la dégradation de matière organique morte. Les feux de végétation entraînent aussi un échange de carbone de la biomasse vers l'atmosphère. **Les flux annuels entre l'atmosphère et la biosphère sont les plus importants de tout le cycle du carbone et les processus impliqués ont lieu sur de courtes échelles de temps, soit de quelques jours à quelques dizaines d'années.**

2.1.2 Échanges entre l'atmosphère et les océans

Du carbone de l'atmosphère est solubilisé par les couches supérieures des océans sous forme de carbone inorganique (ions carbonate et bicarbonate). Le temps de résidence du carbone inorganique dissout y est d'une dizaine d'années. Il peut descendre vers des couches inférieures lorsque l'eau devient plus froide et plus dense (dans les zones de haute latitude) suivant les courants de circulation thermohaline, phénomène appelé « pompe de solubilité », puis remonter vers la surface lorsque les eaux deviennent plus chaudes. Le phytoplancton peut utiliser une partie de ce carbone et le convertir en biomasse par photosynthèse. Les particules de biomasse morte peuvent ensuite tomber vers le fond des océans (« pompe biologique ») ou rester en solution sous forme de carbone organique dissout. La majeure partie de ce carbone est métabolisé par les bactéries, puis réémis vers la surface par la respiration. Une très faible partie du carbone entrant dans les océans est stocké dans les sédiments, le reste étant réémis vers l'atmosphère. **L'échelle de temps des processus touchant les couches intermédiaires des océans se situe entre quelques**

dizaines d'années et quelques siècles, alors que plusieurs millénaires sont nécessaires pour que le carbone n'atteigne les couches profondes. La « pompe de solubilité » et la « pompe biologique » sont les deux phénomènes permettant une accumulation de carbone au fond des océans. Elles sont affectées par la force de la circulation thermohaline, les températures de surface, la salinité et le couvert de glace des océans, l'approvisionnement en nutriments et la composition du phytoplancton.

2.1.3 Autres échanges entre les réservoirs

Les échanges entre l'atmosphère et la biosphère et entre l'atmosphère et les océans sont de loin les plus importants du cycle du carbone. Par contre, d'autres processus entraînent des échanges entre les différents réservoirs à plus petite échelle. Bien que plus faibles, ces échanges sont très importants à l'échelle géologique. D'abord, des particules de carbone dissous ou en suspension quittent la lithosphère pour atteindre les océans par ruissellement vers les différents cours d'eau. Une partie de la matière organique en décomposition dans la biosphère se transforme en carbone inerte et s'accumule dans la lithosphère formant des puits de combustibles fossiles. Ce phénomène implique des échelles de temps de l'ordre des milliers, voire des millions d'années. Du carbone peut être transféré de l'atmosphère et de la lithosphère vers les océans par érosion et accumulation de sédiments. Finalement, l'activité volcanique entraîne un échange de carbone entre la lithosphère et l'atmosphère.

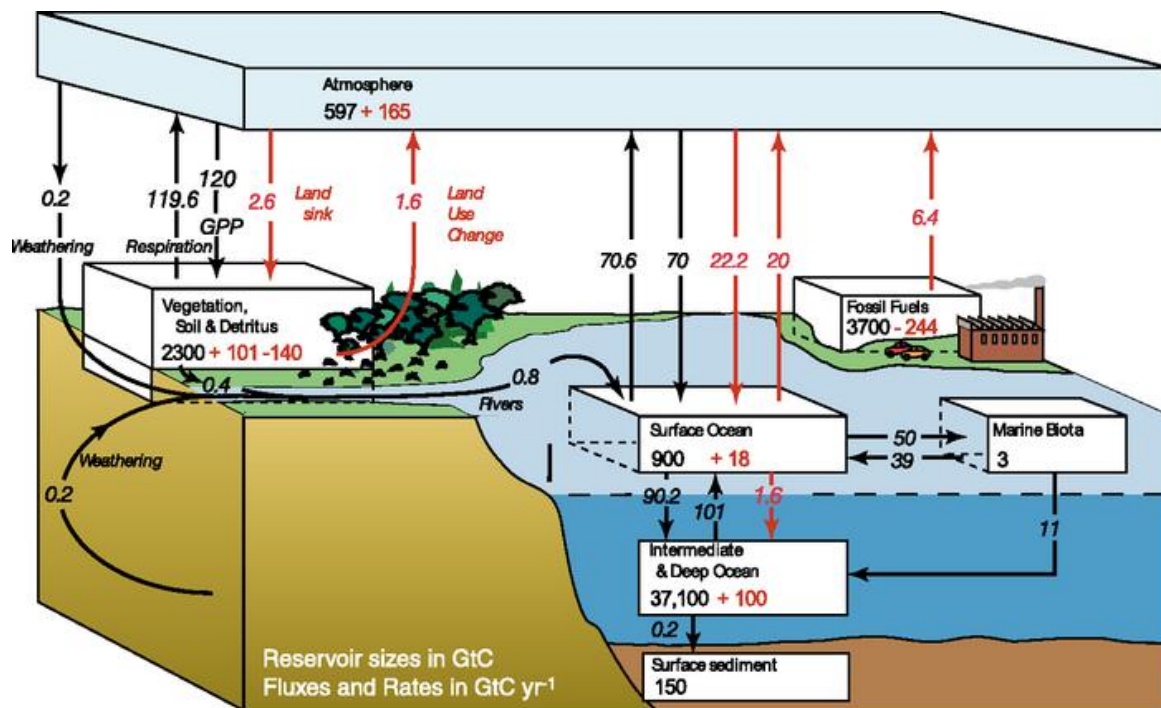


Figure 2-1: Schéma représentant le cycle du carbone incluant les différents réservoirs ainsi que les échanges. Les valeurs en noir correspondent aux valeurs préindustrielles (1750), alors que les valeurs en rouge correspondent aux valeurs de 1994. Les stocks sont exprimés en GtC et les flux, en GtC/année (tiré de Denman et al. 2007).

2.1.4 Impacts des activités humaines sur le cycle du carbone

Les activités humaines depuis l'ère industrielle ont des répercussions sur le cycle naturel du carbone en modifiant les échanges entre les différents réservoirs. **Les deux perturbations**

majeures sont 1) la combustion de ressources fossiles et la décomposition thermique du calcaire qui libèrent du carbone stocké dans la lithosphère depuis des millions d'années vers l'atmosphère et 2) la déforestation et le développement de l'agriculture qui perturbent l'équilibre des échanges de carbone entre l'atmosphère et la biosphère (Denman et al. 2007). Les valeurs en rouge des stocks de carbone de chaque réservoir à la Figure 2-1 montrent l'impact de ces perturbations depuis 1750.

À cause des émissions d'origine anthropogénique, l'augmentation de la quantité de carbone envoyé vers l'atmosphère depuis les débuts de l'ère industrielle a entraîné une augmentation des quantités de carbone transférées vers les océans. En effet, un plus grand gradient de concentration entre l'atmosphère et les couches supérieures des océans entraîne une augmentation de la quantité de carbone solubilisé dans l'eau. Ce carbone peut ensuite être transféré vers des couches plus profondes par les mécanismes de « pompe de solubilité » et de « pompe biologique ». Par contre, étant donné l'importance des échelles de temps associées à ces phénomènes, le résultat net est une augmentation de la concentration atmosphérique en CO₂. En effet, tel que décrit par le modèle *Bern Carbon Cycle* présenté à la section 2.2.2, **50% du carbone émis à l'atmosphère est absorbé par les océans sur une période de 30 ans, un 30% supplémentaire est absorbé dans les siècles suivants, alors que le dernier 20% pourra être absorbé sur une échelle de plusieurs milliers, voire de millions d'années** (Joos et al. 2001; Archer 2005).

Différentes initiatives d'atténuation du changement climatique mises en place par les activités humaines ont aussi un impact sur les échanges de carbone entre les réservoirs. Parmi celles-ci, il est possible par exemple de réduire les émissions de carbone fossile en améliorant l'efficacité des processus utilisant les combustibles fossiles. La biomasse peut aussi être utilisée de différentes façons par les humains comme facteur d'atténuation du changement climatique : en conservant les stocks de carbone de la biosphère par la prévention de la déforestation, en augmentant la quantité de carbone stocké dans l'anthroposphère dans des matériaux issus de la biomasse, en substituant des produits issus des ressources fossiles par des produits issus de la biomasse ou en substituant des sources d'énergie fossile par des sources de bioénergie. Il est important de noter que ces quatre types d'initiative sont interconnectés et intimement liés à la gestion de la ressource forestière et qu'un processus de quantification des émissions de GES doit être utilisé afin de s'assurer du potentiel d'atténuation du changement climatique des stratégies utilisées.

2.2 Impacts des gaz à effet de serre sur le changement climatique

Le carbone peut être émis à l'atmosphère sous différentes formes comme par exemple le CO, le CO₂ et le CH₄. Ces gaz, tout comme d'autres substances émises par les activités humaines telles que le N₂O et les halocarbones, sont des gaz à effet de serre (GES). L'augmentation de leur concentration dans l'atmosphère entraîne donc une augmentation de la température moyenne de l'atmosphère et des océans, phénomène appelé réchauffement climatique. Cette augmentation de température entraîne ensuite des impacts de niveau supérieur ayant des répercussions sur la santé humaine et les écosystèmes. La chaîne de cause à effet, présentée à la Figure 2-2, résume le mécanisme environnemental lié à la problématique du changement climatique causé par les émissions de GES. Les GES ayant des durées de vie assez élevées, ils se mélangent uniformément dans l'atmosphère et leur impact sur le changement climatique est indépendant du lieu d'émission, ce qui en fait une problématique d'échelle globale. De plus, la problématique étant fortement liée à l'utilisation de combustibles fossiles et donc à de très nombreuses activités humaines partout dans le monde, des initiatives à l'échelle internationale ont été entreprises afin

de réduire les émissions de GES. Pour ce faire, des indicateurs ont été développés afin de mesurer leur impact sur le climat.

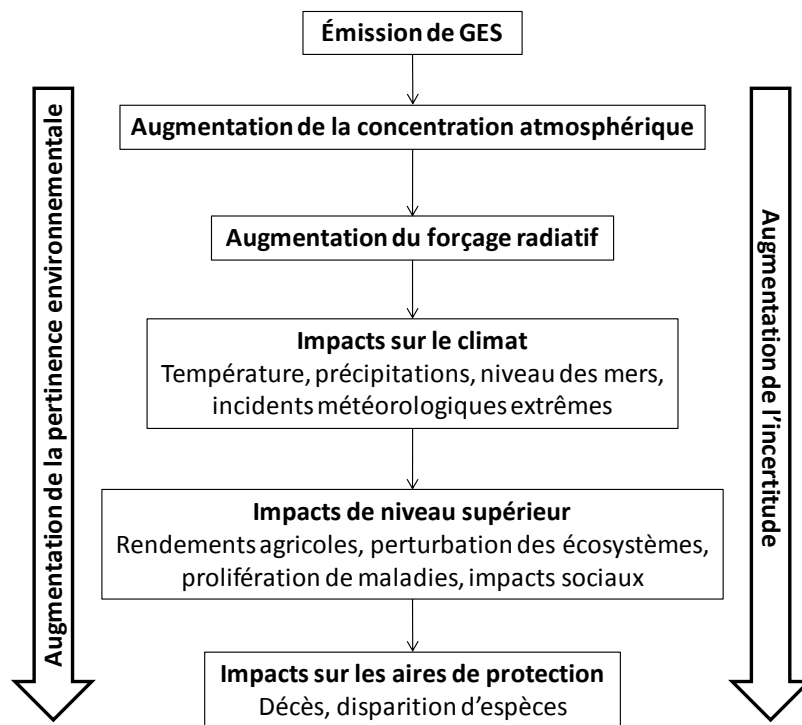


Figure 2-2 : Chaîne de cause à effet du changement climatique liée à l'émission de gaz à effet de serre (tiré de Levasseur 2011)

2.2.1 Forçage radiatif

Les GES ont la propriété, pour certaines longueurs d'onde données, d'absorber le rayonnement infrarouge émis par la surface de la Terre et par les nuages, puis de réémettre cette énergie à un niveau où la température est plus faible que la température de surface, résultant en la rétention d'une partie de l'énergie absorbée et donc en une tendance au réchauffement de la surface de la Terre (IPCC 1995). Une augmentation de la concentration atmosphérique en GES entraîne donc une perturbation du bilan radiatif de la Terre. **La mesure de toute perturbation du bilan radiatif de la Terre (en $W.m^{-2}$) se nomme forçage radiatif** (IPCC 1995). Un forçage radiatif positif a tendance à réchauffer la surface du globe alors qu'un forçage radiatif négatif a tendance à la refroidir.

2.2.2 Potentiel de réchauffement global

Le **Potentiel de réchauffement global (PRG)**, ou *Global Warming Potential (GWP)* en anglais, est l'indicateur le plus utilisé afin de comparer l'impact des différents GES sur le réchauffement

climatique. Tel que montré à l'Equation 1, le PRG est obtenu en divisant le forçage radiatif cumulé causé par un certain gaz sur un horizon de temps défini, par le forçage radiatif cumulé du CO_2 , le gaz de référence, pour le même horizon de temps. La variable a [$W.m^{-2}.kg^{-1}$] représente le forçage radiatif instantané causé par la présence d'une unité de masse de gaz dans l'atmosphère, $C(t)$ [$kg.kg^{-1}$] est

$$PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt}$$

Équation 1, le PRG [$kg CO_2\text{-eq}.kg^{-1}$] est obtenu en divisant le forçage radiatif cumulé causé par un certain gaz sur un horizon de temps défini, par le forçage radiatif cumulé du CO_2 , le gaz de référence, pour le même horizon de temps. La variable a [$W.m^{-2}.kg^{-1}$] représente le forçage radiatif instantané causé par la présence d'une unité de masse de gaz dans l'atmosphère, $C(t)$ [$kg.kg^{-1}$] est

l'expression de la charge massique résiduelle du gaz dans l'atmosphère suivant une émission ponctuelle, i représente le GES évalué et TH , l'horizon de temps (Forster et al. 2007).

$$PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt} \quad \text{Équation 1}$$

À l'exception du CO_2 , la charge massique des gaz suivant une émission ponctuelle est donnée par une équation de dégradation avec cinétique de premier ordre (voir $C_i(t) = e^{-t/\tau}$ Équation 2). Le cas du CO_2 est différent puisque celui-ci ne se dégrade pas, mais est plutôt absorbé par les puits de carbone. Tel que mentionné à la section 2.1.4, l'équation permettant de modéliser le devenir du CO_2 atmosphérique suite à une émission est développée à partir du modèle *Bern Carbon Cycle* (voir $C_{CO_2}(t) = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \times e^{-t/\tau_i}$ Équation 3) (Joos et al. 2001).

$$C_i(t) = e^{-t/\tau} \quad \text{Équation 2}$$

$$C_{CO_2}(t) = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \times e^{-t/\tau_i} \quad \text{Équation 3}$$

Le GIEC publie dans ses rapports d'évaluation les valeurs mises à jour de a et des paramètres τ nécessaires au calcul de $C(t)$, ainsi que les valeurs de PRG calculés pour trois horizon de temps, soit 20, 100 et 500 ans. Le quatrième rapport d'évaluation a été publié en 2007 (voir tableau 2.14 dans Forster et al. 2007). Une version préliminaire du cinquième rapport du GIEC est maintenant disponible. La Figure 2-3 illustre graphiquement le calcul du PRG du méthane pour ces trois horizons temporels.

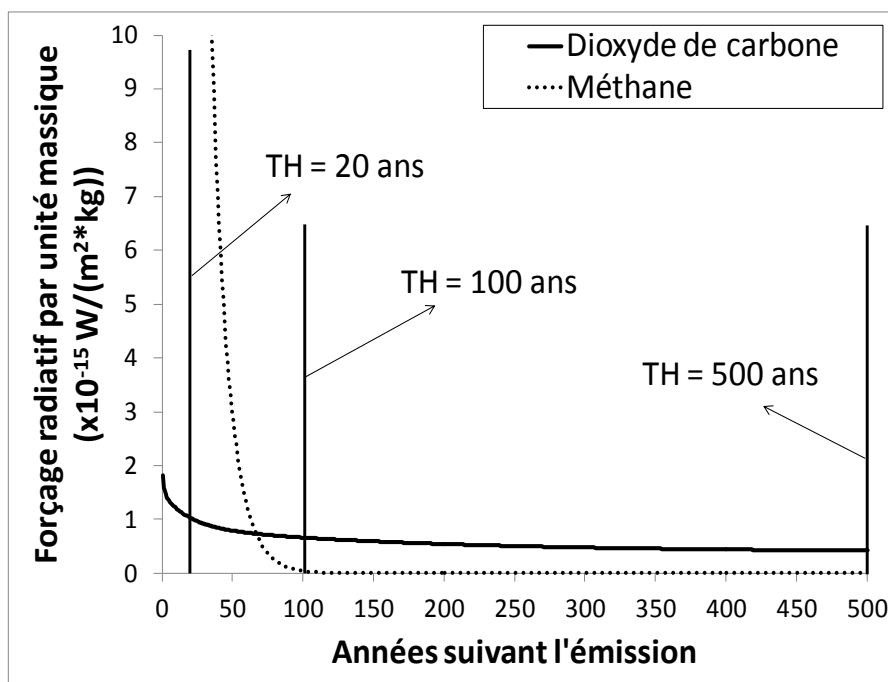


Figure 2-3 : Forçage radiatif causé par une émission ponctuelle de 1 kg de CO₂ et de CH₄ à l'année 0. Le PRG du CH₄ est obtenu en calculant le ratio entre l'intégrale de la courbe du CH₄ sur un horizon de temps choisi et l'intégrale de la courbe de CO₂ sur le même horizon de temps.

2.2.3 Indicateurs situés en aval de la chaîne de cause à effet

Suite à son adoption par le protocole de Kyoto, il existe un fort consensus quant à l'utilisation du PRG comme indicateur de changement climatique. L'avantage de choisir un indicateur le plus en amont possible de la chaîne de cause à effet est de réduire l'incertitude qui y est associée puisque le nombre de mécanismes à modéliser est limité. Plus on avance dans la chaîne, plus les mécanismes à modéliser sont nombreux et plus l'incertitude sur les indicateurs augmente. Certaines méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie telles que ReCiPe (Goedkoop et al. 2009) et IMPACT World+ (2013) proposent des indicateurs de niveau *endpoint* exprimés en année de vie perdue ou en fraction d'espèces disparues. Ces indicateurs ne sont jamais utilisés dans les méthodes de comptabilisation présentées dans les sections suivantes et ne seront donc pas considérés dans ce rapport.

Certaines critiques ont été émises au cours des dernières années concernant l'utilisation unique du PRG comme indicateur de changement climatique. Par exemple, certaines émissions peuvent être équivalentes une fois multipliées par leurs valeurs de PRG respectives, mais ne pas être équivalentes en termes de réponse sur le climat (Fuglestvedt et al. 2000). En effet, la courbe d'évolution du changement de température suivant une émission n'est pas la même que la courbe d'évolution du forçage radiatif (voir Figure 2-4). Un nouvel indicateur permettant de représenter l'évolution de l'augmentation de la température suivant une émission de GES, le GTP (*Global Temperature change Potential*) a été développé récemment (Shine et al. 2005).

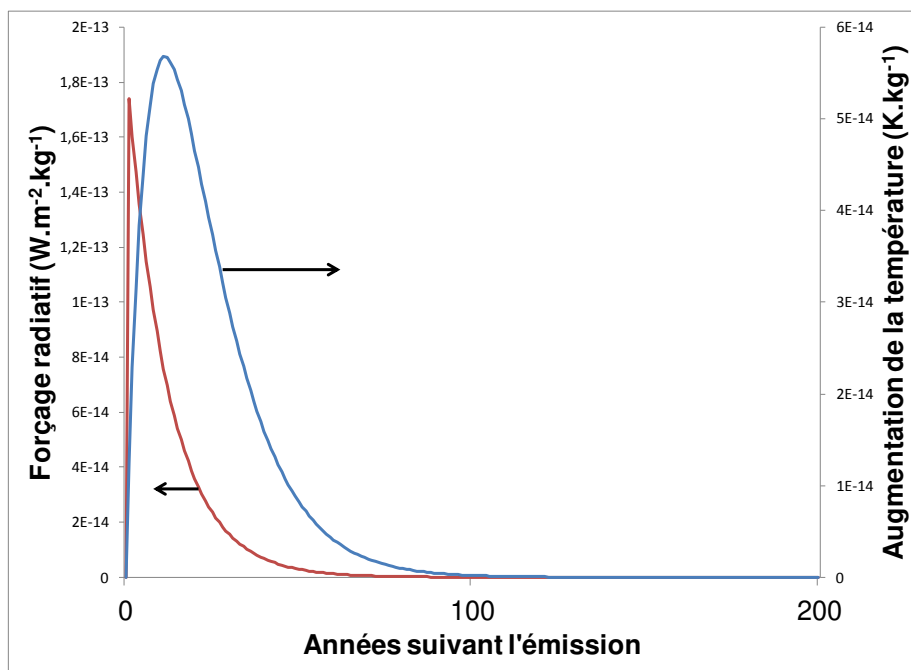


Figure 2-4 : Comparaison des courbes de forçage radiatif et d'augmentation de la température suivant une émission d'une unité massique de méthane

2.2.4 *Global Temperature change Potential*

Le *Global Temperature change Potential* (GTP) est un indicateur comparant le changement de température ayant lieu un certain nombre d'années suivant une émission ponctuelle du GES concerné au changement de température causé par une émission de la même quantité de CO₂. Les paramètres (valeurs de a et τ dans les équations 1 à 3) et le modèle climatique (*Bern Carbon Cycle*) utilisés pour ce calcul sont les mêmes que ceux utilisés pour le calcul des PRG (Shine et al. 2005). Par contre, deux nouveaux types de paramètres doivent être introduits, soit la capacité thermique et le temps de réponse du système climatique, ce qui augmente le degré d'incertitude de l'indicateur (IPCC 2009). La courbe du GTP pour le méthane est présentée à la Figure 2-4. Le GTP est présenté brièvement dans le quatrième rapport du GIEC (Forster et al. 2007). Il fait partie des indicateurs discutés dans un atelier d'experts du GIEC sur les indicateurs du réchauffement climatique (IPCC 2009) et est discuté en profondeur dans la version préliminaire du tout dernier rapport du GIEC.

Tout comme le PRG, le GTP peut être calculé pour différents horizons de temps. **Par contre, à l'inverse du PRG qui est un indicateur cumulatif, le GTP est un indicateur instantané. Autrement dit, le GTP 100 représente le ratio entre l'augmentation de température ressentie 100 ans suivant une émission de GES et l'augmentation de température ressentie 100 ans suivant une émission équivalente de CO₂.** C'est ce qu'on appelle un indicateur sans mémoire puisque ce qui se passe avant l'horizon de temps choisi n'influence aucunement la valeur calculée, contrairement à un indicateur cumulatif. **Le GTP est un indicateur plus approprié si l'objectif visé est de ne pas dépasser un certain seuil d'augmentation de température à un moment donné (Shine et al. 2007). Par contre, il ne permet pas de considérer l'effet cumulatif du réchauffement.** Par exemple, un GES à courte durée de vie pourrait avoir un GTP nul si l'horizon de temps choisi est supérieur à sa durée de vie, indiquant qu'il n'a pas d'impact comparativement au CO₂.

2.2.5 *Indicateur instantané vs indicateur cumulatif*

L'utilisation d'un indicateur instantané (comme le GTP) augmente l'importance relative des GES à courte durée de vie pour de courts horizons de temps, alors qu'elle diminue (voire annule) leur importance relative pour de plus longs horizons de temps (Fuglestvedt 2010; Peters et al. 2011). Les indicateurs cumulatifs et instantanés ne permettent pas de mesurer le même type d'impact. En effet, **certains types d'impacts sont reliés à l'augmentation directe de la température (par exemple, les problèmes causés par les vagues de chaleur), d'autres sont reliés à la vitesse d'augmentation de la température (par exemple, la capacité d'adaptation des écosystèmes), alors que d'autres sont reliés à l'effet cumulatif du réchauffement (par exemple, l'augmentation du niveau de la mer)** (Brandão et al. 2013). Différents indicateurs peuvent donc être utilisés selon le type d'impacts à mesurer (Kirschbaum 2003; Kirschbaum 2006; Tanaka et al. 2010; Jørgensen et al. 2014). Le GTP est un indicateur approprié pour le premier type d'impacts (ceux reliés à une augmentation directe de la température), alors que le GWP est plus approprié pour le troisième type d'impacts (ceux reliés à l'effet cumulatif du réchauffement). Pour les impacts reliés à la vitesse d'augmentation de la température, aucun indicateur n'a encore été proposé. Les conclusions d'une étude peuvent donc changer selon le type d'indicateur choisi. La distinction entre les deux types d'indicateurs existants est aussi discutée dans la version préliminaire du nouveau rapport du GIEC, mais le PRG est pour l'instant le seul indicateur utilisé en pratique par les méthodes de comptabilisation des émissions de GES.

2.3 Niveaux de comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre

Comme les émissions de GES anthropogéniques sont la principale cause des problèmes liés au changement climatique, de nombreuses initiatives de réduction de ces émissions ont été développées pour différents contextes (réglementaire, volontaire, etc.) et différentes échelles (internationale, nationale, corporative, etc.). Pour réduire l'impact de ces émissions, il faut d'abord être en mesure de les quantifier. Pour ce faire, plusieurs méthodes de comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre ont été développées.

La méthode à utiliser pour faire la comptabilisation des émissions de GES dépend du cas d'application. Tout d'abord, le GIEC a publié en 1996, puis en 2006, les lignes directrices pour les inventaires nationaux afin d'assister les États dans l'élaboration de leurs inventaires d'émissions de GES (IPCC 2006). Ces lignes directrices indiquent les méthodes à utiliser pour estimer les émissions selon le type de source et les données disponibles et fournissent des facteurs d'émissions et des paramètres génériques pour tous les secteurs à utiliser en cas de manque de données spécifiques.

Certaines méthodes telles que la norme ISO 14064 et le GHG Protocol proposent des lignes directrices pour l'élaboration d'inventaires d'émissions de GES pour les organisations (ISO 14064 2006; WRI/WBCSD 2004). Ces méthodes encadrent la réalisation de bilans de gaz à effet de serre corporatifs en proposant des façons bien définies d'aborder certaines questions méthodologiques telles que les frontières du système, les outils de quantification à utiliser, etc.

Plus récemment, quelques méthodes ont été publiées afin d'encadrer la réalisation de calculs de l'empreinte carbone de produits selon une approche cycle de vie. La spécification britannique PAS 2050 (BSI 2011), le GHG Protocol (WRI/WBCSD 2011) et la spécification technique ISO/TS 14067 (ISO/TS 14067 2013) proposent à ce titre des indications méthodologiques afin de réaliser des bilans de GES à l'échelle du cycle de vie d'un produit.

La comptabilisation des émissions de GES peut aussi se faire dans un cadre autre que celui des inventaires nationaux, des bilans corporatifs ou des calculs de l'empreinte carbone. En effet, le changement climatique est une des catégories d'impacts normalement considérées dans les analyses du cycle de vie (ACV). Certaines méthodes visant à encadrer les ACV telles que le ILCD Handbook, le PEF de la Commission européenne ou les normes ISO 14040/14044 fournissent aussi des lignes directrices concernant certains aspects de la comptabilisation des émissions de GES (European Commission 2010; European Commission 2012; ISO 14040 2006; ISO 14044 2006). Finalement, certaines méthodes visant des applications particulières de l'ACV ou du calcul de l'empreinte carbone telles que l'ACV des bâtiments ou l'affichage environnemental des produits touchent aussi certains aspects de la comptabilisation des émissions de GES. Une revue exhaustive de ces méthodes et de la façon dont elles traitent les questions liées au stockage et déstockage de carbone par la biomasse est présentée au chapitre 3.

2.4 Problématiques liées à la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre de la biomasse

Avant de procéder à la revue des méthodes de comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, certains concepts et problématiques liés à la biomasse doivent être définis et expliqués.

2.4.1 Distinction entre carbone biogénique et carbone fossile

Le carbone émis par les activités humaines peut être d'origine biogénique ou fossile. **Le carbone biogénique provient de la combustion ou de la dégradation de produits issus de la biomasse, alors que le carbone fossile provient de la combustion ou de la dégradation des combustibles**

fossiles. Que le carbone émis provienne d'une source fossile ou biogénique, l'effet sur le forçage radiatif est exactement le même (Cherubini et al. 2011). L'évaluation de leur impact sur le changement climatique ne devrait donc pas différer.

La différence majeure réside dans la période de temps requise pour que le carbone de l'atmosphère ne soit capté par le réservoir source, soit de quelques mois à quelques décennies pour la biosphère (échelle de temps humaine) ou de plusieurs milliers d'années pour les réservoirs fossiles (échelle de temps géologique) (voir section 2.1). C'est pourquoi le carbone capté par la biomasse en croissance est généralement soustrait des bilans, alors que le carbone provenant des ressources fossiles ne l'est pas.

2.4.2 Principe de neutralité du carbone biogénique

Le principe de neutralité du carbone biogénique est une convention découlant de l'hypothèse suivante : l'impact d'une émission de CO₂ biogénique est annulé par la séquestration relativement rapprochée dans le temps d'une quantité équivalente de CO₂ par la biomasse, contrairement au carbone fossile dont la séquestration a lieu sur une échelle de temps géologique.

Son utilisation répandue découle aussi d'une erreur causée par l'application hors contexte des lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de GES (IPCC 2006). En effet, dans les inventaires nationaux, les émissions de CO₂ biogénique sont comptabilisées dans le secteur « agriculture, foresterie et autres affectations des terres » où la variation des stocks de carbone de la biosphère est estimée. Autrement dit, si une forêt exploitée contient moins de carbone à la fin de la période de comptabilisation qu'au début, une émission de CO₂ correspondant à la perte de carbone est déclarée. Ceci revient à dire que le carbone contenu dans un arbre coupé est immédiatement émis. Si la forêt prend feu, les émissions de CO₂ provoquées sont aussi comptabilisées dans ce secteur. **Les émissions de CO₂ biogénique ne sont donc pas systématiquement considérées sans impact et font bel et bien partie des bilans de carbone.** Par contre, afin d'éviter le double comptage, les émissions de CO₂ biogénique issues de la combustion ou de la dégradation du bois de cet arbre ne sont pas ultérieurement comptabilisées dans le secteur où elles ont lieu. C'est ainsi que les émissions de carbone biogénique ont un impact nul dans les secteurs « énergie » ou « déchets ». En résumé, les émissions de CO₂ biogénique sont considérées annulées par une séquestration équivalente de carbone et si jamais le bilan de carbone biogénique n'est pas nul, les émissions nettes sont comptabilisées dans le secteur « agriculture, foresterie et autres affectations des terres » où la variation des stocks de carbone de la biosphère est estimée (Marland et Schlamadinger 1995). La Figure 2-5 représente schématiquement la méthode de comptabilisation dictée par les lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de GES.

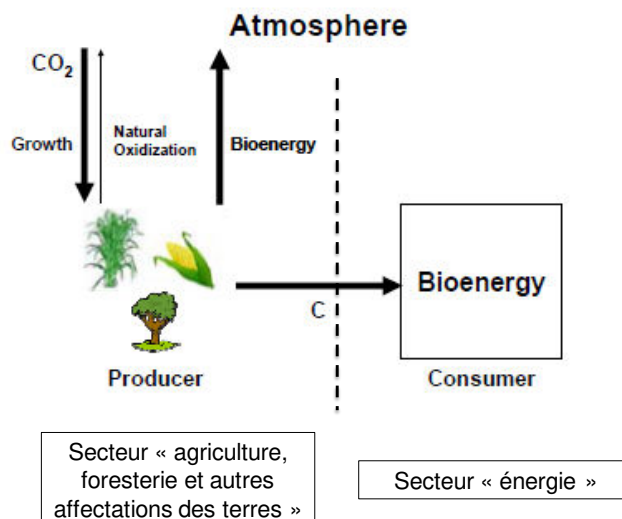


Figure 2-5 : Représentation schématique de la méthode de comptabilisation du carbone biogénique selon les lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de GES (adapté de Bird et al. 2010)

Par extension, le principe de neutralité du carbone biogénique a traditionnellement été appliqué dans les ACV où les méthodes d'impacts utilisent généralement un facteur de caractérisation nul pour les émissions de CO₂ biogénique (Guinée et al. 2002; Hischier et al. 2010). Par contre, si le carbone biogénique est émis sous forme de méthane, il est inclus dans la caractérisation et multiplié par son PRG puisque l'impact du CH₄ et du CO₂ sont différents. Dans la littérature récente, un nombre croissant d'études critiquent l'utilisation de ce principe de neutralité en montrant ses limites et les conséquences sur les résultats et les conclusions qui en découlent. Deux principaux aspects font l'objet de ces critiques : 1) les erreurs de comptabilisation et 2) l'absence de considération pour les aspects temporels.

2.4.3 Erreurs de comptabilisation

À grande échelle, les lignes directrices du GIEC n'induisent pas d'erreur de comptabilisation puisque la considération de la variation des stocks de carbone de la biosphère permet de capturer tous les flux de CO₂ biogénique et d'en faire un bilan. Par contre, tel que discuté par Searchinger et al. (2009), **à l'échelle d'un projet ou d'un produit, le fait de ne pas considérer le CO₂ biogénique peut entraîner une erreur de comptabilisation et un biais dans les résultats** si le secteur « agriculture, foresterie et autres affectations des terres » ne fait pas partie des frontières de l'étude ou si le bilan de carbone biogénique n'est pas nul. Par exemple, l'étude de Börjesson et Gustavsson (2000) comparant les bilans GES du cycle de vie du bois et du béton comme matériaux de construction a été réalisée sans utiliser le principe de neutralité du carbone biogénique afin de prendre en compte l'impact de tous les flux de carbone échangés entre la biomasse et l'atmosphère. D'autres chercheurs ont aussi critiqué le principe de neutralité du carbone biogénique et recommandé que tous les flux de carbone soient considérés dans les bilans quelle que soit leur origine (Möllersten et Grönkvist 2007; Rabl et al. 2007; Johnson 2009).

Searchinger et al. (2009) citent un exemple type d'application où l'utilisation de ce principe peut entraîner un biais dans les résultats soit les émissions dues au changement d'affectation des terres. En effet, certaines politiques énergétiques telles que la directive de la Commission européenne sur le système d'échange de quotas d'émissions de gaz à effet de serre (2003) et le *American Clean Energy and Security Act* (2009) règlementent les émissions du secteur de l'énergie sans toutefois tenir compte des émissions dues au changement d'affectation des terres liées à la

bioénergie. Depuis la parution des travaux de Fargione et al. (2008) et Searchinger et al. (2008) portant sur l'évaluation des émissions dues au changement d'affectation des terres, un nombre grandissant d'études ont été réalisées afin de démontrer l'importance de ces émissions et de plus en plus de politiques portant sur la bioénergie en tiennent compte (par exemple Commission européenne 2009; Börjesson et Tufvesson 2010; Plevin et al. 2010; US EPA 2010; Wouter et al. 2010; Havlik et al. 2011; Haberl et al. 2012). Des experts liés au groupe de travail *IEA Bioenergy Task 38* de l'Agence internationale de l'énergie se sont aussi penché sur la question de la comptabilisation carbone des projets de bioénergie et proposent quelques pistes de solution pour pallier les lacunes découlant du principe de neutralité du carbone biogénique (Bird et al. 2010).

Certains chercheurs ont aussi remis en question l'utilisation du principe de neutralité du carbone biogénique pour le cas spécifique de l'ACV. Par exemple, Guinée et al. (2009) ont démontré que le fait de considérer tous les flux de carbone émis ou séquestrés par la biomasse plutôt que de les considérer comme neutres pouvait entraîner des résultats différents dans le cas de systèmes agricoles contenant des processus multifonctionnels. En effet, comme le carbone n'est généralement pas séquestré par la biomasse au cours du même processus que son émission, l'application de facteurs d'imputation ou l'extension des frontières pour gérer les processus multifonctionnels peut entraîner des résultats différents. La Figure 2-6 montre un exemple de résultat provenant de cette étude.

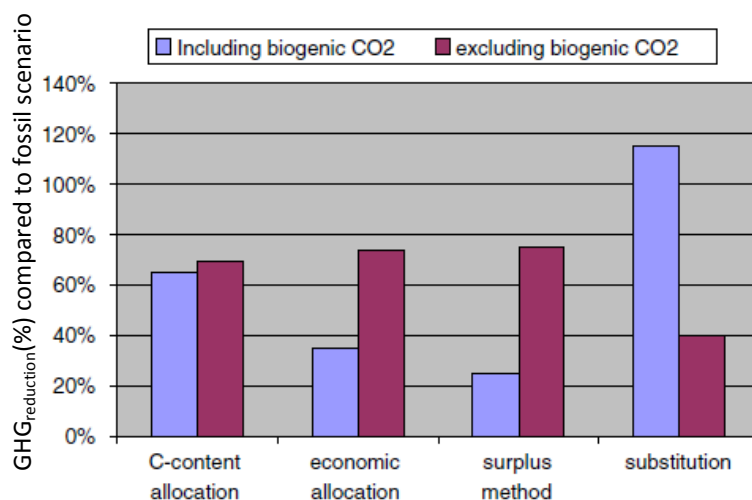


Figure 2-6 : Résultats d'une étude montrant l'impact de la considération ou non du CO₂ biogénique selon différentes méthodes de gestion des processus multifonctionnels (tiré de Guinée et al. 2009)

Christensen et al. (2009) ont quant à eux démontré que l'application du principe de neutralité du carbone biogénique peut entraîner des résultats biaisés lors de la modélisation de processus de gestion des matières résiduelles puisqu'il ne permet pas de tenir compte du stockage quasi-permanent pouvant avoir lieu dans certains cas, comme pour l'enfouissement du bois par exemple. Johnson (2009) critique lui aussi fortement l'utilisation du principe de neutralité du carbone biogénique dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone puisqu'il entraîne souvent une sous-estimation ou une surestimation des impacts. Il donne l'exemple de la biomasse forestière qu'il ne considère pas neutre en carbone puisqu'une forêt exploitée n'emmagasine pas nécessairement la même quantité de carbone qu'une forêt naturelle.

2.4.4 Considération des aspects temporels

En plus des erreurs de comptabilisation qu'elle peut entraîner, l'utilisation en ACV du principe de neutralité du carbone biogénique est aussi critiquée pour son absence de considération pour les aspects temporels des flux de carbone. En effet, **même si le bilan de carbone biogénique est nul (i.e. la quantité de carbone séquestré par la biomasse est égale à la quantité de carbone émis), le délai entre l'émission et la séquestration peut faire en sorte qu'à court terme, l'impact sur le climat n'est pas nul** (Johnson 2009; Marland 2010). Une situation « carboneutre » n'est donc pas nécessairement « climatneutre ». Plusieurs études récentes se sont penchées sur la problématique associée au délai de séquestration du carbone par la biomasse ou, de façon plus générale, à l'impact de la distribution temporelle des flux de carbone. Le rapport spécial du GIEC sur les énergies renouvelables fait aussi mention de la problématique (Chum et al. 2011).

2.4.4.1 Dette de carbone associée à la bioénergie forestière

Le concept de dette de carbone associé à la bioénergie forestière est un exemple illustrant bien cette problématique. **Pour une quantité d'énergie donnée, la combustion de biomasse émet plus de CO₂ que celle du combustible fossile remplacé, c'est ce qu'on appelle la dette de carbone** (Damien 2013). Par exemple, le facteur d'émission générique proposé par le GIEC pour la combustion de gaz naturel dans une installation stationnaire se situe entre 54 300 et 58 300 kg CO₂/TJ alors que celui du bois se situe entre 95 000 et 132 000 kg CO₂/TJ (IPCC 2006). **Du carbone de l'atmosphère est ensuite séquestré par la forêt en croissance, ramenant le bilan vers zéro et remboursant ainsi la dette de carbone.** La période de recouvrement (*payback time*) correspond au temps nécessaire pour que le bilan carbone du scénario de bioénergie forestière soit égal à celui du scénario d'énergie fossile (voir Figure 2-7).

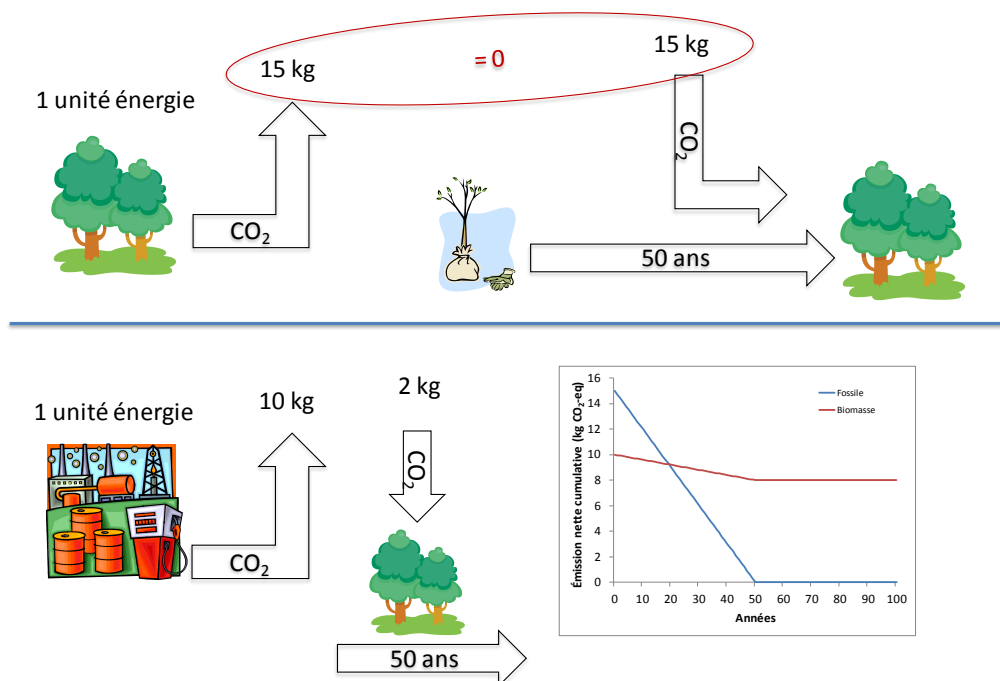


Figure 2-7 : Illustration du concept de dette de carbone de la bioénergie forestière (les valeurs utilisées sont hypothétiques)

Lors du calcul du temps de recouvrement, il est important de tenir compte de tous les éléments du scénario de référence en incluant les émissions liées à la biomasse lorsque celle-ci n'est pas utilisée pour produire de la bioénergie (voir Figure 2-8 pour un exemple de remplacement d'énergie fossile par des résidus forestiers). Par exemple, dans le cas simplifié de la Figure 2-7, la

forêt non utilisée pour produire de la bioénergie dans le scénario fossile continue à séquestrer du carbone. Ce carbone doit être pris en compte en ajoutant une séquestration supplémentaire au scénario fossile. Plusieurs études ont abordé la question de la dette de carbone de la bioénergie forestière et l'ont quantifiée pour certains cas précis (Marland et Schlamadinger 1995; Schlamadinger et Marland 1996; Manomet Center for Conservation Sciences 2010; McKechnie et al. 2010; Zanchi et al. 2011). Certains gouvernements ont aussi étudié la question (Commonwealth of Massachusetts 2011, Bernier et al. 2012).

Le concept de temps de recouvrement de la dette de carbone considère que l'impact est équivalent pour les scénarios d'énergie fossile et de bioénergie forestière aussitôt que les bilans de carbone sont identiques. Autrement dit, une émission de carbone est considérée entièrement compensée par une séquestration équivalente peu importe la période de temps entre les deux événements. C'est le principe de neutralité carbone. Or, cette façon de faire ne tient pas compte du fait que l'émission initiale a un effet cumulatif sur le forçage radiatif, effet qui n'est pas compensé au moment même où une quantité équivalente de carbone est séquestrée, à moins que les deux événements n'aient lieu en même temps.

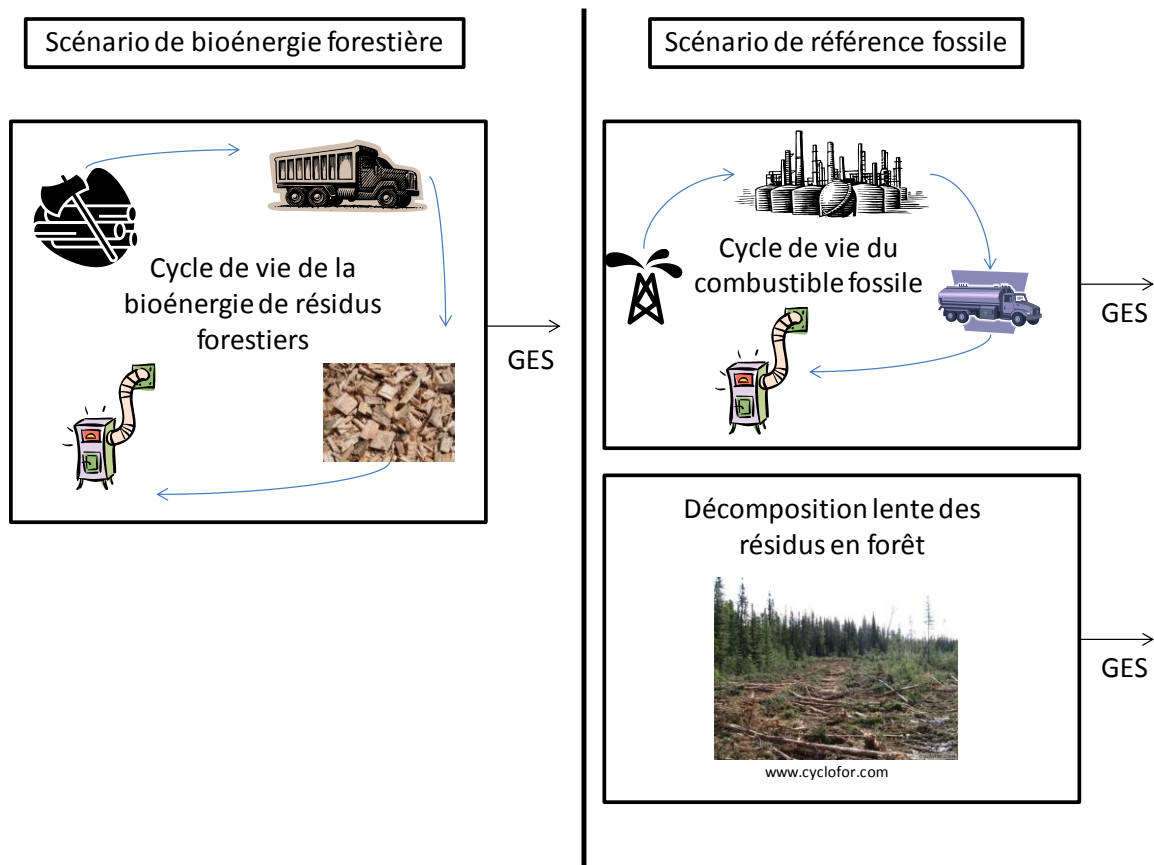


Figure 2-8 : Comparaison du scénario de bioénergie forestière au scénario de référence fossile pour le cas des résidus forestiers

2.4.4.2 Stockage temporaire de carbone dans les produits à longue durée de vie

Le concept de dette de carbone associé à la bioénergie forestière est un cas spécifique des problématiques liées aux aspects temporels des émissions de GES en ACV, mais il n'est pas le seul. D'autres cas ont aussi été étudiés dans la littérature, comme par exemple le stockage temporaire de carbone dans les produits à longue durée de vie au cours de leur phase d'utilisation. En effet, le

stockage de carbone permet en quelque sorte de repousser dans le futur le forçage radiatif causé par la présence de ce carbone dans l'atmosphère. Dans une perspective à court terme, le stockage temporaire de carbone dans un produit permet donc de réduire son impact sur le changement climatique et ainsi, « d'acheter du temps » pendant que les technologies se développent dans le domaine de la réduction des émissions de GES ou de l'adaptation aux changements climatiques (Chomitz 2000; Marland et al. 2001; Noble et Scholes 2001). Le même raisonnement peut être appliqué pour toute émission de GES retardée, qu'elle soit d'origine fossile ou biogénique. Un atelier d'experts a été organisé par le Centre commun de recherche de la Commission européenne afin de discuter de la meilleure façon de tenir compte du stockage temporaire de carbone dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone. Le rapport et l'article issus de cet atelier présentent un résumé des différentes approches possibles et des questions non encore résolues (Brandão et Levasseur 2011; Brandão et al. 2013).

2.4.4.3 Compensation des émissions de gaz à effet de serre

Certains projets de compensation des émissions de gaz à effet de serre impliquent la reforestation ou l'afforestation de zones dénudées. Ces projets permettent, par exemple, qu'une émission ayant lieu aujourd'hui soit compensée en plantant des arbres qui auront, une fois à maturité, séquestré une quantité équivalente de CO₂. Ces projets sont souvent controversés parce qu'ils sont réversibles, puisque le carbone séquestré peut être réémis à l'atmosphère en tout temps (à cause d'un feu ou de l'exploitation forestière, par exemple) et parce que la période de rotation fait en sorte que l'émission à compenser est la cause de réchauffement en attendant que le carbone ne soit entièrement séquestré par les arbres en croissance, comme c'est le cas pour la bioénergie forestière (IPCC 2000; Moura-Costa 2002). Par contre, les projets de compensation des émissions de gaz à effet de serre par la foresterie ont l'avantage de retarder le forçage radiatif causé par la présence du carbone stocké dans les arbres dans l'atmosphère, comme c'est le cas pour le stockage temporaire de carbone dans les produits à longue durée de vie. Tel que discuté par certains auteurs, retarder du forçage radiatif peut être favorable à court terme puisque ça laisse du temps pour le développement de technologies dans le domaine de la réduction des émissions de gaz à effet de serre et de l'adaptation aux changements climatiques (Chomitz 2000; Marland 2001; Noble et Scholes 2001).

2.4.4.4 La méthode de Lashof

La méthode de Lashof, publiée par Fearnside et al. (2000), vise à évaluer l'impact du stockage temporaire de carbone, considéré comme étant équivalent au fait de repousser une émission de CO₂ à la fin de la période de stockage. Comme un grand nombre de méthodes et d'approches présentées au chapitre 3 sont basées sur certains principes utilisés par la méthode de Lashof, celle-ci est présentée dans cette section. Cette méthode utilise la courbe de la charge massique atmosphérique en fonction du temps suivant une émission ponctuelle de CO₂ telle que présentée

$$\text{à l' } C_{CO_2}(t) = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \times e^{-t/\tau_i} \quad \text{Équation 3. L'intégrale de cette}$$

courbe sur un horizon de temps fixé donne la charge massique atmosphérique cumulée en tonne.année. Pour un horizon de 100 ans, cette valeur est de 48 tonne.année (voir Figure 2-9). Pour évaluer les bénéfices liés au fait de stocker du carbone pendant une certaine période de temps, la courbe est repoussée du nombre d'années correspondant au stockage. La portion de la surface sous la courbe qui se retrouve au-delà de l'horizon temporel fixé n'est plus considérée et correspond aux bénéfices liés au fait de repousser cette émission, ou de stocker cette quantité de carbone. Dans l'exemple de la Figure 2-9, le bénéfice associé au fait de stocker une tonne de carbone pendant 48 ans est calculé avec la méthode de Lashof. La surface sous la courbe qui se

retrouve au-delà de la limite de 100 ans est de 19 tonne.année, ce qui correspond à un crédit d'émission de 0,4 tonne (19/48) de CO₂. Autrement dit, pour un horizon temporel de 100 ans, suivant la méthode de Lashof, stocker une tonne de CO₂ pendant 48 ans équivaut à éviter une émission de 0,4 tonne de CO₂.

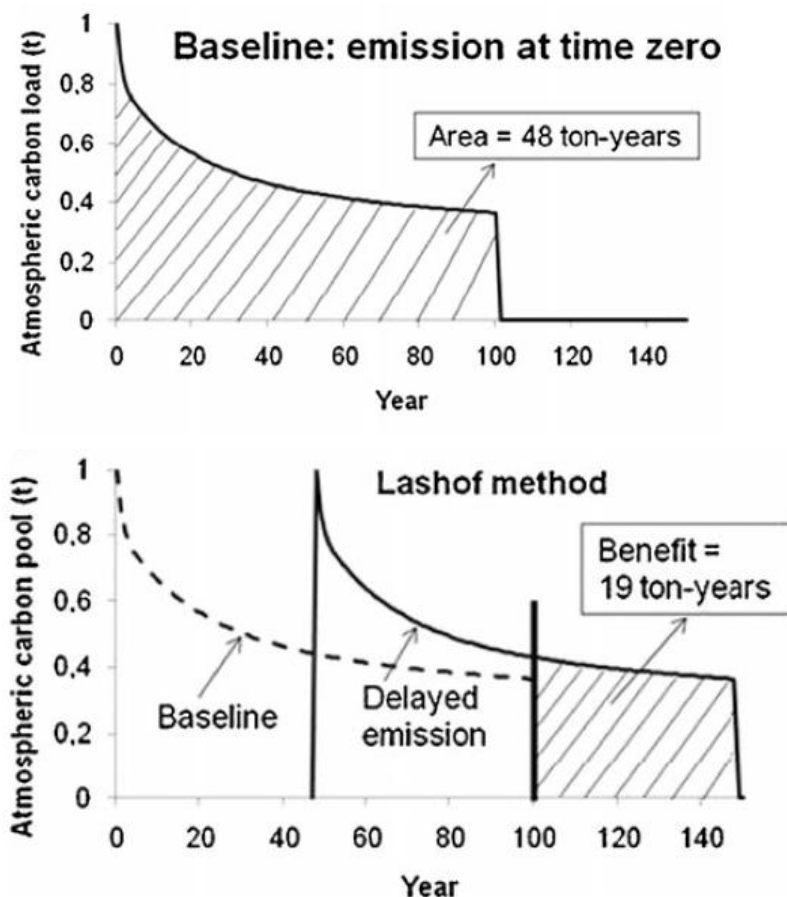


Figure 2-9 : Représentation graphique de la méthode de Lashof (figure tirée de Levasseur et al. 2012a)

Pour un horizon temporel de 100 ans, il est possible de calculer le bénéfice associé au fait de repousser une émission d'un an, de deux ans, de trois ans et ce, jusqu'à 100 ans. La courbe obtenue, présentée à la Figure 2-10, permet donc d'identifier rapidement le crédit d'émission associé au stockage temporaire de carbone. Il est important de noter que cette courbe n'est valide que pour un horizon de 100 ans et que le choix d'un nouvel horizon temporel entraîne le calcul d'une nouvelle courbe.

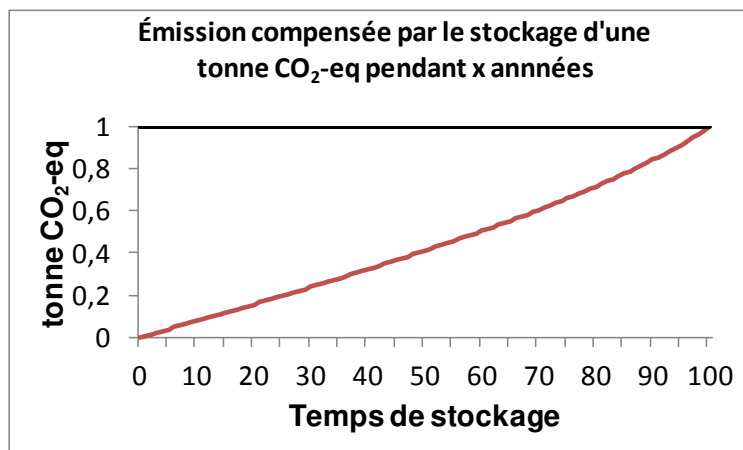


Figure 2-10 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO₂-eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode de Lashof pour un horizon de 100 ans

2.4.4.5 Le choix d'un horizon temporel

La considération des aspects temporels rend inévitable le choix d'un horizon de temps pour la prise de décision. La méthode de Lashof, présentée à la section 2.4.4.4, illustre bien ce propos. En effet, **dans une perspective à long terme, les délais de séquestration du carbone par la biomasse et les bénéfices associés au stockage temporaire de carbone deviennent négligeables. C'est uniquement dans une perspective à court terme que le fait de repousser une émission de quelques années ou de quelques décennies est avantageux ou que l'impact d'une émission de combustion sur le changement climatique devient important s'il n'est pas très rapidement compensé par la séquestration d'une quantité équivalente de carbone.** À très long terme, si le bilan de carbone biogénique est nul, le principe de neutralité est respecté. Or, le choix d'un horizon temporel pour la prise de décision est un sujet plus politique que scientifique (Fearnside 2000).

Toutes les approches visant à donner une valeur au fait de garder hors de l'atmosphère du carbone pendant une période de temps donnée se basent principalement sur le choix d'un horizon temporel au-delà duquel les impacts ne sont pas considérés. Le stockage temporaire permet donc d'éviter une certaine quantité d'impacts sur la période de temps définie par l'horizon temporel, ce qui est interprété comme un bénéfice. Pour un horizon temporel infini, il n'y a aucun bénéfice associé au fait de repousser une émission. La valeur la plus couramment utilisée pour la prise de décision concernant les émissions de GES (par exemple pour le calcul des PRG) est 100 ans, car c'est la valeur adoptée pour l'application du protocole de Kyoto. Par contre, c'est une valeur tout à fait arbitraire et son utilisation répandue a été critiquée par certains auteurs, dont Keith P. Shine, un des auteurs du premier rapport du GIEC (Shine 2009; Levasseur et al. 2012b; Brandão et al. 2013).

Le choix d'un horizon temporel au-delà duquel les impacts ne sont plus considérés est une façon de donner plus de poids aux émissions à court terme par rapport aux émissions à long terme, tout comme le fait un taux d'actualisation dans la prise de décision économique. Certains auteurs affirment donc que le choix d'un horizon de temps fini est une manière cachée d'actualiser les impacts environnementaux (Hellweg et al. 2003). L'utilisation de taux d'actualisation comme tel dans la comptabilisation carbone est encore un sujet controversé (Nordhaus 2007; Stern 2007; O'Hare et al. 2009) et n'est généralement pas fait dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone. Par contre, il est important que les preneurs de décision soient conscients du fait que

l'utilisation d'un horizon temporel arbitraire consiste aussi à donner plus de poids au court terme (Levasseur et al. 2012b). En fait, tout ce qui se passe au-delà de cet horizon de temps est complètement négligé. Or, il ne faut pas oublier que le CO₂ a un temps de résidence très long dans l'atmosphère, de l'ordre de plusieurs milliers d'années (Archer 2005; Jørgensen and Hauschild 2013).

2.5 Échelles spatiales pour la détermination des bilans de carbone forestier

La considération des flux de carbone biogénique et de leurs aspects temporels en ACV ajoute un élément de complexité puisqu'il faut déterminer la dynamique et l'intensité des émissions et séquestrations associées à la croissance de la biomasse. Les frontières du système doivent donc inclure la captation de CO₂ de l'atmosphère par la photosynthèse ainsi que les émissions de CO₂ causées par la respiration et la dégradation de la biomasse en croissance. Pour ce faire, deux échelles spatiales peuvent être utilisées : l'échelle de la parcelle ou l'échelle du paysage.

Si le bilan de carbone forestier est modélisé à l'échelle de la parcelle, le carbone est considéré séquestré de l'atmosphère par la biomasse utilisée dans le système à l'étude ou par la biomasse qui croîtra à nouveau après la récolte de cette même biomasse. La modélisation à l'échelle du paysage considère plutôt qu'une forêt gérée est constituée de plusieurs parcelles de niveaux de maturité différents et que le carbone perdu par la biomasse récoltée sur une parcelle une année donnée est compensé par la séquestration de carbone de l'atmosphère sur les autres parcelles en croissance (NCASI 2013). Les flux de CO₂ échangés entre la forêt exploitée et l'atmosphère sont généralement évalués en utilisant une approche à l'échelle de la parcelle (par exemple Bernier et Paré 2013). Une approche à l'échelle du paysage est parfois utilisée pour évaluer l'impact de différents régimes d'exploitation forestière sur les stocks de carbone forestier (par exemple Kilpeläinen et al. 2011 cité par Cherubini et al. 2013).

3 Revue bibliographique des méthodes existantes et en développement

Au cours des dernières années, plusieurs approches ont été développées afin d'améliorer le traitement du stockage et déstockage de carbone par la biomasse afin de répondre aux problématiques soulevées dans le chapitre précédent. Ces approches ont été développées dans le cadre de lignes directrices pour la réalisation d'analyses du cycle de vie (comme l'ILCD Handbook ou le PEF), de méthodes de calcul de l'empreinte carbone (*carbon footprint*) (comme le GHG Protocol ou la spécification PAS 2050), de lignes directrices pour l'affichage environnemental de produits (comme le BP X30-323) ou de travaux de recherche portant sur la question. Bien qu'il existe un consensus général concernant certains aspects tels que l'élimination du principe de neutralité du carbone biogénique, d'autres problématiques sont toujours en discussion dans la communauté scientifique.

Ce chapitre présente une revue bibliographique de différentes méthodes parmi les catégories citées et présente les approches utilisées pour le traitement du stockage et déstockage de carbone de la biomasse, ainsi qu'une discussion sur les points convergents et divergents.

3.1 Présentation de l'exemple d'application

Afin d'illustrer chacune des méthodes décrites dans ce chapitre, un exemple pédagogique simple d'application sera utilisé. Il est important de noter que cet exemple a pour objectif d'illustrer les principes généraux de chacune des méthodes et non de se positionner en faveur d'un des trois

scénarios à l'étude, auquel cas il serait important de considérer toutes les émissions du cycle de vie. À des fins de simplification, seuls les flux de séquestration de carbone de l'atmosphère et d'émission du contenu en carbone en fin de vie seront considérés. Autrement dit, les émissions de GES associées aux autres étapes du cycle de vie ne seront pas prises en compte (production, utilisation, etc.) Ces étapes n'ont pas été exclues parce qu'elles étaient négligeables, mais plutôt pour simplifier le calcul. Concernant la substitution énergétique des deux scénarios d'incinération, seul le carbone contenu dans la source d'énergie substituée sera considéré. De plus, les résultats de la substitution énergétique (extension des frontières) seront présentés à part des résultats du cycle de vie afin de bien distinguer la contribution de ces deux aspects.¹ Dans cet exemple, trois scénarios seront comparés :

1. **Un objet en bois d'une durée de vie de 60 ans et contenant 10 kg de carbone est enfoui en fin de vie.** Seul 3% du contenu en carbone est considéré émis en fin de vie, dont la moitié sous forme de CO₂ (0,55 kg CO₂) et l'autre moitié sous forme de CH₄ (0,2 kg CH₄), le 97% restant étant stocké dans le site d'enfouissement. Pour simplifier le cas, les émissions de fin de vie sont considérées comme ayant lieu immédiatement après l'enfouissement, soit 60 ans après la production de l'objet. Le carbone est considéré comme séquestré par le bois au cours de sa croissance sur une période de 50 ans (0,2 kg de carbone ou 0,73 kg CO₂ par année).
2. **Un objet en bois d'une durée de vie de 60 ans et contenant 10 kg de carbone est incinéré avec récupération d'énergie en fin de vie.** Tout le contenu en carbone est considéré émis sous forme de CO₂ (36,67 kg CO₂) 60 ans après la production de l'objet. Tout comme pour le premier scénario, le carbone est considéré comme séquestré par le bois sur une période de 50 ans de façon uniforme (0,2 kg de carbone ou 0,73 kg CO₂ par année). L'incinération du bois (50% massique de contenu en carbone et 16,2 MJ/kg de pouvoir calorifique) permet d'éviter la combustion de fioul d'origine fossile (86,5% massique de contenu en carbone et 45 MJ/kg de pouvoir calorifique). L'émission évitée est de 22,8 kg CO₂ en considérant une combustion complète et une efficacité de 100%.
3. **Un objet en plastique d'une durée de vie de 60 ans contient 10 kg de carbone et est incinéré avec récupération d'énergie en fin de vie.** Tout le contenu en carbone est considéré émis sous forme de CO₂ (36,67 kg CO₂) 60 ans après la production de l'objet. Le carbone séquestré de l'atmosphère n'est pas considéré puisque l'objet est d'origine fossile. L'incinération du plastique (85,7% massique de contenu en carbone et 45,8 MJ/kg de pouvoir calorifique) permet d'éviter la combustion de fioul d'origine fossile (86,5% massique de contenu en carbone et 45 MJ/kg de pouvoir calorifique). L'émission évitée est de 37,7 kg CO₂ en considérant une combustion complète et une efficacité de 100%.

Il est de pratique courante en ACV de ne pas considérer le CO₂ d'origine biogénique, c'est-à-dire de ne pas le comptabiliser et/ou de lui attribuer un PRG de 0. Le CH₄ d'origine biogénique se voit attribuer un PRG 100 de 25 kg CO₂-eq/kg et le CO₂ d'origine fossile, un PRG 100 de 1 kg CO₂-eq/kg. L'encadré suivant ainsi que le Tableau 3-1 présentent le détail des calculs et les résultats d'une ACV sans considération du CO₂ biogénique réalisée sur les trois scénarios. Pour le premier scénario, seule l'émission de méthane en fin de vie est considérée. Pour le deuxième scénario, seule l'émission évitée par la substitution énergétique entre dans le calcul en utilisant l'approche

¹ Pour convertir une masse de carbone en masse de CO₂ ou de CH₄, il faut multiplier par le rapport des masses molaires, soit 44/12 pour le CO₂ et 16/12 pour le CH₄.

par extension des frontières, donnant ainsi un résultat négatif. Finalement, le troisième scénario consiste en une émission de CO₂ d'origine fossile à laquelle l'on soustrait l'émission évitée par la substitution énergétique en fin de vie suivant l'approche par extension des frontières.

ACV SANS CONSIDÉRATION DU CARBONE BIOGÉNIQUE	
1) <u>Objet en bois enfoui</u>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px; display: inline-block; margin: 10px auto;">CH₄ FdV</div> $0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 = 5 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$
2) <u>Objet en bois incinéré</u>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px; display: inline-block; margin: 10px auto;">-CO₂ substitution</div> $-22,8 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = -22,8 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$
3) <u>Objet en plastique incinéré</u>	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px; display: inline-block; margin: 10px auto;">CO₂ FdV - CO₂ substitution</div> $36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 37,7 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = -1 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$

Tableau 3-1 : ACV sans considération du CO₂ biogénique réalisée pour les trois scénarios de l'exemple d'application

Scénario	Unités	Cycle de vie	Extension des frontières	Résultat final
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	5	N/A	5
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	0	-22,8	-22,8
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	36,67	-37,7	-1

Le résultat des émissions du cycle de vie du scénario 1 est plus élevé que celui du scénario 2 à cause de l'émission de CH₄ causée par la dégradation en site d'enfouissement et parce que la séquestration semi-permanente du carbone n'y est pas considérée. Pour le scénario 3, le résultat des émissions du cycle de vie est beaucoup plus élevé à cause de l'émission du contenu en carbone de l'objet qui est d'origine fossile. Il est aussi important de noter que la substitution énergétique a un impact significatif sur les résultats pour les scénarios d'incinération. De plus, le fait de ne pas considérer le carbone biogénique fausse les résultats du scénario 1 puisque le carbone enfoui ne se dégrade pas totalement, ce qui n'est pas pris en compte. Les sections suivantes présentent les résultats obtenus à partir de certaines méthodes identifiées traitant la question du carbone biogénique de différentes façons.

3.2 Lignes directrices pour la réalisation d'analyses du cycle de vie

3.2.1 ILCD Handbook

L'ILCD Handbook a été développé par le Centre commun de recherche de la Commission européenne afin de fournir des lignes directrices pour la réalisation d'ACV basées sur les normes internationales (European Commission 2010, pages 226 à 228). Tout d'abord, ce rapport stipule que **le principe de neutralité du carbone biogénique ne doit pas être utilisé**. Ainsi, toutes les émissions et séquestrations (émissions négatives) de carbone biogénique doivent être comptabilisées. Ensuite, **concernant le stockage temporaire de carbone et les délais d'émission, la règle générale proposée est de ne pas en tenir compte, à moins que l'objectif de l'étude ne le précise spécifiquement. Dans le cas où l'objectif de l'étude l'exige, tout délai d'émission ou stockage temporaire de carbone, qu'il soit d'origine fossile ou biogénique, doit alors être traité de la même façon. Un horizon de 100 ans est par ailleurs fixé par la méthode et il doit être utilisé pour les calculs.**

La méthode proposée repose sur le même principe que la méthode de Lashof, à savoir que le fait de retarder une émission repousse une partie de l'impact au-delà de l'horizon temporel choisi, ce qui constitue un bénéfice. L'impact ayant lieu au-delà de cet horizon de temps est considéré comme évité et doit être soustrait du calcul. **Le crédit est par contre calculé en utilisant un facteur linéaire** de 0,01 kg CO₂-eq/an.kg CO₂-eq afin de simplifier le calcul, c'est-à-dire qu'un centième de la valeur de l'émission est retranché pour chaque année de stockage ou de délai. Toute émission retardée (en kg) est donc multipliée par le PRG 100 du GES émis, puis par le nombre d'années correspondant au délai (jusqu'à concurrence de 100 ans) et par le facteur de -0,01 kg CO₂-eq/an.kg CO₂-eq. Ce crédit est ensuite ajouté à l'inventaire de GES. Les émissions ayant lieu au-delà de la limite de 100 ans sont inventoriées séparément comme « émissions à long terme » et ne sont pas incluses dans le calcul d'ACV. Par contre, elles doivent être présentées et discutées dans les résultats. Les émissions ayant lieu au-delà de 100 000 ans ne sont pas comptabilisées. Cette méthode ne tient pas compte de la dynamique de séquestration, c'est-à-dire du fait que le carbone soit considéré comme absorbé par la biomasse de façon instantanée au tout début du cycle de vie. De plus, **le crédit accordé pour les délais d'émission est le même pour tous les GES préalablement transformés en kg CO₂-eq**. La Figure 3-1 présente la courbe permettant d'évaluer le crédit accordé au fait de stocker ou de repousser une émission d'un certain nombre d'années selon la méthode proposée par l'ILCD Handbook. Il s'agit en fait d'une approximation linéaire de la méthode de Lashof.

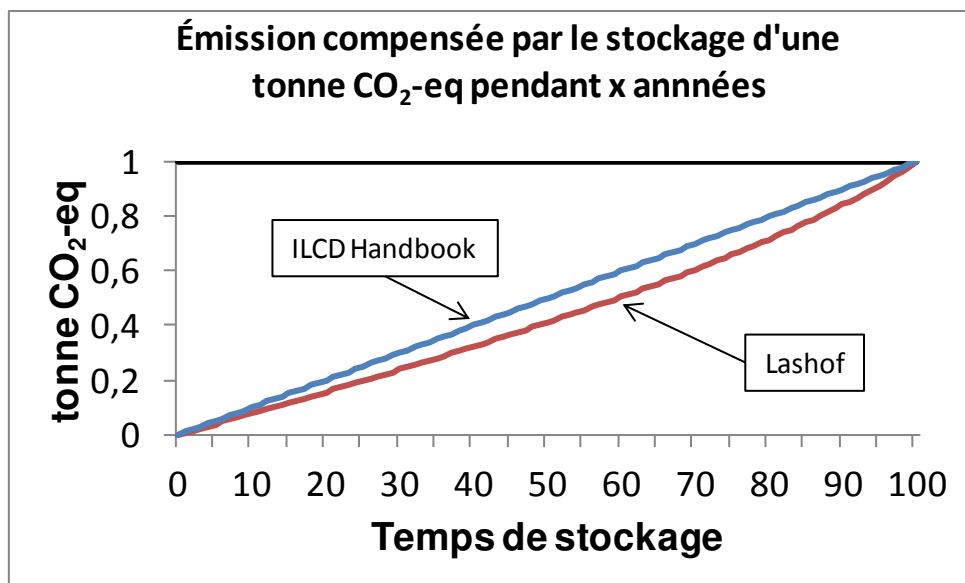


Figure 3-1 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO₂-eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode proposée par le ILCD Handbook

Les encadrés suivants et le Tableau 3-2 présentent le détail des calculs et les résultats de la méthode proposée par le ILCD Handbook pour les trois scénarios de l'exemple d'application. La méthodologie imposée par le ILCD Handbook pour traiter la substitution énergétique pour le cas de l'incinération est présentée à l'annexe C de la méthode. Il a été considéré que le déchet en fin de vie n'avait pas de valeur marchande, mais que son traitement entraînait la production d'un flux économique à valeur ajoutée, ce qui constitue un cas de recyclage en boucle ouverte (section 14.4.1.3 page 352). Deux approches peuvent être utilisées : une approche attributionnelle avec imputation et une approche conséquentielle où l'impact évité est soustrait. L'approche conséquentielle a été choisie et l'émission évitée par la substitution énergétique a été soustraite.

ILCD HANDBOOK – sans aspects temporels

1) Objet en bois enfoui

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} + \text{CH}_4 \text{ FdV}$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,55 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 = \mathbf{-31,12 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

2) Objet en bois incinéré

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{CO}_2 \text{ substitution}$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 22,8 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = \mathbf{-22,8 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

3) Objet en plastique incinéré

$$\text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{CO}_2 \text{ substitution}$$

$$36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 37,7 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = \mathbf{-1 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

ILCD HANDBOOK – avec aspects temporels

1) Objet en bois enfoui

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} + \text{CH}_4 \text{ FdV} - \text{crédit CO}_2 \text{ FdV} - \text{crédit CH}_4 \text{ FdV}$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,55 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 - 0,55 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq} - 0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq} = \mathbf{-34,45 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

2) Objet en bois incinéré

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + (\text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{crédit CO}_2 \text{ FdV}) - (\text{CO}_2 \text{ substitution} - \text{crédit CO}_2 \text{ substitution})$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + (36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq}) - (22,8 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 22,8 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq}) = \mathbf{-31,12 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

3) Objet en plastique incinéré

$$(\text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{crédit CO}_2 \text{ FdV}) - (\text{CO}_2 \text{ substitution} - \text{crédit CO}_2 \text{ substitution})$$

$$(36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq}) - (37,7 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 37,7 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 \times 60 \text{ ans} \times 0,01 \text{ kgCO}_2\text{-eq/an.kgCO}_2\text{-eq}) = \mathbf{-0,4 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

Tableau 3-2 : Résultats de l'exemple d'application pour le ILCD Handbook

Scénario	Unités	Résultat sans l'aspect temporel	Résultat avec l'aspect temporel	Crédit lié à l'aspect temporel
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	-31,12	-34,45	-3,33
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	-22,8	-31,12	-8,32
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	-1	-0,4	0,6

Le fait de tenir compte du carbone biogénique favorise le premier scénario puisqu'une grande partie du carbone est considéré stocké de façon permanente dans le site d'enfouissement. Les trois scénarios bénéficient d'un crédit pour les émissions de fin de vie qui sont repoussées de 60 ans par rapport à la production de l'objet. Pour les scénarios 2 et 3, ce crédit est applicable autant sur l'émission de fin de vie que sur les émissions évitées. C'est pourquoi le crédit lié à l'aspect temporel devient en fait une pénalité (valeur positive) pour le scénario 3 puisque l'émission évitée est légèrement supérieure à l'émission de fin de vie.

3.2.2 Product Environmental Footprint (PEF)

Le PEF a aussi été publié par le Centre commun de recherche de la Commission européenne avec comme objectif de fournir aux États membres et au secteur privé une méthodologie commune basée sur le cycle de vie permettant d'évaluer la performance environnementale des produits (European Commission 2012, pages 36, 116, 121). **Le PEF exige que les émissions et séquestrations de carbone biogénique soit comptabilisées dans une section dédiée dans l'inventaire.** Dans l'annexe VI, une émission biogénique est définie comme une émission résultant de la combustion ou de la dégradation de matériaux issus de la biomasse, du traitement des eaux ou de sources biologiques contenues dans le sol ou dans l'eau (incluant le CO₂, le CH₄ et le N₂O), alors qu'une séquestration biogénique est définie comme étant la séquestration de CO₂ de l'atmosphère par la photosynthèse. Contrairement à l'ILCD Handbook, **il est interdit d'ajouter un crédit pour le stockage temporaire de carbone ou les délais d'émission à l'inventaire.** Autrement dit, tous les flux doivent être traités également (i.e. simplement multipliés par leur PRG) peu importe leur moment d'émission. Par contre, **il est possible de calculer ce type de crédit et de l'inclure dans une section séparée du rapport intitulée « information environnementale additionnelle ».** Cette section est ainsi obligatoire si le PCR associé à la méthodologie PEF le demande.

L'encadré suivant ainsi que le Tableau 3-3 présentent le détail des calculs et les résultats obtenus suivant les recommandations du PEF pour le cas où les aspects temporels ne sont pas considérés. Cette méthode consiste en fait à réaliser une ACV dans laquelle les flux de CO₂ d'origine biogénique sont considérés. L'annexe 5 du document du PEF indique comment traiter l'incinération avec récupération d'énergie. L'approche proposée étant équivalente à l'approche par extension des frontières, il faut donc soustraire l'émission évitée par la substitution énergétique. Les résultats obtenus sont identiques à ceux obtenus avec l'ILCD Handbook sans considération des aspects temporels puisque la méthode de traitement de la substitution énergétique choisie est la même que celle exigée par le PEF.

PEF SANS ASPECTS TEMPORELS	
1) Objet en bois enfoui	$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} + \text{CH}_4 \text{ FdV}$ $-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,55 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 = \mathbf{-31,12 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$
2) Objet en bois incinéré	$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{CO}_2 \text{ substitution}$ $-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 22,8 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = \mathbf{-22,8 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$
3) Objet en plastique incinéré	$\text{CO}_2 \text{ FdV} - \text{CO}_2 \text{ substitution}$ $36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 - 37,7 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = \mathbf{-1 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$

Tableau 3-3 : Résultats de l'exemple d'application pour le PEF

Scénario	Unités	Résultat
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	-31,12
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	-22,8
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	-1

3.3 Méthodes de calcul de l'empreinte carbone

3.3.1 PAS 2050

La spécification britannique PAS 2050, publiée en 2008 (BSI 2008), vise à encadrer le calcul de l'empreinte carbone du cycle de vie des produits et services en se basant sur les normes ISO 14040 et 14044 pour l'ACV (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006). Elle a été révisée en 2011 (BSI 2011, pages 9, 10, 33) afin d'être plus en ligne avec le GHG Protocol (WRI/WBCSD 2011) concernant certains sujets clés tels que le traitement du carbone biogénique, les règles de recyclage, les émissions dues au changement d'affectation des terres, le traitement des émissions retardées et du stockage temporaire de carbone, etc. Le PAS 2050 propose des lignes directrices concernant certaines problématiques méthodologiques courantes comme la définition des frontières du système et l'imputation, ainsi que d'autres problématiques plus spécifiques telles que le stockage temporaire de carbone et la distribution temporelle des émissions. Le PAS 2050 ne fournit pas de lignes directrices spécifiques à certains types de produits ou secteurs, mais recommande plutôt le

développement et l'utilisation de règles spécifiques à chaque secteur comme « exigences supplémentaires ».

Le PAS 2050 n'utilise pas le principe de neutralité du carbone biogénique. Toutes les émissions et séquestrations de carbone doivent être incluses, qu'elles soient d'origine biogénique ou fossile. **Quant à la considération des aspects temporels des émissions, elle était obligatoire dans la première version de la spécification (BSI 2008), mais elle est maintenant optionnelle (BSI 2011).** La méthode proposée pour ce faire est basée sur la méthode de Lashof et en constitue en fait une approximation linéaire (voir Clift et Brandão 2008 pour les détails du développement de la méthode). **L'horizon temporel utilisé est de 100 ans.** Pour une émission retardée de plus de 25 ans, le même facteur linéaire que celui proposé par l'ILCD Handbook doit être utilisé pour calculer le crédit. Pour une émission retardée de moins de 25 ans, un autre facteur linéaire est proposé afin de mieux refléter la pente de la courbe de l'équation 3, qui est plus prononcée pour les 25 premières années (voir Figure 2-9). Les émissions ayant lieu au-delà de l'horizon temporel de 100 ans ne doivent pas être considérées. **Toutes les émissions de GES doivent être transformées en kg CO₂-eq par multiplication avec le PRG 100 avant d'appliquer le crédit, comme c'est le cas pour l'ILCD Handbook. Cette méthode ne tient pas compte de la dynamique de séquestration, i.e. que le carbone est considéré comme absorbé par la biomasse de façon instantanée au tout début du cycle de vie.** De plus, le crédit accordé pour les délais d'émission est le même pour tous les GES préalablement transformés en kg CO₂-eq. La Figure 3-2 présente la courbe permettant d'évaluer le crédit accordé au fait de stocker ou de repousser une émission d'un certain nombre d'années selon la spécification PAS 2050. La deuxième section de la courbe est identique à la courbe de la méthode proposée par le ILCD Handbook et présentée à la Figure 3-1.

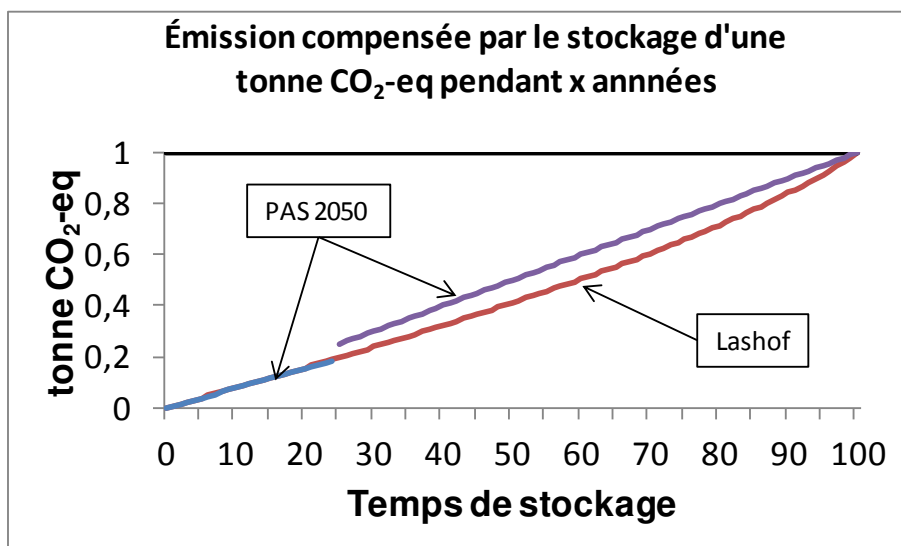


Figure 3-2 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO₂-eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la spécification PAS 2050

Les encadrés suivants, ainsi que le Tableau 3-4, présentent le détail des calculs et les résultats obtenus à l'aide de la spécification PAS 2050 pour les trois scénarios de l'exemple d'application. Comme la considération des aspects temporels est optionnelle, deux séries de résultats sont présentées, avec ou sans crédit. **Le PAS 2050 exige que les émissions liées à l'incinération d'un**

produit avec récupération d'énergie soient attribuées au cycle de vie utilisant l'énergie produite.

Autrement dit, dans le cycle de vie du produit incinéré, on ne doit considérer ni les émissions dues à l'incinération, ni les émissions évitées par la substitution énergétique. Pour le cas où les aspects temporels sont considérés, la méthode n'explique pas clairement si le crédit lié au stockage de carbone dans le produit pendant sa durée de vie doit lui être attribué même si l'émission de fin de vie ne l'est pas, comme c'est le cas pour l'incinération. Afin de ne pas attribuer un crédit au fait de repousser une émission qui n'est elle-même pas comptabilisée, celui-ci n'a pas été considéré.

PAS 2050 – sans aspects temporels

1) Objet en bois enfoui

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + \text{CO}_2 \text{ FdV} + \text{CH}_4 \text{ FdV}$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,55 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 + 0,2 \text{ kgCH}_4 \times 25 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCH}_4 = \mathbf{-31,12 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

2) Objet en bois incinéré

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré}$$

$$-36,67 \text{ kgCO}_2 \times 1 \text{ kgCO}_2\text{-eq/kgCO}_2 = \mathbf{-36,67 \text{ kgCO}_2\text{-eq}}$$

3) Objet en plastique incinéré

$$0$$

0 kgCO₂-eq

PAS 2050 – avec aspects temporels

1) Objet en bois enfoui

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré} + [\text{CO}_2 \text{ FdV} + \text{CH}_4 \text{ FdV}] \times (100 - 60)/100$$

-36,67 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ + [0,55 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ + 0,2 kgCH₄ x 25 kgCO₂-eq/kgCH₄] x (100 ans – 60 ans)/100 ans = **-34,45 kgCO₂-eq**

2) Objet en bois incinéré

$$-\text{CO}_2 \text{ Séquestré}$$

-36,67 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ = **-36,67 kgCO₂-eq**

3) Objet en plastique incinéré

$$0$$

0 kgCO₂-eq

Tableau 3-4 : Résultats de l'exemple d'application pour le PAS 2050

Scénario	Unités	Résultat sans aspects temporels	Résultat avec aspects temporels	Crédit lié aux aspects temporels
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	-31,12	-34,45	-3,33
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	-36,67	-36,67	0
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	0	0	0

Les crédits accordés pour les aspects temporels sont identiques à ceux accordés par l'ILCD Handbook pour le scénario 1. En effet, puisque le délai est de 60 ans, la deuxième portion de la courbe de la Figure 3-2 doit être utilisée. Par contre, comme le PAS 2050 attribue les émissions de l'incinération avec valorisation énergétique au cycle de vie utilisant l'énergie produite, les résultats finaux ne sont pas les mêmes. Les résultats obtenus sans considération des aspects temporels pour le cas de l'enfouissement sont en fait les résultats d'une ACV pour laquelle tous les flux de carbone sont considérés, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile, tout comme pour le PEF. Cette situation permet de tenir compte du fait qu'une grande partie du carbone contenu dans l'objet enfoui pour le scénario 1 est stocké de façon permanente.

3.3.2 GHG Protocol

Le GHG Protocol propose des lignes directrices pour le calcul de l'empreinte carbone du cycle de vie des produits et pour la communication de ces résultats au public (WRI/WBCSD 2011, pages 15, 27, 86, 87). Il est basé sur les normes ISO 14040 et 14044 pour les ACV (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006) et sur la première version du PAS 2050 (BSI 2008). Tout comme c'est le cas pour le PAS 2050, **toutes les émissions et les séquestrations doivent être considérées, qu'elles soient d'origine biogénique ou fossile. Le GHG Protocol interdit de donner un crédit pour le stockage temporaire de carbone ou pour les émissions retardées dans le calcul de l'empreinte carbone. Par contre, ces crédits peuvent être calculés et présentés dans une section supplémentaire, sans toutefois les inclure dans le calcul. Aucune méthode particulière n'est proposée pour le calcul de ces crédits.** Les résultats obtenus sont donc identiques à ceux obtenus à l'aide du PEF (voir Tableau 3-3).

3.3.3 Spécification technique ISO/TS 14067

La spécification technique ISO/TS 14067, publiée tout récemment (ISO/TS 14067 2013, pages 22, 23, 25), fournit des lignes directrices pour le calcul et la communication de l'empreinte carbone de produits basées sur les normes ISO pour les ACV et l'affichage environnemental des produits. Selon ISO/TS 14067, pour toutes étapes du cycle de vie à l'exception de l'utilisation et de la fin de vie, toutes les émissions et séquestrations de GES doivent être incluses et considérées comme ayant lieu au début de la période d'analyse. **Si les émissions GES liées aux phases d'utilisation et de fin de vie ont lieu dans les 10 années suivant la mise en utilisation du produit, celles-ci doivent aussi être incluses dans le calcul et considérées comme ayant lieu au début de la période d'analyse. Si les émissions liées aux phases d'utilisation et de fin de vie du produit ont lieu plus de 10 ans après sa mise en utilisation, celles-ci doivent être incluses dans le calcul de l'empreinte carbone sans tenir compte des aspects temporels. Par contre, la distribution temporelle de ces émissions doit être présentée et les crédits associés peuvent être ajoutés, auquel cas la méthode utilisée doit être présentée clairement dans le rapport. Aucune méthode spécifique n'est proposée pour le calcul de ces crédits.** Le carbone contenu dans le produit peut être calculé et présenté séparément, mais ne doit pas être inclus dans l'empreinte carbone. Cette information peut être pertinente en particulier pour des analyses « du berceau à la barrière » puisqu'elle a un impact sur les étapes subséquentes du cycle de vie. Les résultats obtenus pour cet exemple d'application sont donc identiques à ceux obtenus à l'aide du PEF et du GHG Protocol (voir Tableau 3-3).

3.4 Lignes directrices pour l'affichage environnemental

3.4.1 Climate Declaration

Le concept de *Climate Declaration* a été développé par l'*International EPD System* pour la réalisation de déclarations environnementales de produits axées uniquement sur les GES (IEC 2008). Le concept est basé sur les normes ISO 14040 et 14044 sur l'ACV et ISO 14025 sur les déclarations environnementales de produits (ISO 14040 2006; ISO14044 2006; ISO14025 2006). Les évaluations doivent être faites en utilisant des règles de catégories de produits (PCR), c'est-à-dire une série de lignes directrices applicables à un groupe de produits spécifiques répondant à une même fonction, ce qui permet d'uniformiser les calculs. Par contre, **les responsables des programmes de déclaration environnementale (EPD) sont nombreux, menant à une duplication des PCR et à un manque d'harmonisation** (Ingwersen et Stevenson 2012; Subramanian et al. 2012). Par exemple, le PCR utilisé pour une étude réalisée sur des panneaux de bois conformément au *Climate Declaration* exclut la considération du carbone biogénique sur la base

du principe de neutralité. Par le fait même, le stockage temporaire de carbone n'est pas non plus considéré (Garcia et Freire, 2014). Les résultats obtenus suivant les lignes directrices de ce PCR sont donc identiques à ceux obtenus par l'ACV sans considération du carbone biogénique (voir Tableau 3-1).

3.4.2 BP X30-323

Le référentiel de bonnes pratiques BP X30-323 a été développé par l'ADEME et l'AFNOR afin de fournir des lignes directrices pour l'élaboration de déclarations environnementales en vue d'un affichage environnemental des produits de grande consommation (AFNOR 2011, page 24). **Le référentiel mentionne que tous les flux de carbone doivent être comptabilisés, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile. Les aspects temporels des émissions de GES peuvent être considérés, mais ce n'est pas obligatoire. De plus, si c'est le cas, les crédits calculés ne doivent pas être inclus dans l'indicateur d'affichage environnemental, mais doivent plutôt être présentés en tant qu'information environnementale additionnelle. Pour ce faire, un horizon temporel de 100 ans doit être utilisé.**

La méthode recommandée pour le calcul des crédits est un peu différente des méthodes précédentes, car elle tient compte de la durée de vie du GES émis dans l'atmosphère (D_{vx}) par rapport à la durée de vie du produit (D_{vp}). Si la période comprise entre la fin de vie du produit et la fin de l'horizon temporel utilisé pour l'analyse est supérieure à la durée de vie du GES (donc si $100 - D_{vp} > D_{vx}$), alors aucun crédit n'est accordé et les émissions de fin de vie doivent simplement être multipliées par leur PRG 100. Par contre, si la période comprise entre la fin de vie du produit et la fin de l'horizon temporel utilisé pour l'analyse est inférieure à la durée de vie du GES (donc si $100 - D_{vp} < D_{vx}$), alors les émissions de fin de vie doivent être multipliées par le PRG100 et par le facteur suivant : $(100 - D_{vp})/100$.

Le référentiel mentionne que les durées de vie des GES sont présentées à l'Annexe B du document. Cette annexe présente en fait une copie du tableau 2.14 du quatrième rapport du GIEC présentant les valeurs des PRG et des paramètres α et τ à utiliser pour le calcul. Il est possible que la méthode prévoie d'utiliser les valeurs de τ comme durée de vie des différents GES, ce qui n'est pas tout à fait la même chose. En effet, cette valeur est la constante cinétique de dégradation de premier ordre (voir Équation 2) et non le temps pendant lequel le GES est présent dans l'atmosphère. Par exemple, pour le méthane, cette constante est de 12 ans, alors que 12 ans après une émission ponctuelle, il reste encore près de 37% du méthane émis dans l'atmosphère. De plus, le référentiel n'indique pas quelle durée de vie doit être considérée pour le CO_2 . Finalement, il n'est pas fait mention de comment doivent être traitées les émissions de la phase d'utilisation qui peuvent aussi être retardées par rapport à la phase de production.

À première vue, il semble que la méthode de calcul proposée vise à tenir compte de la durée de vie spécifique de chaque GES dans le calcul du crédit plutôt que d'assimiler ces émissions au CO_2 , ce qui constitue un plus par rapport aux méthodes précédentes. Par exemple, si un GES est entièrement dégradé 50 ans après son émission, alors son impact sur le réchauffement climatique aura entièrement lieu dans les 50 premières années suivant son émission. Dans ce cas, pour un horizon temporel de 100 ans, il n'y a aucun bénéfice associé au fait de repousser cette émission de 50 ans ou moins puisque l'intégrale de la partie de la courbe qui sera repoussée au delà de l'horizon temporel choisi est nulle. Par contre, à cause des ambiguïtés dans la description de la méthode, le référentiel BP X30-323 n'a pas été utilisé dans l'exemple d'application.

3.5 Autres référentiels

Une revue des autres référentiels cités par SCORELCA dans la proposition de projet a été effectuée afin d'analyser comment ils traitent (ou ne traitent pas) de la question du stockage/déstockage de carbone de la biomasse.

3.5.1 Normes ISO 14040/14044

Les normes ISO14040/14044 (2006) encadrent la réalisation d'analyses du cycle de vie en posant des exigences méthodologiques générales afin de s'assurer que certains principes sont respectés. **Ces normes considèrent que l'ACV intègre les données environnementales dans l'espace et dans le temps et donc que les aspects temporels des émissions ne sont pas considérés. De plus, elles ne traitent pas des problématiques particulières à la biomasse telles que la considération des émissions biogéniques puisque ces questions sont hors du champ d'application de la norme.**

3.5.2 Normes liées au domaine de la construction

3.5.2.1 NF P01-010 et vademecum de l'AIMCC

La norme française NF P01-010 encadrerait le développement de fiches de déclaration environnementale et sanitaire de produits de construction à l'aide d'une ACV conforme aux normes ISO 14040/14044. Le vademecum produit par l'AIMCC (2009) fournissait des règles afin d'aider les praticiens lors de l'application de la norme NF P01-010. Cette norme a été remplacée par la norme européenne EN 15804 en 2012. Celle-ci n'a pas pu être consultée, car le CIRAIG ne la possède pas. Par contre, le vademecum indique quelques règles concernant le stockage et le déstockage de carbone par la biomasse. **Ainsi, il est recommandé de tenir compte des flux de séquestration et d'émission de CO₂ biogénique tout en s'assurant de la cohérence des bilans de carbone. Le vademecum ne fait aucune mention des aspects temporels de ces flux.**

3.5.2.2 EN 15804 et EN 16485

La norme européenne EN 15804 (2012) fournit des lignes directrices pour le développement de PCR pour la réalisation de déclarations environnementales de produits pour les produits de construction. **La norme en tant que telle ne donne pas de règles pour le traitement des flux de CO₂ biogénique.** Ce type de règles pourrait éventuellement être inclus dans les différents PCR développés à partir de cette norme. Par exemple, la norme EN 16485 (2012) est un PCR développé à partir de la norme EN 15804 pour les bois ronds et sciages. Ce PCR n'a pas pu être consulté, car le CIRAIG ne le possède pas. Par contre, une source en ligne indique que celui-ci propose d'informer de la quantité de carbone contenu dans le produit et de la période de stockage. De plus, sur une base optionnelle et non additionnelle, il est possible d'accorder un crédit au stockage temporaire de carbone (http://www.territoires.gouv.fr/IMG/pdf/valise_pedagogique_peb_metl_medde.pdf).

3.5.2.3 ISO 21930

La norme ISO 21930 (2007) vise à encadrer le développement de déclarations environnementales de produits pour le domaine de la construction, tout comme la norme européenne EN 15804. **Aucune mention concernant la prise en compte du stockage/déstockage de carbone par la biomasse n'est faite dans cette norme. Tout comme pour la norme EN 15804, ce genre de règles sera probablement inclus dans les PCR spécifiques à certains types de produits.**

3.5.3 Normes et directives liées aux produits biosourcés

3.5.3.1 EN 16214-2/16214-4

Les normes européennes 16214-2 (à venir) et 16214-4 (2013) concernent la production durable de biomasse comme source d'énergie. La première de ces normes n'a pas encore été publiée. Quant à la deuxième, elle n'a pas pu être consultée, car le CIRAIG ne possède pas cette norme.

3.5.3.2 CEN/TC 411

Le groupe de travail 4 de l'initiative CEN/TC 411 vise à développer des normes concernant les critères de durabilité et l'analyse du cycle de vie des produits biosourcés. L'objectif est de proposer des lignes directrices pour les déclarations environnementales de produits. Les travaux de ce groupe ne sont pas encore terminés et aucune norme n'a été publiée.

3.5.3.3 Certifications FSC et PEFC

Les certifications FSC (*Forest Stewardship Council*) et PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*) sont accordées à des produits issus de la gestion durable des forêts selon des critères environnementaux et socio-économiques établis par les programmes de certification. La recherche dans les documents publiés par ces programmes de certification n'a pas permis d'identifier quoi que ce soit concernant la considération du stockage et déstockage de carbone par la biomasse dans les calculs d'ACV ou de l'empreinte carbone de produits.

3.5.3.4 Directive 2009/28/EC

La directive 2009/28/EC du Parlement européen concerne l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables. **À la considération 70, la directive mentionne que les émissions dues au changement d'affectation des terres doivent être considérées dans le calcul des réductions des émissions de GES des différentes sources de bioénergie. Un peu plus loin, à la considération 73, il est mentionné que les sols ne devraient pas être convertis pour la production de bioénergie si les pertes de carbone dues à la conversion ne peuvent pas être compensées par la réduction des émissions de GES dans un délai raisonnable étant donnée l'urgence de la situation du réchauffement climatique sans toutefois préciser ce qu'est un délai raisonnable.** La directive propose ensuite une méthodologie basée sur celle du GIEC pour le calcul des émissions dues au changement d'affectation des terres.

3.5.3.5 BioGrace

Le projet BioGrace (Neeft et al. 2012) visait à développer des outils de calcul pour la réduction des émissions de GES associée aux biocarburants dans le cadre de la directive 2009/28/EC afin d'harmoniser les résultats. **Les aspects temporels des émissions ne sont pas considérés dans les calculs. Les émissions dues au changement direct d'affectation des terres sont par contre considérées.**

3.6 Travaux de recherche

Les sections suivantes présentent des approches issues de travaux de recherche et parues dans les publications scientifiques.

3.6.1 Approches tonne.année

Les premières méthodes proposées pour tenir compte du stockage temporaire de carbone sont les approches tonne.année et ont été présentées dans le rapport spécial du GIEC sur l'utilisation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie (IPCC 2000). Tel que présenté à la

section 2.4.4.4, la méthode de Lashof propose de calculer les bénéfices associés au stockage temporaire de carbone ou aux émissions retardées en calculant l'impact évité (car repoussé au-delà de l'horizon de temps sélectionné) en tonne.année. La méthode de Moura-Costa (Moura-Costa et Wilson 2000) propose aussi une évaluation en tonne.année des bénéfices du stockage de carbone en utilisant cependant une hypothèse de base différente.

La méthode de Moura-Costa repose sur le choix d'un horizon temporel et sur la valeur en tonne.année de la charge atmosphérique cumulative causée par une émission ponctuelle de CO₂. Pour un horizon de 100 ans, cette valeur est de 48 tonne.année (voir Figure 2-9). Tel que présenté à la Figure 3-3, le stockage d'une tonne de carbone pendant 48 ans permet d'obtenir un stockage cumulatif de carbone équivalent de 48 tonne.année. Un facteur d'équivalence de 0,021 tonne par année (1/48) est donc utilisé afin de déterminer les bénéfices associés au stockage de carbone. Ainsi, stocker une tonne de CO₂ pendant un an équivaut à éviter une émission de 0,021 tonne de CO₂ et stocker une tonne de CO₂ pendant 48 ans est considéré équivalent à éviter l'émission d'une tonne de CO₂.

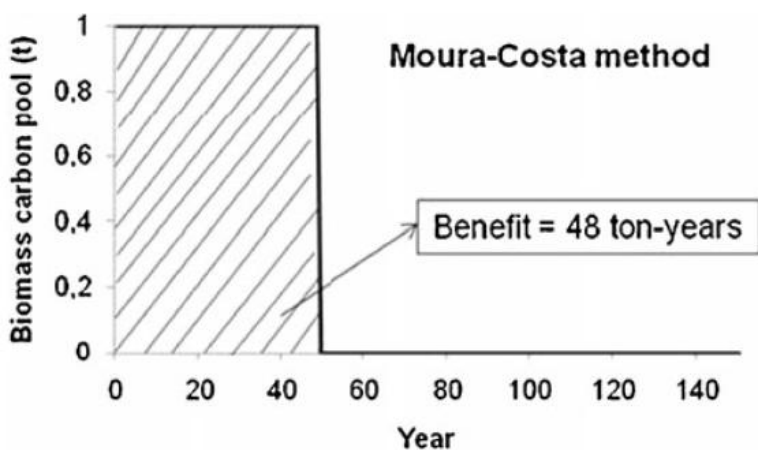


Figure 3-3 : Représentation graphique de la méthode de Moura-Costa (figure tirée de Levasseur et al. 2012)

En utilisant ce facteur d'équivalence, il est possible de calculer la courbe exprimant l'émission compensée par le stockage d'une tonne CO₂ pendant un certain nombre d'années telle que présentée à la Figure 3-4 pour un horizon temporel de 100 ans. **Il est important de noter que pour la méthode de Moura-Costa, il est possible d'obtenir un crédit supérieur à la valeur de l'émission repoussée.** Par exemple, le stockage d'une tonne CO₂ pendant 100 ans permet de compenser une émission de 2,08 tonnes CO₂.

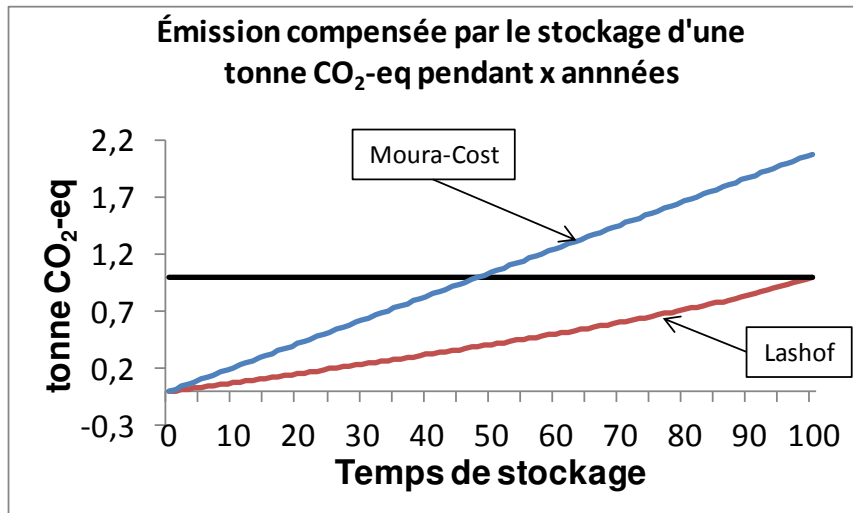


Figure 3-4 : Émission compensée par le fait de stocker ou de repousser l'émission d'une tonne de CO₂-eq pendant un certain nombre d'années calculée à l'aide de la méthode de Moura-Costa

Cette méthode n'a pas été développée afin d'être utilisée dans des ACV ou des calculs de l'empreinte carbone; elle ne sera donc pas utilisée pour l'exemple d'application.

3.6.2 ACV dynamique

Une approche ACV dynamique pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique a été proposée récemment afin de tenir compte de la distribution temporelle des émissions de GES de façon rigoureuse et cohérente (Levasseur et al. 2010). La méthode consiste à calculer le forçage radiatif en fonction du temps causé par un inventaire temporel d'émissions de GES. Le résultat obtenu est donc une courbe présentant l'évolution du forçage radiatif dans le temps (instantané). Le forçage radiatif cumulé peut ensuite être calculé pour tout horizon de temps choisi afin de comparer l'impact de différents scénarios. La valeur obtenue alors est donc équivalente à un inventaire de GES qui serait obtenu en multipliant chaque émission par son PRG pour un horizon de temps correspondant au temps écoulé entre le moment de l'émission et la fin de l'horizon temporel choisi pour l'analyse (voir Figure 3-5).

Pour ce faire, le numérateur de l' $PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt}$

Équation 1 est utilisé pour calculer le forçage radiatif ayant lieu x années suivant une émission en changeant les bornes d'intégration (de x-1 à x). Par exemple, pour connaître le forçage radiatif ayant lieu la vingtième année suivant une émission, les bornes d'intégration du numérateur seront de 19 à 20. La première étape consiste donc à calculer le forçage radiatif ayant lieu chaque année, causé par toutes les émissions précédentes. Le résultat du forçage radiatif instantané du cycle de vie à l'année 20 est donc obtenu en additionnant le forçage radiatif à l'année 20 de chacune des émissions annuelles précédentes. Chacune de ces émissions doit donc être multipliée par le

numérateur de l' $PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt}$ Équation 1

en utilisant les bornes d'intégration appropriées, c'est-à-dire de 19 à 20 pour l'émission annuelle de l'année 1, 18 à 19 pour l'émission annuelle de l'année 2 et ainsi de suite, jusqu'à 0 à 1 pour l'émission annuelle de l'année 20. Ce calcul est répété pour toutes les années et permet d'obtenir

le forçage radiatif instantané tel que présenté dans le premier graphique des Figure 3-6 et Figure 3-7. Le forçage radiatif cumulé est ensuite calculé en additionnant le forçage radiatif instantané de toutes les années précédentes, ce qui permet d'obtenir le deuxième graphique.

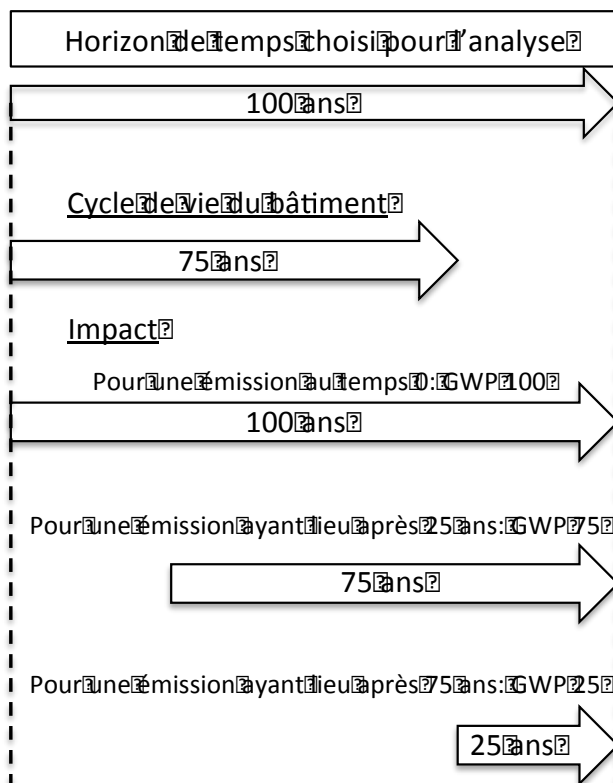


Figure 3-5 : Représentation de l'ACV dynamique

Contrairement aux autres approches présentées, l'ACV dynamique calcule le forçage radiatif de chaque GES en fonction du temps plutôt que d'assimiler toutes les émissions au CO₂. Comme elle consiste en une adaptation de la méthodologie ACV, la méthode est polyvalente et peut être appliquée à différents cas comme l'amortissement des émissions dues au changement d'affectation des terres pour les biocarburants (Levasseur et al. 2010), l'évaluation des projets de compensation des émissions de GES par la foresterie (Levasseur et al. 2012a) et l'évaluation des émissions et séquestrations de carbone biogénique et du stockage temporaire de carbone pour les produits issus de la biomasse (Levasseur et al. 2013).

L'ACV dynamique a été utilisée afin de comparer les trois scénarios de l'exemple d'application. Contrairement aux méthodes précédentes qui ne tiennent pas compte de la distribution temporelle des flux de séquestration (c'est-à-dire que le carbone dans la biomasse est considéré séquestré au moment où l'objet est produit), l'ACV dynamique considère la dynamique de tous les flux de carbone. Deux séries de résultats ont donc été obtenus. À la Figure 3-6, la séquestration commence au moment où l'objet est produit, c'est-à-dire qu'un arbre a été coupé pour fabriquer l'objet, puis replanté, alors qu'à la Figure 3-7, la séquestration a lieu pendant les 50 années précédant la production de l'objet, c'est-à-dire qu'un arbre a été planté d'abord pour ensuite servir de matériau pour cet objet.

« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

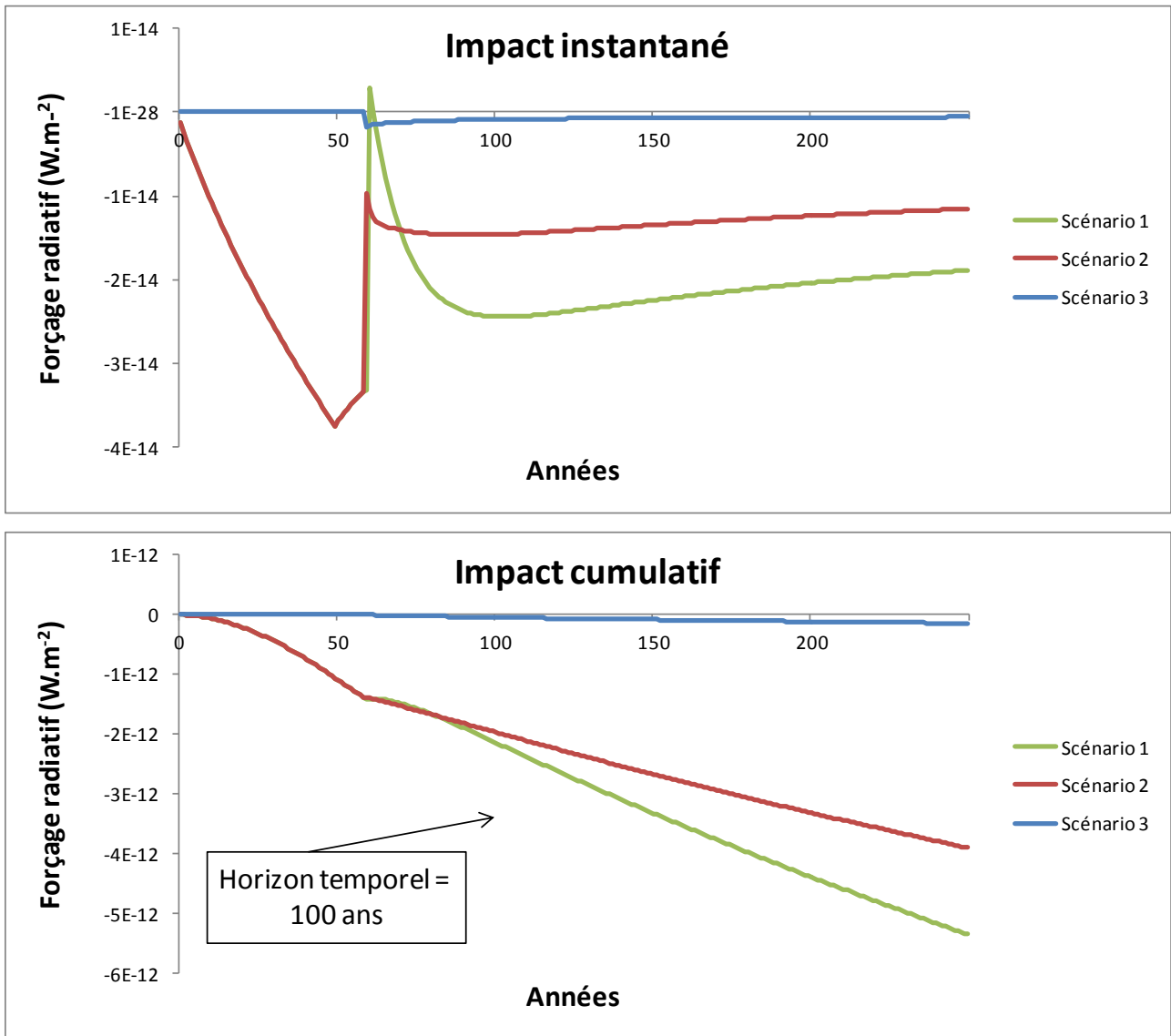


Figure 3-6 : Impacts instantané et cumulatif de l'exemple d'application calculés avec l'ACV dynamique en considérant que la séquestration commence lors de la production de l'objet

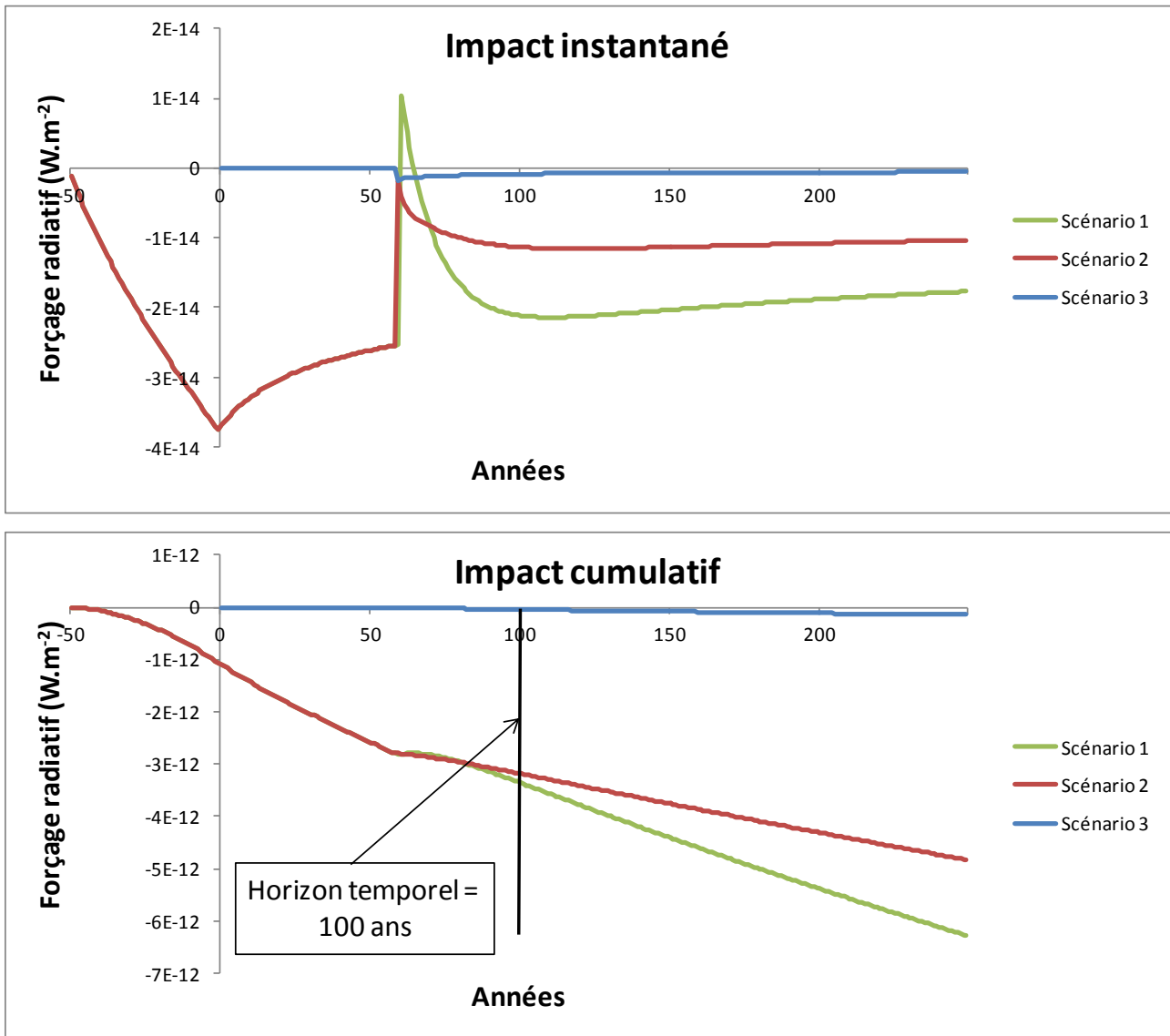


Figure 3-7 : Impacts instantané et cumulatif de l'exemple d'application calculés avec l'ACV dynamique en considérant que la séquestration commence 50 ans avant la production de l'objet

Il est possible de prendre la valeur du forçage radiatif cumulatif calculé pour un horizon de 100 ans indiqué par la ligne verticale noire dans les Figure 3-6 et Figure 3-7 et de la diviser par le forçage radiatif cumulatif d'une émission d'un kg de CO₂ ($8,69 \times 10^{-14}$ W.m⁻²) afin d'obtenir des kg CO₂-eq. Le Tableau 3-5 présente ces résultats, qui pourraient aussi être calculés pour tout autre horizon de temps.

Tableau 3-5 : Résultats de l'exemple d'application pour l'ACV dynamique en considérant la séquestration ayant lieu avant ou après la production de l'objet

Scénario	Unités	Résultat après	Résultat avant
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	-24,5	-28,3
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	-22,5	-26,8
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	-0,5	-0,5

Comme la considération des aspects temporels des flux de séquestration de carbone par la biomasse ne fait pas encore partie des méthodologies de comptabilisation et que seul quelques travaux de recherche ont abordé la question, il existe très peu de discussions quant au fait de considérer que cette séquestration a lieu avant ou après l'utilisation de la biomasse. Cherubini et collègues (2011) affirment qu'une émission de CO₂ biogénique est équivalente à une émission fossile en termes de forçage radiatif cumulatif, à moins que la biomasse ne soit replantée, auquel cas il faut aussi considérer les flux de CO₂ de l'atmosphère vers la biomasse en croissance. Dans le développement des GWP_{bio} (voir section 3.6.4), ils considèrent donc que la séquestration du carbone a systématiquement lieu après l'utilisation de la biomasse. Levasseur et al. (2013) ont montré l'impact de cette décision sur les résultats en utilisant une étude de cas portant sur le cycle de vie de chaises en bois. En fait, ce choix dépend des conditions de production de la biomasse. **Considérer que la séquestration a lieu avant l'utilisation de la biomasse implique que la biomasse a été plantée en vue de cette utilisation. À l'opposé, considérer que la séquestration a lieu après l'utilisation de la biomasse implique que la biomasse était présente, qu'elle a été utilisée pour cette application et qu'elle a ensuite été replantée afin de renouveler la ressource.**

3.6.3 Time-adjusted warming potential (TAWP)

Les TAWP sont des facteurs semblables aux PRG qui permettent de tenir compte du moment de l'émission par rapport à l'horizon de temps choisi pour l'analyse (Kendall 2012). Les TAWP sont développés pour différentes valeurs d'horizon de temps et de moments d'émissions. Autrement dit, pour un horizon de 100 ans, les valeurs de TAWP utilisées seront différentes selon si l'émission a lieu la première année, la vingtième année ou la cinquantième année de la période d'analyse. Les différentes valeurs de TAWP sont obtenues en changeant les bornes d'intégration du

$$\text{numérateur de l' } PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt} \quad \text{Équation 1}$$

afin de considérer uniquement la période ayant lieu entre le moment d'émission et la fin de l'horizon temporel, tout en gardant celles du dénominateur constantes afin de calculer un impact relatif à l'impact d'une émission ponctuelle de CO₂ au temps zéro. Les résultats obtenus à l'aide des TAWP sont donc les mêmes que ceux qui peuvent être obtenus avec l'ACV dynamique si le même horizon de temps est choisi pour intégrer le forçage radiatif cumulatif et si la valeur obtenue est ensuite divisée par le forçage radiatif cumulatif d'une émission ponctuelle d'une unité massique de CO₂. La Figure 3-8, tirée de l'article de Kendall (2012), donne un exemple de valeurs de TAWP à appliquer pour une émission retardée de 10 ans et pour différents horizons de temps.

Table 1 One kilogram of emissions (CO₂, CH₄, and N₂O) 10 years in the future represented as CO₂e today

Analytical time horizon	CO ₂ as kg CO ₂ e today	CH ₄ as kg CO ₂ e today	N ₂ O as kg CO ₂ e today
20	0.578	52.4	158
30	0.739	53.3	214
50	0.855	42.0	261
100	0.930	25.4	281
500	0.987	7.68	154

Figure 3-8 : Exemples de valeurs de TAWP pour une émission retardée de 10 ans (tiré de Kendall 2012)

3.6.4 GWP_{bio}

Cherubini et al. (2011) ont analysé l'impact des émissions de carbone biogénique **en calculant le forçage radiatif cumulatif, pour un horizon de temps donné, d'une émission d'une unité massique de CO₂, suivie de la séquestration progressive de la même quantité de CO₂ sur un certain nombre d'années correspondant à la période de rotation (ou temps de croissance) de la biomasse.** La Figure 3-9 illustre l'émission (de a vers b) suivie de la séquestration (de b vers c) de CO₂ biogénique pour lesquelles le forçage radiatif cumulatif est calculé. Ils divisent ensuite la valeur obtenue par le forçage radiatif cumulatif d'une émission ponctuelle d'une unité massique

de CO₂ calculé pour le même horizon de temps (dénominateur de l' $PRG_i = \frac{\int_0^{TH} a_i \times C_i(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C_{CO_2}(t) dt}$

Équation 1) afin d'obtenir de nouvelles valeurs de PRG (nommés GWP_{bio}) caractérisant des émissions de CO₂ biogénique pour différentes périodes de rotation. Ces PRG peuvent être utilisés pour caractériser les émissions de CO₂ biogénique provenant de la combustion de biomasse tout en tenant compte du délai de séquestration associé. **Les GWP_{bio} à utiliser sont donc spécifiques à la période de rotation de la biomasse concernée et à l'horizon de temps choisi.**

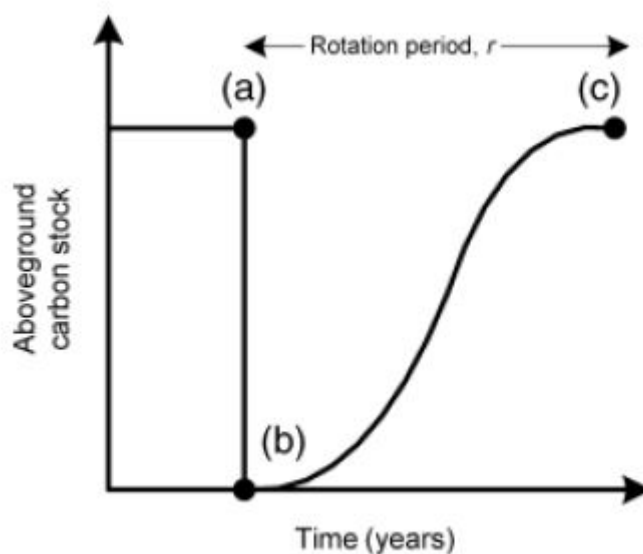


Figure 3-9 : Illustration des stocks de carbone de la biomasse suite à une émission de CO₂ biogénique (de a vers b) suivie de la séquestration progressive de la même quantité de CO₂ par la biomasse en croissance (de b vers c) tel qu'utilisé pour la modélisation des GWP_{bio} par Cherubini et al. 2011

Le concept de GWP_{bio} s'applique spécifiquement aux émissions de GES provenant de la combustion de biomasse ayant lieu au cours de la même année que sa récolte. Il est donc impossible d'utiliser ces facteurs pour calculer l'impact de l'exemple d'application. Des GWP_{bio} ont aussi été développés par la même équipe pour évaluer l'impact des émissions de combustion de la biomasse en incluant une période de stockage (Guest et al. 2012). Autrement dit, pour déterminer quel facteur utiliser, il faut connaître la période de rotation de la biomasse, le temps de stockage du carbone après la récolte et l'horizon de temps choisi pour l'analyse. La Figure 3-10 présente certaines de ces valeurs calculées pour un horizon temporel de 100 ans. Ces valeurs

« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

pourraient être utilisées pour le scénario 2 de l'exemple d'application. Par contre, elles ne sont pas valides pour le scénario 1 (qui émet aussi du méthane) ni pour le scénario 3 (émission d'origine fossile).

Pour une période de rotation très courte (1 an) et une émission immédiate (0 année de stockage dans l'anthroposphère), le principe de neutralité du carbone biogénique est valable puisque la valeur du GWP_{bio} est nulle. En effet, le carbone est séquestré par la biomasse très rapidement suite à son émission et sur un horizon de 100 ans, le délai est négligeable. Si la combustion a lieu la même année que la récolte de la biomasse (0 année de stockage dans l'anthroposphère), l'impact associé à la combustion de la biomasse est positif (i.e. effet total de réchauffement) et augmente avec la période de rotation puisque la biomasse en croissance prend plus de temps pour séquestrer une quantité équivalente de carbone. Le stockage de la biomasse dans l'anthroposphère avant sa combustion permet de repousser l'impact de l'émission de CO_2 biogénique sur le réchauffement alors que la nouvelle biomasse en croissance séquestre déjà du carbone de l'atmosphère, c'est pourquoi les GWP_{bio} prennent alors des valeurs négatives (i.e. effet total de refroidissement).

Table I Biogenic global warming potential (GWP_{bio}) factor values tabularized for several rotation/storage period combinations using a 100-year time horizon.

Rotation period (years)	Storage period in the anthroposphere (years)										
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
1	0.00	-0.07	-0.15	-0.23	-0.32	-0.40	-0.50	-0.60	-0.71	-0.84	-0.99
10	0.04	-0.04	-0.12	-0.20	-0.28	-0.37	-0.46	-0.57	-0.68	-0.80	-0.96
20	0.08	0.00	-0.08	-0.16	-0.24	-0.33	-0.42	-0.53	-0.64	-0.76	-0.92
30	0.12	0.04	-0.04	-0.12	-0.20	-0.29	-0.38	-0.48	-0.60	-0.72	-0.88
40	0.16	0.09	0.01	-0.08	-0.16	-0.25	-0.34	-0.44	-0.55	-0.68	-0.84
50	0.20	0.13	0.05	-0.03	-0.12	-0.21	-0.30	-0.40	-0.51	-0.64	-0.80
60	0.25	0.17	0.09	0.01	-0.07	-0.16	-0.26	-0.36	-0.47	-0.59	-0.75
70	0.29	0.22	0.14	0.06	-0.03	-0.12	-0.21	-0.31	-0.42	-0.55	-0.71
80	0.34	0.26	0.18	0.10	0.02	-0.07	-0.17	-0.27	-0.38	-0.50	-0.66
90	0.38	0.31	0.23	0.15	0.06	-0.03	-0.12	-0.22	-0.33	-0.46	-0.62
100	0.44	0.37	0.29	0.21	0.12	0.032	-0.06	-0.16	-0.27	-0.4	-0.56

Figure 3-10 : Exemples de valeurs de GWP_{bio} pour un horizon temporel de 100 ans pour différentes périodes de rotation et différents temps de stockage (tiré de Guest et al. 2012)

L'encadré suivant ainsi que le Tableau 3-6 présentent le détail des calculs et les résultats obtenus pour les trois scénarios de l'exemple d'application en réalisant une ACV et en utilisant le facteur GWP_{bio} pour l'émission de combustion de la biomasse du scénario 2. Pour une période de rotation de 50 ans et une période de stockage de 60 ans, le GWP_{bio} est de -0,3 $kgCO_2$ -eq/kg. Tel que discuté précédemment, le concept de GWP_{bio} s'applique à certains cas particuliers, c'est pourquoi seulement le résultat du scénario 2 diffère ici des résultats obtenus avec une ACV. Les trois scénarios deviennent donc incohérents quant au traitement des aspects temporels. En effet, le délai de séquestration du carbone par la biomasse n'est considéré que pour le scénario 2, alors que le même phénomène existe pour le scénario 1. De plus, un crédit est accordé au scénario 2 pour la période de stockage, mais pas pour les autres scénarios. Il est donc impossible de comparer les différents scénarios avec les résultats présentés au Tableau 3-6. Afin d'être cohérent, il faudrait créer des valeurs de GWP_{bio} valides pour toutes les situations possibles. De plus, si le stockage de carbone dans les produits issus de la biomasse est considéré, il faut traiter les délais d'émission d'origine fossile de la même façon.

ACV ET GWP_{bio}

1) Objet en bois enfoui

CH₄ FdV

0,2 kgCH₄ x 25 kgCO₂-eq/kgCH₄ = **5 kgCO₂-eq**

2) Objet en bois incinéré

CO₂ FdV x GWP_{bio} - CO₂ substitution

36,67 kgCO₂ x -0,3 kgCO₂-eq/kgCO₂ - 22,8 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ = **-33,8 kgCO₂-eq**

3) Objet en plastique incinéré

CO₂ FdV - CO₂ substitution

36,67 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ - 37,7 kgCO₂ x 1 kgCO₂-eq/kgCO₂ = **-1 kgCO₂-eq**

Tableau 3-6 : Résultats de l'exemple d'application pour une ACV utilisant les GWP_{bio} pour évaluer l'impact des émissions de CO₂ biogénique provenant de la combustion de biomasse

Scénario	Unités	Résultat
1) Objet en bois enfoui	kg CO ₂ -eq	5
2) Objet en bois incinéré	kg CO ₂ -eq	-33,8
3) Objet en plastique incinéré	kg CO ₂ -eq	-1

3.7 Discussion sur les différentes approches

Cette revue bibliographique a permis de montrer que la considération du carbone d'origine biogénique et de la distribution temporelle des émissions dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone est un sujet d'actualité. Puisque ce type d'évaluation est de plus en plus utilisé pour guider les politiques et les choix des consommateurs, il est important que les méthodes employées soient rigoureuses et cohérentes.

Toutes les approches présentées, mise à part le *Climate Declaration*, n'utilisent plus le principe de neutralité du carbone biogénique et considèrent toutes les émissions et séquestrations de GES, qu'elles soient d'origine fossile ou biogénique. En effet, plusieurs études ont démontré que ce principe pouvait mener à des conclusions biaisées puisque la quantité de carbone biogénique entrant dans le système à l'étude n'est pas nécessairement la même que la quantité sortante. Les méthodes se sont donc adaptées à ce constat.

Il n'y a pas de consensus clair concernant la considération des aspects temporels des émissions de GES. Par contre, aussitôt qu'un bénéfice est associé au stockage temporaire de carbone dans les produits, issus de la biomasse ou non, il est considéré important par toutes les approches de tenir compte de la distribution temporelle de toutes les émissions de GES quelles qu'elles soient pour une question de cohérence. En revanche, la plupart des méthodes de comptabilisation ne tiennent pas compte de la dynamique de séquestration.

L'ACV dynamique permet une évaluation cohérente de l'impact de toutes les émissions et séquestrations de GES en fonction du temps sans distinction de la source de chaque flux (biogénique ou fossile). C'est probablement l'approche la plus complète et la plus polyvalente, bien que nécessitant une plus grande quantité de données que l'ACV puisqu'il est nécessaire de connaître la distribution temporelle de toutes les émissions du cycle de vie ainsi que les dynamiques de séquestration. L'utilisation des TAWP permet d'obtenir le même genre de résultat. Par contre, cette méthode ne donne pas de résultats en fonction du temps, mais plutôt une valeur calculée pour un horizon de temps fixé à l'avance. Tout comme l'ACV dynamique, elle traite tous les GES de façon rigoureuse en utilisant l'expression du forçage radiatif spécifique à chaque GES. Les GWP_{bio} reposent aussi sur les mêmes bases scientifiques que l'ACV dynamique et les TAWP, mais sont applicables uniquement pour le cas spécifique des émissions de CO_2 biogénique provenant de la combustion de biomasse ayant lieu immédiatement après sa récolte ou suite à une période de stockage dans l'anthroposphère.

Les méthodes développées à travers les lignes directrices pour les ACV, les calculs de l'empreinte carbone et l'affichage environnemental de produits sont généralement des simplifications des méthodes développées dans les publications de recherche, en permettant le calcul d'un crédit linéaire par exemple. La principale différence entre l'ILCD Handbook, le PAS 2050 et le référentiel BP X30-323 réside dans le facteur linéaire utilisé pour calculer les crédits associés au stockage temporaire de carbone ou aux émissions retardées. De plus, le référentiel BP X30-323 semble proposer une méthode permettant de tenir compte de la durée de vie spécifique de chaque GES plutôt que de les assimiler au CO_2 . Ces trois méthodes fixent l'horizon temporel à utiliser à 100 ans. Il est important de noter que la nouvelle version du PAS 2050 rend optionnelle la considération des aspects temporels des émissions. Le GHG Protocol, la spécification ISO 14067 et le référentiel BP X30-323 rendent aussi possible la considération des aspects temporels des émissions, mais les crédits calculés ne peuvent pas être inclus dans le calcul de l'empreinte carbone, ils doivent être présentés séparément des résultats. Le GHG Protocol et la spécification ISO 14067 ne proposent pas de méthode particulière pour l'évaluation de ces crédits et laissent le choix à l'utilisateur.

De façon générale, **les trois principales différences entre les méthodes prévues par les lignes directrices et les méthodes issues des publications de recherche sont les suivantes :**

- **L'horizon temporel est fixé à 100 ans dans les lignes directrices, alors qu'il est au choix de l'utilisateur pour l'ACV dynamique, ce qui permet de tester la sensibilité des résultats au choix d'un horizon de temps. Quant aux méthodes utilisant les TAWP et les GWP_{bio} , ces valeurs sont généralement calculées pour les trois horizons de temps proposés par le GIEC, soit 20, 100 et 500 ans. Il est important de rappeler que le choix d'un horizon temporel est tout à fait arbitraire et exprime des préférences temporelles ayant un impact important sur la prise de décision.**
- **La distribution temporelle de la séquestration de CO_2 biogénique par la biomasse est considérée avoir lieu au moment même où le produit est manufacturé, soit à l'année un de l'analyse pour les lignes directrices, alors que la distribution temporelle spécifique à la biomasse à l'étude est considérée par l'ACV dynamique, les TAWP ou les GWP_{bio} .**

- **Tous les GES sont assimilés au CO₂ pour le calcul du crédit dans le cas des lignes directrices, alors que l'ACV dynamique et la méthode des TAWP considèrent le forçage radiatif spécifique de chaque GES.** Quant aux GWP_{bio}, ils sont applicables uniquement pour les émissions de CO₂ provenant de la combustion de biomasse.

L'utilisation de facteurs linéaires pour le calcul des crédits facilite l'utilisation des approches telles que Moura-Costa, ILCD Handbook et PAS 2050 (Müller-Wenk et Brandão 2010; Brandão et Levasseur 2011; Brandão et al. 2013). Par contre, la méthode de Moura-Costa est différente des deux autres puisqu'elle permet d'obtenir un crédit supérieur à 100% de la quantité de CO₂ stocké. En effet, tel que montré à la Figure 3-3 : Représentation graphique de la méthode de Moura-Costa (figure tirée de Levasseur et al. 2012), pour un horizon temporel de 100 ans, le stockage d'une tonne de carbone sur une période de 48 ans compense entièrement une émission d'une tonne de carbone. Les méthodes proposées par le ILCD Handbook et le PAS 2050 sont quant à elles plus cohérentes avec l'idée de l'horizon temporel puisqu'une émission est compensée à 100% uniquement si la même quantité de carbone est stocké pendant une période de temps équivalente à cet horizon temporel.

Les travaux de Cherubini et al. (2011) ont bien démontré que les résultats pouvaient être très sensibles à la dynamique de séquestration du carbone. Les travaux de Levasseur et al. (2013) ont en plus démontré que les résultats étaient aussi sensibles au timing relatif de cette séquestration (avant ou après la récolte de la biomasse). En effet, la réalisation d'ACV et de calculs de l'empreinte carbone considérant les aspects temporels des émissions soulève la question de la définition des frontières temporelles. Puisque le moment où chaque flux de GES a lieu peut avoir un impact important sur les résultats, il est important de porter attention aux hypothèses définissant ces frontières. Parmi les méthodes proposées, seule l'ACV dynamique considère cet aspect. La décision concernant le timing relatif de la séquestration du carbone par la biomasse par rapport au moment où cette biomasse est utilisée est en quelque sorte comme le dilemme de l'œuf ou la poule. **En effet, si l'on considère que la séquestration a lieu avant la récolte de la biomasse, l'on assume que la biomasse a été planté avec l'objectif d'être utilisé pour l'application à l'étude et qu'elle n'aurait jamais été plantée si cette application n'avait pas existé. Ce cas s'applique bien aux projets d'afforestation où des arbres sont plantés sur des surfaces dénudées, puis utilisés en tant que matière première ou pour produire de l'énergie, ou aux forêts de production gérées durablement suite à la plantation d'arbres sur des terres qui n'étaient pas recouvertes de forêt initialement. De l'autre côté, si l'on considère que la séquestration a lieu après la récolte de la biomasse, l'on assume que la forêt était présente au départ, qu'elle a été exploitée, puis que des arbres ont été replantés afin de renouveler la ressource. Cette situation s'applique bien au cas du bois provenant de forêts gérées durablement suite à l'exploitation initiale d'une forêt naturelle. Finalement, pour les cas de déforestation (exploitation d'une forêt naturelle ne pouvant pas se renouveler), aucune séquestration de carbone ne doit être considérée (Levasseur et al. 2013).**

La question des frontières temporelles est fortement liée à l'échelle spatiale et au scénario de référence utilisé pour modéliser le bilan de carbone forestier. L'utilisation d'une approche à l'échelle de la parcelle a parfois été critiquée comme étant peu représentative de la façon dont les forêts sont gérées. D'un autre côté, une approche à l'échelle du paysage pourrait amener à penser que le carbone contenu dans les arbres récoltés est neutralisé au cours de la même année par les arbres en croissance dans d'autres parcelles si le stock de carbone de la forêt entière est constant (NCASI 2013), ce qui pourrait rendre inutile la considération de la dynamique de séquestration du CO₂ par la biomasse en croissance. En termes de bilan de carbone global i.e. sans considération des aspects temporels, Cherubini et al. (2013) ont démontré que l'utilisation d'une approche à

l'échelle de la parcelle était équivalente à l'utilisation d'une approche à l'échelle du paysage. Quant à la détermination de la dynamique de séquestration, il n'est pas correct d'attribuer au produit récolté dans une parcelle la séquestration de carbone atmosphérique ayant lieu dans les autres parcelles. En effet, le carbone séquestré par une autre parcelle fait en quelque sorte partie des frontières du système du produit issu de cette parcelle et ne peut être attribué au système à l'étude (Cherubini et al. 2013). Par exemple, les produits issus de la toute première parcelle exploitée d'une forêt mature (dont la séquestration nette de carbone serait nulle) se verraient attribuer le carbone séquestré par les arbres qui croîtront sur cette parcelle suite à la récolte puisque les autres parcelles ne séquestrent pas de carbone. Les produits issus de l'exploitation de la seconde parcelle ne peuvent donc pas se voir attribuer les flux de séquestration ayant lieu sur la première parcelle, ce serait du double comptage. En étendant cette logique, **la dynamique de séquestration doit être considérée peu importe l'échelle spatiale utilisée.** Celle-ci a lieu après la récolte, sauf pour les cas d'afforestation ou de forêts de production gérées durablement suite à la plantation d'arbres sur des terres qui n'étaient pas recouvertes de forêt initialement.

Outre les frontières temporelles, le scénario de référence utilisé pour répondre à la question posée par l'étude est aussi un aspect important (IEA 2013). Par exemple, l'évaluation de l'empreinte carbone d'un produit de consommation pour affichage environnemental s'appuie sur une approche attributionnelle et ne nécessite pas de comparaison avec un scénario de référence. Par contre, l'évaluation de l'impact d'une politique visant à augmenter la consommation de produits issus de la biomasse s'appuie sur une approche conséquentielle et un scénario de référence représentant la situation *business as usual* (en l'absence d'une telle politique) doit être élaboré. **Tout dépend de l'objectif de l'étude.** Si l'on compare le fait d'utiliser des résidus forestiers comme source de bioénergie en remplacement d'une source d'énergie fossile, il faut inclure dans le scénario *business as usual* ce qui serait arrivé à ces résidus forestiers s'ils n'avaient pas été récoltés. Ne pas en tenir compte dans le scénario de référence fausserait les conclusions de l'étude et ne permettrait pas de répondre à son objectif. Cette question du scénario de référence peut-être très complexe quand il s'agit de ressources provenant de forêts, par exemple. **En effet, afin de bien évaluer le scénario de référence dans lequel la biomasse n'est pas utilisée lorsque requis pour répondre à l'objectif de l'étude (approche conséquentielle), il faut aussi être en mesure de quantifier les flux de carbone associés à l'état de la forêt sans l'extraction de cette ressource.**

3.8 Tableau de synthèse des différentes méthodes

Le Tableau 3-7 présente une synthèse des différentes méthodes présentées dans ce chapitre en comparant les différentes approches utilisées dans le traitement du stockage et déstockage de carbone de la biomasse.

« Etat de l'art sur le stockage/destockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

Tableau 3-7 : Tableau de synthèse des différentes méthodes

Méthode	Application	Principe de neutralité du carbone biogénique	Prise en compte des aspects temporels	Approche proposée	Prise en compte de la dynamique de séquestration	Approche spécifique à chaque GES	Horizon de temps	Commentaire	Résultats de l'exemple d'application (kgCO ₂ -eq)
LIGNES DIRECTRICES ET NORMES									
ILCD Handbook	Lignes directrices ACV	Non	Si dans l'objectif de l'étude	Crédit linéaire uniforme	Non	Non	100 ans	Remplacé par le PEF	Sans temps 1) -31,12 2) -17,82 3) 7,28 Avec temps 1) -34,45 2) -29,13 3) 2,91
Product Environmental Footprint (PEF)	Lignes directrices ACV	Non	Optionnel, comme information additionnelle	Aucune approche particulière proposée	Non	N/A	100 ans		1) -31,12 2) -17,82 3) 7,28
PAS 2050	Empreinte carbone	Non	Optionnel	Crédit linéaire, deux valeurs selon le moment de l'émission	Non	Non	100 ans	Dernière version (2011) considérée	Sans temps 1) -31,12 2) -36,37 3) 0 Avec temps 1) -34,45 2) -36,67 3) 0
GHG Protocol	Empreinte carbone	Non	Optionnel, comme information additionnelle	Aucune approche particulière proposée	N/A	N/A	Non spécifié		1) -31,12 2) -17,82 3) 7,28

« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

Méthode	Application	Principe de neutralité du carbone biogénique	Prise en compte des aspects temporels	Approche proposée	Prise en compte de la dynamique de séquestration	Approche spécifique à chaque GES	Horizon de temps	Commentaire	Résultats de l'exemple d'application (kgCO ₂ -eq)
ISO 14067	Empreinte carbone	Non	Optionnel, comme information additionnelle	Aucune approche particulière proposée	N/A	N/A	Non spécifié	Émissions repoussées de plus de 10 ans seulement	1) -31,12 2) -17,82 3) 7,28
Climate Declaration	Affichage environnemental	Oui	Non	N/A	N/A	N/A	N/A	Selon les PCR	
BP X30-323	Affichage environnemental	Non	Optionnel, comme information additionnelle	Crédit linéaire fonction de la durée de vie du GES	Non	Oui	100 ans	Ambiguïtés dans la description de la méthode	
RECHERCHE									
Lashof	Recherche	N/A	Oui	Crédit basé sur la charge atmosphérique cumulative sur l'horizon de temps sélectionné	N/A	N/A	Au choix	Conçue pour évaluer les bénéfices liés au stockage temporaire	
Moura-Costa	Recherche	N/A	Oui	Crédit linéaire basé sur un facteur d'équivalence	N/A	N/A	Au choix	Conçue pour évaluer les bénéfices liés au stockage temporaire	

« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

Méthode	Application	Principe de neutralité du carbone biogénique	Prise en compte des aspects temporels	Approche proposée	Prise en compte de la dynamique de séquestration	Approche spécifique à chaque GES	Horizon de temps	Commentaire	Résultats de l'exemple d'application (kgCO ₂ -eq)
ACV dynamique	Recherche	Non	Oui	Calcul du forçage radiatif en fonction du temps	Oui	Oui	Tous	Méthode la plus complète	Avant 1) -24,5 2) -20,1 3) 3,7 Après 1) -28,3 2) -25,1 3) 3,7
TAWP	Recherche	Non	Oui	PRG recalculés pour différents moment d'émission	Oui	Oui	20, 100 ou 500 ans	Même résultat que l'ACV dynamique	
GWP_{bio}	Recherche	Non	Oui	PRG recalculés pour des émissions biogéniques en fonction de la période de rotation	Oui	Non	20, 100 ou 500 ans	Applicable uniquement aux émissions provenant de la combustion de biomasse, incohérent	1) 5 2) -28,82 3) 7,28

4 Recommandations

Ce chapitre présente une série de recommandations concernant le traitement du stockage/déstockage de carbone de la biomasse dans les ACV élaborées suite à l'analyse du contenu des chapitres 2 et 3, ainsi que deux exemples d'application, le premier portant sur l'étiquetage environnemental de produits du bois et le second portant sur l'analyse de scénarios de traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois.

4.1 Recommandations méthodologiques

Dans cette section, des recommandations portant sur différents aspects méthodologiques traités dans les chapitres précédents sont présentées.

4.1.1 Considération des flux de carbone biogénique

Il a été démontré très clairement au cours des dernières années que le principe de neutralité du carbone biogénique pouvait entraîner des conclusions biaisées. De plus, il y a un fort consensus entre les différentes méthodes analysées sur cette question. **Il est donc recommandé d'inclure dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone tous les flux de carbone, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile, positifs (émissions) ou négatifs (séquestrations).**

Toutefois, l'inclusion de tous les flux de carbone biogénique dans les ACV ne se fait pas sans difficultés. Par exemple, il n'est pas toujours facile de déterminer les quantités de carbone biogénique émises lors du traitement des déchets ou des effluents. En effet, ce type de données est souvent non disponible et les praticiens en ACV devront se tourner vers des études afin de modéliser le devenir du carbone contenu dans la matière organique en fin de vie. Par exemple, certains chercheurs ont modélisé le devenir des produits du bois dans les sites d'enfouissement (Micales et Skog 1997; Wang et al. 2013).

Une autre problématique associée à la considération des flux de carbone biogénique en ACV concerne le traitement des processus multifonctionnels. Les émissions et séquestrations de CO₂ biogénique doivent être imputées aux différents co-produits sur la base du contenu en carbone de chacun puisque l'intensité des flux de CO₂ est directement lié à ce facteur suivant le principe de causalité pour le choix d'une base d'imputation (Guinee et al. 2009 ; WRI/WBCSD 2011).

4.1.2 Indicateurs pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique

À la section 2.2, les différents types d'indicateurs disponibles pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique ont été présentés. L'indicateur le plus répandu, le PRG, est basé sur le calcul du forçage radiatif cumulatif sur un horizon de temps donné. Les différentes approches développées pour le traitement des aspects temporels des émissions de GES sont toutes basées sur le principe de forçage radiatif cumulatif. Quelques articles parus récemment, dont la version préliminaire du dernier rapport du GIEC, présentent d'autres types d'indicateurs et discutent des implications de chacun d'eux. Ces indicateurs peuvent être instantanés plutôt que cumulatifs, être basés sur l'augmentation de température causée par une émission afin de déterminer sa contribution au dépassement d'une cible fixée, ou être développée afin d'exprimer la contribution d'une émission à l'atteinte d'un seuil critique (*tipping point*). Tel qu'expliqué à la section 2.2.5, il existe différents types d'impact sur le changement climatique et ceux-ci peuvent être reliés à l'augmentation directe de la température, à la vitesse d'augmentation de la température, ou à l'effet cumulatif du réchauffement. Ces différents phénomènes sont représentés par différents indicateurs. Par contre, des travaux de recherche sont encore nécessaires afin d'identifier quels

indicateurs sont les plus appropriés, quel type d'impacts ils expriment et comment ils doivent être utilisés. **Il est donc recommandé pour l'instant d'utiliser des indicateurs basés sur le forçage radiatif cumulatif en attendant que les autres types d'indicateurs se développent.**

4.1.3 Considération des aspects temporels

Certaines des méthodes présentées au chapitre 3 proposent une façon de tenir compte des aspects temporels des émissions, d'autres recommandent de ne pas en tenir compte, alors que certaines rendent leur considération optionnelle. Cette disparité entre les différentes méthodes tient probablement du fait qu'il n'y a pas encore consensus dans la communauté scientifique concernant certains aspects du traitement temporel des émissions (comme par exemple pour le choix subjectif d'un horizon temporel) et que leur inclusion dans les méthodes complique la collecte de données et les calculs.

Des travaux de recherche ont clairement montré que pour certains types d'application, le fait de ne pas considérer les aspects temporels des émissions peut entraîner des conclusions biaisées. Pour de longs cycles de vie ou pour des cycles de vie impliquant des émissions à long terme telles que les émissions provenant de sites d'enfouissement, Levasseur et al. (2010) ont montré qu'il y avait incohérence dans les cadres temporels lors de la comparaison des résultats de différents systèmes si le timing des émissions n'était pas considéré. En effet, la période couverte par le forçage radiatif cumulatif de toutes les émissions n'est pas la même entre les différents systèmes si l'on utilise des PRG pour un horizon de temps fini (voir Figure 4-1). Le calcul du forçage radiatif cumulatif ayant lieu entre le moment de l'émission et la fin de l'horizon temporel d'analyse tel que réalisé en ACV dynamique ou en utilisant la méthode des TAWP permet de remédier à la situation (voir Figure 3-5).

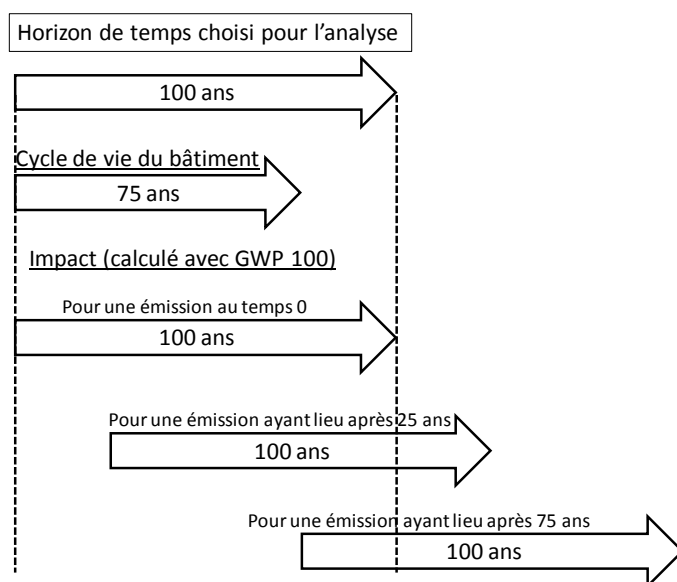


Figure 4-1 : Incohérence temporelle lors de l'utilisation de PRG 100 pour de longs cycles de vies (tirée de Levasseur 2011)

Des chercheurs ont aussi montré qu'il était important de considérer les aspects temporels des émissions et séquestrations pour les systèmes comportant des produits issus de la biomasse dont la période de rotation excède quelques années (Cherubini et al. 2011; Levasseur et al. 2012a, 2013) ou pour l'évaluation de projets comportant un aspect temporel important comme pour l'amortissement des émissions dues au changement d'affectation des terres sur les prochaines

années de production de biomasse (O'Hare et al. 2009; Kendall et al. 2009; Levasseur et al. 2010). Tel qu'expliqué à la section 2.4.4.5, c'est uniquement dans une perspective à court terme que le fait de repousser une émission de quelques années ou de quelques décennies est avantageux. L'importance de considérer les aspects temporels dépend donc de l'échelle de temps couverte par les flux de GES par rapport à l'horizon de temps choisi pour l'analyse.

Il est recommandé de tenir compte des aspects temporels des flux positifs et négatifs de GES lorsque l'échelle de temps couverte par les flux de GES du système à l'étude est assez longue par rapport à l'horizon temporel choisi pour l'analyse. Il est important de traiter tous les flux de la même façon, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile.

Typiquement, les systèmes dont le cycle de vie s'étend sur un grand nombre d'années, qui comportent un produit issu de la biomasse dont la période de rotation est de plusieurs années ou qui comporte un aspect temporel important comme par exemple l'amortissement d'une émission initiale sur des activités ayant lieu sur plusieurs années, pourraient répondre à cette condition. À titre illustratif, la spécification technique ISO 14067 (2013) fixe à 10 ans la période de temps minimum exigée pour que les émissions puissent ne pas être considérées comme ayant lieu à l'année 0. Cette période minimum de 10 ans pour un horizon temporel d'analyse de 100 ans a été choisie par consensus parmi tous les participants au développement de la spécification technique. Le Tableau 4-1 présente l'erreur induite par le fait de ne pas tenir compte de l'aspect temporel des émissions pour le cas le plus extrême d'application de ce critère, c'est-à-dire pour le cas où toutes les émissions du cycle de vie auraient lieu à l'année correspondant à 10% de l'horizon temporel choisi pour l'analyse plutôt qu'à l'année 0 (2 ans pour un horizon de 20 ans, 10 ans pour un horizon de 100 ans et 50 ans pour un horizon de 500 ans). Le calcul a été fait pour les trois principaux GES (CO₂, CH₄ et N₂O) et les trois horizons de temps considérés par le GIEC. Il consiste à comparer le forçage radiatif cumulé du moment de l'émission à la fin de l'horizon temporel choisi pour le cas réel (émission ayant lieu à l'année correspondant au seuil de 10% de l'horizon temporel) et pour le cas simplifié (émissions ayant lieu à l'année 0) (voir la Figure 4-2 pour une illustration).

Tableau 4-1 : Erreur induite par le fait de ne pas tenir compte de l'aspect temporel des émissions pour le cas le plus extrême calculée pour les trois horizons de temps du GIEC et les trois principaux GES

Horizon temporel	20 ans	100 ans	500 ans
CO ₂	8,4%	7,7%	7,4%
CH ₄	4,2%	0,03%	0%
N ₂ O	9,2%	6,5%	0,7%

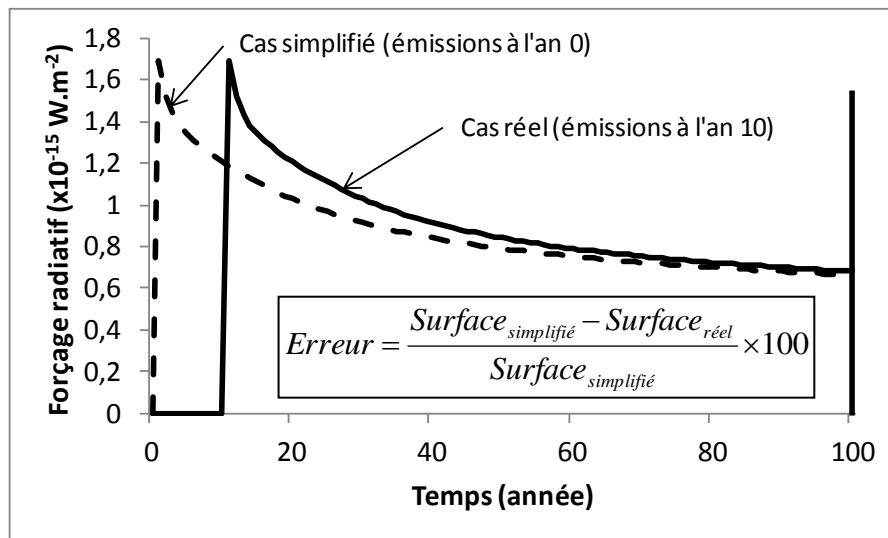


Figure 4-2 : Illustration du calcul de l'erreur induite par le fait de ne pas tenir compte de l'aspect temporel des émissions pour le cas le plus extrême pour du CO₂ et un horizon temporel de 100 ans

4.1.4 Approche utilisée pour la considération des aspects temporels

Deux grands types d'approches ont été proposés pour la considération des aspects temporels : la première est basée sur le calcul exact du forçage radiatif cumulé ayant lieu entre le moment de l'émission à caractériser et la fin de l'horizon temporel (comme par exemple l'ACV dynamique, les GWP_{bio} ou les TAWP), alors que la seconde consiste en une approximation linéaire de ce calcul (comme par exemple l'ILCD Handbook ou le PAS 2050). Les approximations linéaires sont un peu plus simples à utiliser. En effet, il suffit de multiplier l'émission à caractériser par le nombre d'années écoulées et par un facteur linéaire pour calculer le crédit accordé au fait de repousser cette émission. Par contre, l'approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif est plus précise et peut être aussi simple d'utilisation si des facteurs de caractérisation sont calculés pour chaque moment d'émission et chaque horizon temporel (comme c'est le cas pour les TAWP) ou si un outil de calcul de type Excel est utilisé (comme c'est le cas pour l'ACV dynamique). En effet, l'utilisation d'une approximation linéaire pour le CO₂ n'induit pas une erreur trop importante par rapport à l'approche exacte (voir Figure 3-1), mais peut conduire à des déviations très importantes pour des gaz à courte durée de vie comme le méthane (voir Figure 4-3). **Il est donc recommandé d'utiliser une approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif cumulé (comme le fait l'ACV dynamique, les TAWP et les GWP_{bio}).**

4.1.5 Utilisation d'une approche spécifique à chaque GES

Certaines méthodes transforment les émissions de GES en kg CO₂-eq à l'aide des PRG 100 avant d'appliquer une approche de considération des aspects temporels développée pour le CO₂. D'autres méthodes utilisent des facteurs spécifiques pour chaque GES. Pour des gaz à courte durée de vie comme le méthane, l'assimilation des émissions au CO₂ peut induire des erreurs importantes. En effet, comme le méthane se dégrade assez rapidement, repousser une émission de quelques années ne permet pas de repousser une partie du forçage radiatif au-delà d'un horizon temporel de 100 ans puisque celui-ci a entièrement lieu au cours des premières décennies suivant une émission. C'est pourquoi le crédit calculé à l'aide de l'approche exacte est très faible pour les premières décennies, puis monte brusquement par la suite (voir Figure 4-3). De plus, comme il est recommandé d'utiliser une approche par calcul exact du forçage radiatif cumulé

plutôt que par approximation linéaire, ce qui implique l'utilisation d'une liste de facteurs de caractérisation ou d'un outil programmé, il n'est pas plus compliqué d'utiliser une approche spécifique sans assimilation au CO₂. **Il est donc recommandé d'utiliser une approche spécifique à chaque GES.**

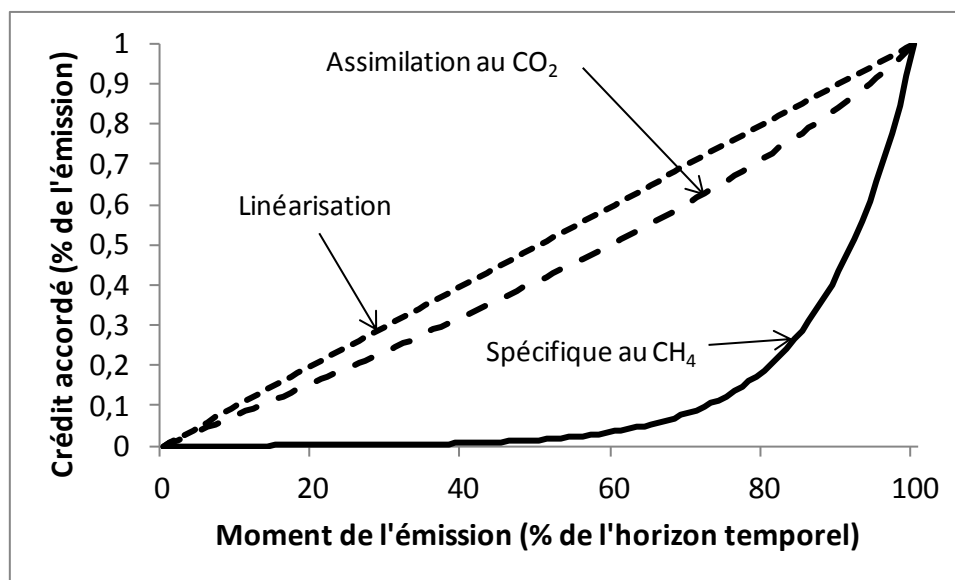


Figure 4-3 : Comparaison de l'approche par linéarisation et de l'approche exacte spécifique ou avec assimilation au CO₂ pour le calcul du crédit accordé au fait de repousser une émission de méthane pour un horizon de 100 ans

4.1.6 Considération des aspects temporels des flux de séquestration

Plusieurs publications, dont celles abordant le concept de dette de carbone de la bioénergie forestière, ont démontré que le délai de séquestration du carbone par la biomasse en croissance avait un impact important sur les résultats, en particulier pour les espèces à longue période de rotation. Certaines méthodes (par exemple le ILCD Handbook et le PAS 2050) considèrent que tout le carbone est séquestré par la biomasse à l'année 0, ce qui peut entraîner des conclusions biaisées, surtout pour des produits issus du bois.

La considération des aspects temporels des flux de séquestration rend plus compliquée la collecte de données. En effet, il peut être difficile d'estimer la dynamique de séquestration du carbone par la végétation en croissance. Levasseur et al. (2012a, 2013) ont utilisé une étude publiée portant sur les épinettes noires en forêt boréale pour estimer la dynamique de séquestration dans ce type de bois. Or, ce genre de courbe n'est pas disponible pour toutes les espèces végétales, les conditions de croissance et les régions du monde. Pour que la méthode soit facilement applicable, il faudrait faire appel à des approximations.

Cherubini et al. (2011) ont utilisé une fonction gaussienne (distribution normale) $G(t)$ pour modéliser la dynamique de séquestration de carbone par la biomasse en croissance. La moyenne (μ) est considérée être la moitié de la période de rotation (r) et la variance (σ), la moitié de la moyenne (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

$$G(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} e^{-\frac{(t-\mu)^2}{2\sigma^2}}$$

Équation 4

La forme typique de la courbe de séquestration obtenue à partir de cette équation est présentée à la Figure 4-4. Il s'agit de la courbe cumulative, c'est-à-dire que la valeur lue sur le graphique a été obtenue en additionnant les valeurs de toutes les années précédentes calculées à partir de l'équation. La seule variable à déterminer est la période de rotation de la biomasse, les autres paramètres étant fixés à partir de cette valeur. Finalement, il est aussi possible d'utiliser une approximation linéaire comme courbe de séquestration, c'est-à-dire que la proportion de carbone séquestré par année est l'inverse de la période de rotation (par exemple 1/70 de la quantité totale de carbone est séquestré par année pour une période de rotation de 70 ans). À des fins d'illustration, la Figure 4-4 compare les trois approches possibles pour le cas particulier de l'afforestation de zones dénudées par des épinettes noires en forêt boréale : l'utilisation d'une étude spécifique publiée par Gaboury et al. (2009), l'utilisation d'une courbe gaussienne et l'approximation linéaire. Il est important de noter que la courbe provenant de l'étude de Gaboury et al. (2009) est spécifique au cas particulier étudié et qu'une étude similaire réalisée dans des conditions différentes (types d'arbres, conditions de croissance, localisation géographique) pourrait donner lieu à une forme de courbe différent. La même démarche de comparaison pourrait être réalisée dans d'autres contextes pour analyser l'impact de l'utilisation d'approximations sur les résultats.

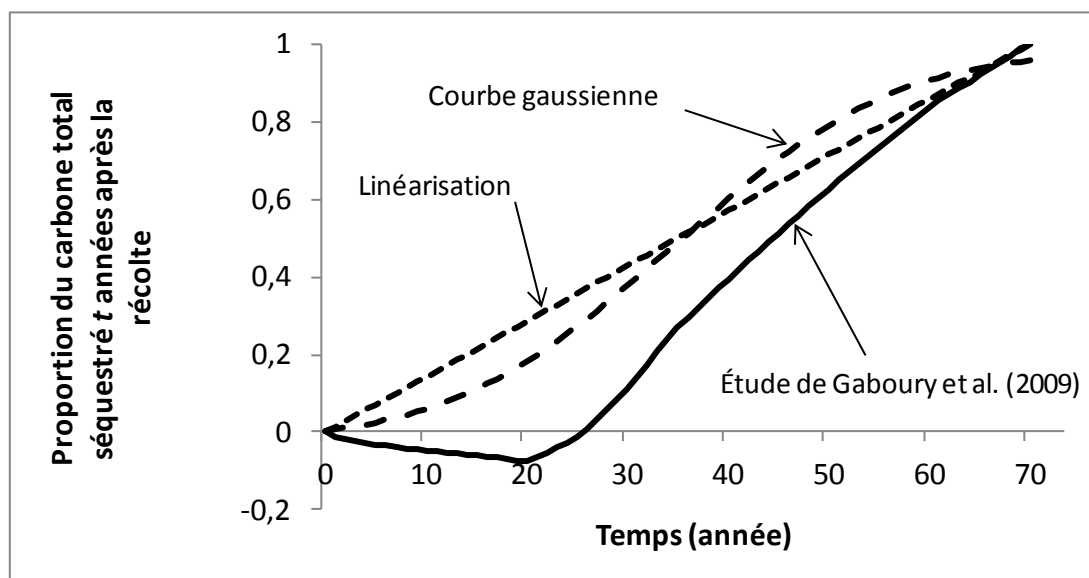


Figure 4-4 : Comparaison de trois approches pour la détermination de la dynamique de séquestration par la biomasse en croissance pour une période de rotation de 70 ans (une courbe provenant d'une étude réalisée par Gaboury et al. (2009) sur les épinettes noires en forêt boréale, une courbe gaussienne et une approximation linéaire)

Le Tableau 4-2 montre l'erreur induite par chacun des deux types d'approximation par rapport à la courbe provenant de l'étude de Gaboury et al. (2009) pour trois différents horizons de temps. Ces valeurs ont été obtenues en calculant le forçage radiatif cumulatif des flux de séquestration représentés par l'approximation et en le comparant au forçage radiatif cumulatif des flux de séquestration représentés par la courbe de l'étude. Par exemple, pour un horizon de 100 ans, le forçage radiatif cumulatif calculé pour la courbe gaussienne est inférieur de 12% au forçage radiatif cumulatif de la courbe de l'étude, ce qui est logique puisque le carbone est considéré séquestré plus rapidement au début pour le cas de l'approximation. Plus l'horizon temporel est grand, plus l'erreur induite par l'approximation linéaire se rapproche de zéro. Par contre, pour l'approximation gaussienne, l'erreur ne tend pas vers zéro, car la quantité totale de carbone n'est

pas la même. En effet, le cumulatif de la fonction gaussienne à la fin de la période de rotation est de 0,96 plutôt que de 1. La quantité totale de carbone séquestré étant moins grande pour l'approximation gaussienne que pour la courbe de l'étude, le forçage radiatif cumulatif devient supérieur pour de longs horizons temporels. Il est important de noter que les erreurs calculées dans le tableau ne s'appliquent qu'au cas spécifique de l'étude dont il est question.

Tableau 4-2 : Erreur induite par deux types d'approximation de la courbe de séquestration pour le cas particulier de l'afforestation de zones dénudées par des épinettes noires en forêt boréale

Horizon temporel	100 ans	250 ans	500 ans
Gaussienne	-12%	0%	2%
Linéaire	-16%	-4%	-2%

En pratique, il peut être difficile de trouver une étude portant sur la dynamique de séquestration spécifique à chaque type de biomasse. L'utilisation d'une approximation peut donc être nécessaire. **Il est donc recommandé d'utiliser une équation spécifique à la biomasse à l'étude pour le calcul de la dynamique de séquestration de carbone par la biomasse si celle-ci est disponible ou d'utiliser une approximation linéaire dans le cas contraire.**

4.1.7 Choix d'un horizon temporel pour l'analyse

Tel que discuté à la section 2.4.4.5, la considération des aspects temporels rend inévitable le choix d'un horizon de temps pour la prise de décision. En effet, toutes les approches se basent sur un horizon temporel au-delà duquel les impacts sont considérés évités. Quelques auteurs ont souligné le fait que le choix d'un horizon temporel était plus politique que scientifique, qu'il pouvait avoir un impact important sur les résultats et les décisions en découlant et que la valeur de 100 ans couramment utilisée était arbitraire. L'utilisation d'un taux d'actualisation (*discount rate*) est une autre façon d'exprimer une préférence temporelle en donnant plus de poids aux impacts à court terme. Par contre, son utilisation dans la comptabilisation carbone ou en ACV en général est très controversée. **Il est donc recommandé de présenter les résultats obtenus pour différents horizons de temps et de discuter de l'impact de ce choix sur les conclusions.**

4.1.8 Synthèse des recommandations

La liste ci-dessous présente une synthèse des différentes recommandations présentées dans cette section. Certaines de ces recommandations demandent au praticien un effort accru lors de la collecte de données, alors que d'autres demandent l'utilisation d'un outil additionnel puisque les logiciels commerciaux d'ACV ne permettent pas la considération des aspects temporels.

Recommandations ne nécessitant aucun effort additionnel :

- Utiliser un indicateur basé sur le forçage radiatif cumulatif.

L'indicateur actuellement utilisé en ACV pour le réchauffement climatique, le PRG, est basé sur le forçage radiatif cumulatif des émissions de GES.

Recommandations nécessitant un effort accru lors de la collecte de données :

- Inclure dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone tous les flux de carbone, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile, positifs (émissions) ou négatifs (séquestrations).

- Utiliser une équation spécifique à la biomasse à l'étude pour le calcul de la dynamique de séquestration de carbone par la biomasse si celle-ci est disponible ou utiliser une approximation linéaire dans le cas contraire.

La considération des flux de carbone biogénique exige une collecte de données plus exhaustive. Il n'est pas toujours facile de déterminer les quantités de carbone biogénique émises lors du traitement des déchets ou des effluents ou bien les flux de carbone biogénique associés à l'exploitation des forêts. Ce type de données est souvent non disponible et les praticiens devront se tourner vers des études afin de modéliser le devenir du carbone contenu dans la matière organique en fin de vie ou les bilans de carbone forestier. De plus, si les aspects temporels des flux de GES sont considérés, le praticien devra aussi rechercher une équation spécifique à la biomasse à l'étude pour le calcul de la dynamique de séquestration de carbone.

Recommandations nécessitant l'utilisation d'un outil additionnel :

- Tenir compte des aspects temporels de tous les flux de GES du système à l'étude lorsque l'échelle de temps couverte par ceux-ci est assez longue par rapport à l'horizon temporel choisi pour l'analyse.
- Utiliser une approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif cumulatif pour la considération des aspects temporels.
- Utiliser une approche spécifique à chaque GES pour la considération des aspects temporels plutôt que d'assimiler toutes les émissions au CO₂.
- Présenter les résultats obtenus pour différents horizons de temps et discuter l'impact de ce choix sur les conclusions.

Comme les logiciels commerciaux utilisés en ACV ne permettent pas encore la considération des aspects temporels des flux de GES, un outil additionnel doit être utilisé pour le calcul. Deux types d'outils potentiels ont été développés par des chercheurs et sont disponibles sur internet. Il s'agit dans les deux cas d'un fichier Excel dans lequel le praticien doit entrer les flux de GES annuels du système à l'étude. Le premier applique la méthode ACV dynamique (<http://www.ciraig.org/fr/dynco2.php>) et fournit la valeur du forçage radiatif en continu dans le temps. Le second applique la méthode TAWP (<https://sites.google.com/site/kendallresearchlab/standard-1/objective-b>) et fournit un résultat pour les trois horizons de temps du GIEC (20, 100 et 500 ans).

4.2 Application à des études de cas

Les recommandations présentées à la section 4.1 sont appliquées ici à deux études de cas portant sur l'étiquetage environnemental d'un produit du bois et sur l'analyse de scénarios de traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois. Ces études de cas ont pour objectif de montrer comment les recommandations peuvent être utilisées dans la pratique.

4.2.1 Étiquetage environnemental d'un produit du bois

Pour cette première étude de cas, le cycle de vie hypothétique d'une chaise en bois est modélisé.

4.2.1.1 Données de base

La chaise est faite de 5 kg de bois d'épinette noire et a une durée de vie de 30 ans. Pour simplifier la collecte et la manipulation de données étant donné le caractère pédagogique de cette illustration, seules les émissions de CO₂ et de CH₄ sont considérées. La période de rotation est de 70 ans et 39% de la masse de carbone séquestré par les arbres en croissance se retrouve dans la partie exploitable commercialement (Gaboury et al. 2009), le reste étant constitué de résidus

forestiers (branches, racines, souches, feuilles, etc.). Le bois est constitué à 50% massique de carbone, sa masse volumique est de 445 kg/m³ et son contenu énergétique est de 17,8 MJ/kg de bois sec (Chen et al. 2002).

4.2.1.2 Processus considérés

La Figure 4-5 illustre les processus considérés pour les calculs. La production de la chaise entraîne des émissions fossiles lors de la première année. Tel que mentionné à la section 4.2.1.1, 39% du carbone contenu dans la biomasse se trouve dans la partie exploitable commercialement. De ce 39%, une portion se retrouve dans la chaise, alors que l'autre portion se retrouve dans les résidus de scierie. Une imputation sur le contenu en carbone est utilisée tel que recommandé à la section 4.1.1. Ainsi, les flux de carbone biogénique imputés à la chaise sont proportionnels à la masse de carbone contenue dans la chaise. Les résidus forestiers sont laissés sur le sol en forêt et se dégradent au cours des années suivantes. La croissance des arbres débute la première année du cycle de vie et se poursuit pendant 70 ans, soit la période de rotation des épinettes noires. En fin de vie, après 30 ans, la chaise est incinérée avec récupération de chaleur. Le carbone contenu dans la chaise est émis sous forme de CO₂ biogénique. De plus, les processus liés à la production de chaleur à partir du bois sont la source d'émissions fossile (émissions du cycle de vie). Finalement, la méthode d'expansion des frontières est utilisée pour traiter la multifonctionnalité. Les émissions fossiles causées par une production équivalente de chaleur à partir de fiouls sont soustraites.

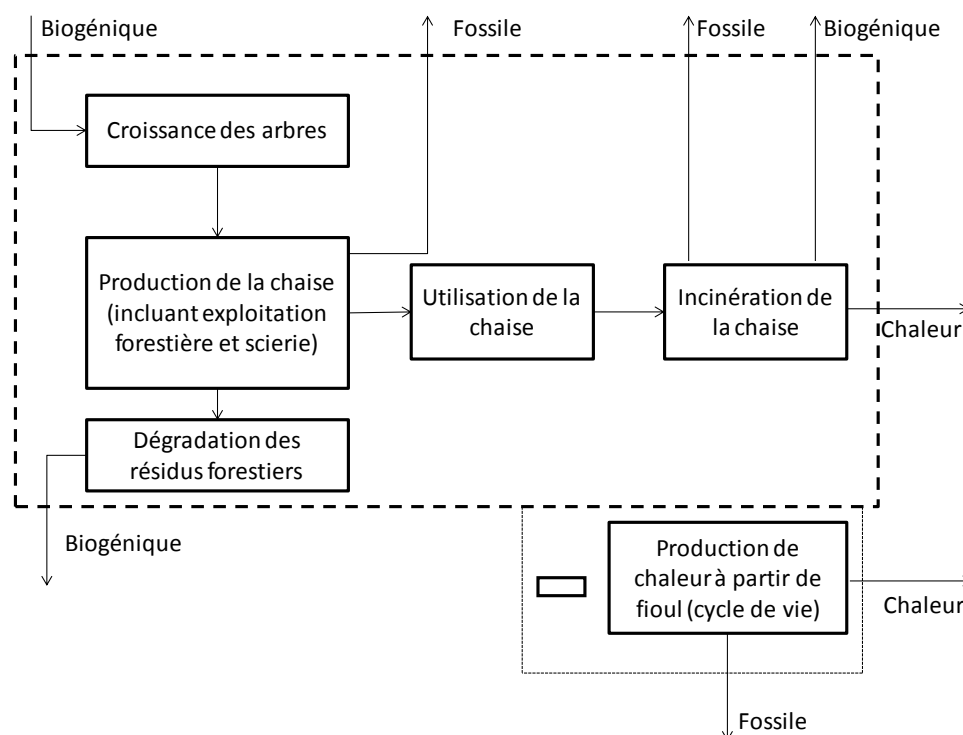


Figure 4-5 : Illustration des processus considérés pour le cycle de vie de la chaise

4.2.1.3 Émissions fossiles

Les émissions causées par la production de la chaise sont déterminées en utilisant le processus ecoinvent « Sawn timber, softwood, planned, kiln dried, RER, at plant ». Elles incluent les émissions provenant des activités d'exploitation forestière et de la scierie (97,8 kgCO₂/m³ et 0,153 kgCH₄/m³). Les émissions causées par les activités de gestion en fin de vie sont déterminées à

partir du processus ecoinvent « Heat, softwood chips from industry at furnace, 50 kW, CH » (4 gCO₂/MJ et 6,67 mgCH₄/MJ). L'efficacité de combustion a été posée à 80%, c'est-à-dire que la chaleur produite est égale à 80% du contenu énergétique du bois incinéré. Finalement, les données utilisées pour calculer les émissions fossiles évitées proviennent du processus ecoinvent « Heat, light fuel oil, at boiler 100 kW, non modulating, CH » (91,4 gCO₂/MJ et 84,4 mgCH₄/MJ).

4.2.1.4 Flux de carbone biogénique

Tout d'abord, les résidus forestiers se dégradent sous forme de CO₂ biogénique suivant une cinétique de premier ordre avec un taux de dégradation de 0,05 yr⁻¹ (Sathre et Gustavsson 2012). La masse de résidus restante est donc calculée pour chaque année t avec la formule suivante : $M(t) = M_{\text{initiale}} * e^{-0,05t}$. Les émissions de CO₂ peuvent donc être calculées pour chaque année en soustrayant la masse de résidus restante de la valeur calculée pour l'année précédente. Puisque les résidus forestiers correspondent à 61% de la masse des arbres, la masse des résidus forestiers imputables à la chaise est calculée à partir de la masse de la chaise i.e. en multipliant celle-ci par 0,61, puis en divisant par 0,39 pour obtenir 7,82 kg. Les émissions de CO₂ sont calculées en multipliant la masse de bois par le contenu en carbone (0,5) et par le ratio des masses molaires (44/12). La quantité totale de carbone séquestrée par les arbres et imputable à la chaise est obtenue en additionnant les quantités de carbone contenu dans la chaise et dans les résidus forestiers. Le taux annuel de séquestration est ensuite calculé en divisant la quantité totale de carbone par la période de rotation pour obtenir 0,336 kgCO₂/an. Finalement, en fin de vie, le contenu en carbone de la chaise est émis au moment de l'incinération sous forme de CO₂ (9,17 kgCO₂).

4.2.1.5 Calcul d'inventaire

À partir de ces données, un inventaire temporel de CO₂ et de CH₄ a été calculé. Celui-ci est présenté au Tableau 4-3.

Tableau 4-3 : Inventaire temporel des émissions de CO₂ et de CH₄ pour le cycle de vie de la chaise

Processus	Année	CO ₂ (kg/an)	CH ₄ (kg/an)
Production de la chaise	1	1,1	1,7x10 ⁻³
Dégradation des résidus	1 à 500	total de 14,34, quantité annuelle variable dans le temps (voir section 4.2.1.4)	0
Croissance des arbres	1 à 70	-0,336	0
Incinération de la chaise	31	0,28 (fossile) 9,17 (biogénique)	4,7x10 ⁻⁴
Chaleur évitée	31	-6,5	-6x10 ⁻³

4.2.1.6 Application des recommandations

Un calcul d'ACV traditionnel est réalisé sur cet inventaire. Pour ce faire, tous les flux de CO₂ et de CH₄ d'origine fossile sont multipliés par leur PRG (Forster et al. 2007), puis additionnés. Étant donné que pour le cas de la chaise, le bilan de carbone biogénique est nul, la considération du

carbone biogénique dans le calcul ne change rien. Un deuxième calcul est réalisé en prenant en compte toutes les recommandations présentées à la section 4.1.

1. Les flux de carbone biogénique sont inclus dans le calcul.
2. L'indicateur utilisé est le forçage radiatif cumulatif.
3. Comme les flux de carbone de ce cycle de vie s'étendent sur 70 ans (si l'on ne considère pas la dégradation des résidus au-delà de ce seuil), il faut considérer les aspects temporels pour tout horizon temporel d'analyse de moins de 700 ans.
4. Une approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif est utilisée.
5. Un indicateur spécifique au méthane est utilisé.
6. Les flux de séquestration sont estimés par une approximation linéaire.
7. Les résultats pour plusieurs horizons de temps sont présentés.

Un fichier Excel a été utilisé pour faciliter le calcul. Il s'agit d'entrer les quantités de CO₂ et de CH₄ émises à chaque année et le calcul du forçage radiatif dans le temps se fait automatiquement. Un tel fichier est disponible à l'adresse suivante : <http://www.ciraig.org/fr/dynco2.php>.

4.2.1.7 Résultats

La Figure 4-6 présente le résultat obtenu suite à l'application des recommandations à l'inventaire temporel du Tableau 4-3. Les résultats de l'empreinte carbone de la chaise (courbe noire) et du processus évité par la production de chaleur en fin de vie (courbe rose) sont présentés séparément, puis additionnés en un résultat total (courbe verte). Le Tableau 4-4 présente ensuite les résultats pour quelques valeurs d'horizon temporel sélectionnées et les compare aux résultats obtenus avec une ACV sans considération du carbone biogénique.

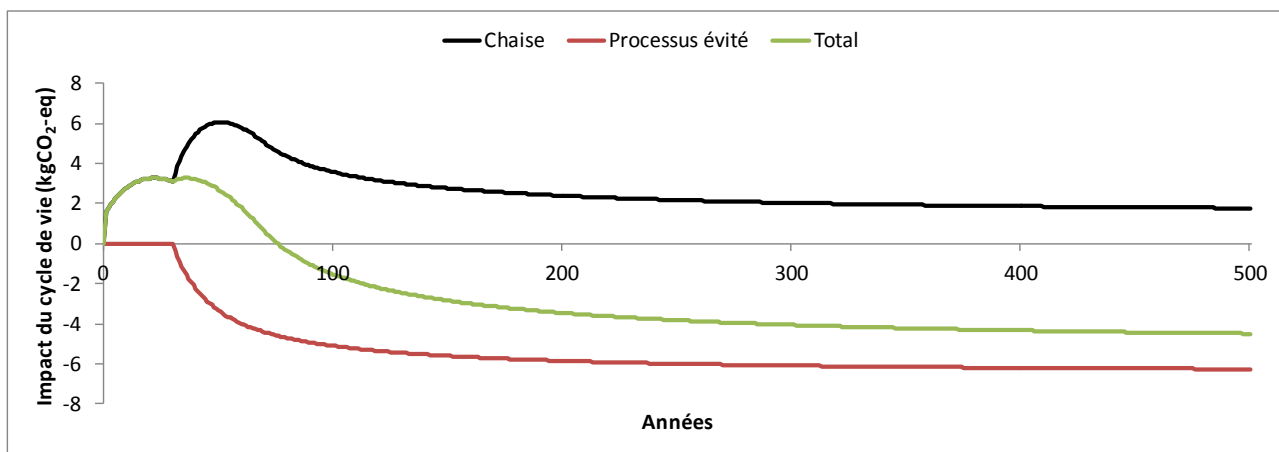


Figure 4-6 : Résultats obtenus suite aux recommandations pour le cas de la chaise pour des horizons temporels de 0 à 500 ans

Tableau 4-4 : Résultats obtenus par l'ACV et suite aux recommandations pour le cas de la chaise pour différents horizons de temps

Horizon temporel	Unités	Chaise		Processus évité		Total	
		ACV	Recommandations	ACV	Recommandations	ACV	Recommandations
20 ans	kgCO ₂ -eq	1,4	3,3	-6,8	0	-5,4	3,3
75 ans	kgCO ₂ -eq	N/A	4,6	N/A	-4,6	N/A	0

100 ans	kgCO ₂ -eq	1,4	3,6	-6,6	-5,1	-5,2	-1,5
500 ans	kgCO ₂ -eq	1,4	1,8	-6,6	-6,3	-5,2	-4,5

4.2.1.8 Discussion

Les résultats sont présentés dans le Tableau 4-4 pour quatre horizons temporels différents, soient les trois horizons normalement considérés pour les PRG (20, 100 et 500 ans) et un horizon de 75 ans, qui correspond au moment où l'impact total (chaise plus processus évité) passe d'une valeur positive à une valeur négative. Par contre, aucune valeur n'est calculée pour cet horizon de temps avec l'ACV puisque les PRG 75 ne sont jamais utilisés en pratique. De plus, il est important de noter que l'inventaire temporel présenté au Tableau 4-3 s'étend sur 70 ans et que les résultats obtenus pour un horizon de 20 ans en suivant les recommandations ne considèrent donc pas tous les flux du cycle de vie, mais uniquement ceux qui ont lieu pendant ces 20 années. Par contre, en ACV, tous les flux du cycle de vie sont considérés et l'horizon temporel ne sert qu'à déterminer quels PRG seront utilisés.

Les résultats de l'ACV sont très peu dépendants de l'horizon de temps choisi puisque les émissions de CH₄ sont plutôt faibles et que le PRG du CO₂ est toujours égal à 1. Les résultats totaux sont négatifs car les émissions évitées pour la production de chaleur à partir de fioul sont plus grandes que les émissions du cycle de vie de la chaise.

Comme les aspects temporels sont considérés pour les résultats calculés suivant les recommandations, le choix d'un horizon de temps a une grande influence. Pour un horizon de temps infini, le résultat serait le même que celui de l'ACV puisque l'inventaire total est le même. Par contre, le délai de séquestration du carbone dans les arbres en croissance fait en sorte que les émissions du cycle de vie causent un impact sur le forçage radiatif à court terme qui n'est pas immédiatement compensé par la séquestration. La comparaison des résultats des deux méthodes montre bien que pour que les aspects temporels soient négligeables, l'horizon de temps choisi doit être supérieur à 500 ans.

Cette application aborde un cas hypothétique où les recommandations seraient utilisées dans une situation d'étiquetage environnemental de produits. La quantité de carbone biogénique séquestré est calculée à partir du contenu en carbone du bois et de la proportion totale de l'arbre représentant les résidus. Les résidus peuvent être laissés en forêt où ils se dégradent (c'est l'hypothèse posée dans cette étude de cas), sortis de la forêt et brûlés à ciel ouvert ou sortis de la forêt et utilisés comme matière première (généralement pour produire de la bioénergie) selon les pratiques d'exploitation forestière en vigueur. Si les résidus sont laissés en forêt ou brûlés à ciel ouvert, leur dégradation ou leur combustion doit être attribuée au produit fabriqué. Par contre, s'ils sont récupérés pour une autre utilisation, alors il faut se demander à quelle fonction imputer ces émissions. Dans le cas où il serait impossible de savoir ce qu'il advient de ces résidus ou de les quantifier, la quantité de carbone séquestrée pourrait être posée égale à la quantité de carbone contenu dans le produit à l'étude.

Il est important de noter que le calcul de la quantité de carbone séquestré par les arbres dans cette étude de cas implique l'hypothèse que le stock de carbone de la forêt est stable et que tout le carbone séquestré est récolté et réémis à l'atmosphère par la dégradation des résidus et par l'incinération de la chaise en fin de vie. Ce cas s'applique donc à une forêt qui serait gérée durablement et où les stocks de carbone seraient maintenus. Dans d'autres circonstances, les hypothèses à poser seraient différentes. Si le bois provenait de la déforestation d'un territoire, par exemple, il ne faudrait pas tenir compte de la séquestration du carbone dans les arbres.

4.2.2 Traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois

Cette étude de cas vise à comparer deux scénarios de traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois : l'incinération et l'enfouissement.

4.2.2.1 Données de base

La palette de bois est faite de 20 kg de bois d'épinette noire. Les mêmes hypothèses et données de base que pour la chaise sont utilisées, c'est-à-dire que le bois est constitué à 50% massique de carbone, sa masse volumique est de 445 kg/m³ et son contenu énergétique est de 17,8 MJ/kg de bois sec (Chen et al. 2002). Aussi, pour simplifier la collecte et la manipulation de données étant donné le caractère pédagogique de cette illustration, seules les émissions de CO₂ et de CH₄ sont considérées.

4.2.2.2 Processus considérés

La Figure 4-7 illustre les processus considérés dans le calcul. Comme l'objectif de cette étude de cas est de comparer deux scénarios de fin de vie pour le même objet et non de réaliser une empreinte carbone du cycle de vie, il ne sera pas nécessaire de considérer la séquestration de carbone par la biomasse, la dégradation des résidus forestiers, ni la production de la palette. Pour le cas de l'incinération, il faut considérer les émissions fossiles du traitement en fin de vie ainsi que le carbone biogénique émis par la combustion de la palette. De plus, comme la méthode d'expansion des frontières est utilisée pour traiter la multifonctionnalité, il faut soustraire les émissions fossiles causées par une production équivalente de chaleur à partir de fioul. Pour le cas de l'enfouissement, il faut simplement considérer les émissions fossiles liées aux activités d'enfouissement ainsi que la libération de carbone biogénique due à la dégradation de la palette.

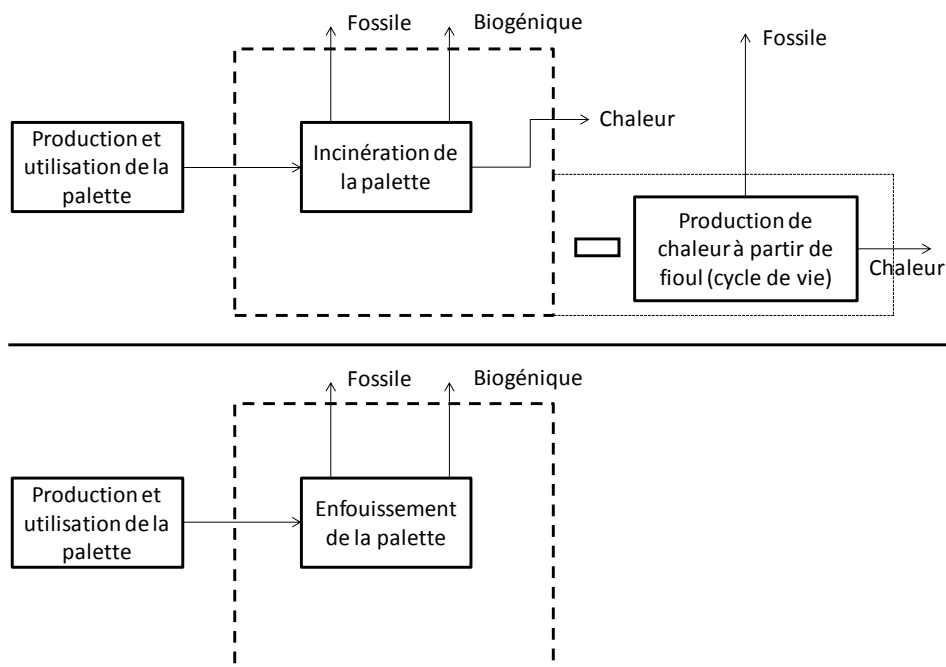


Figure 4-7 : Illustration des processus considérés pour la comparaison de deux scénarios de traitement en fin de vie de déchets de palettes de bois

4.2.2.3 Émissions fossiles

Pour le scénario d'incinération, les émissions causées par les activités de gestion en fin de vie sont déterminées tout comme pour la chaise à partir du processus ecoinvent « Heat, softwood chips from industry at furnace, 50 kW, CH » (4 gCO₂/MJ et 6,67 mgCH₄/MJ). L'efficacité de combustion a été posée à 80%, c'est-à-dire que la chaleur produite est égale à 80% du contenu énergétique du bois incinéré. Finalement, les données utilisées pour calculer les émissions fossiles évitées proviennent du processus ecoinvent « Heat, light fuel oil, at boiler 100 kW, non modulating, CH » (91,4 gCO₂/MJ et 84,4 mgCH₄/MJ).

Pour le scénario d'enfouissement, les émissions fossiles liées aux activités d'enfouissement sont quantifiées à l'aide du processus ecoinvent « Disposal, wood untreated, 20% water, to sanitary landfill/CH » (11,4 gCO₂/kg et 29,8 mgCH₄/kg).

4.2.2.4 Flux de carbone biogénique

Pour le scénario d'incinération, le carbone biogénique contenu dans la chaise est émis au moment de la combustion sous forme de CO₂. Pour le scénario d'enfouissement, un modèle de dégradation en site d'enfouissement développé par Sich et Barlaz (2000) est utilisé. Ce modèle fournit une formule permettant de calculer les quantités de CO₂ et de CH₄ émises par des matériaux enfouis en fonction du temps. Il suffit d'entrer la quantité totale de chacun des gaz émis par masse de matériau enfoui. Selon une étude réalisée par Micales et Skog (1997), 1,9% du carbone contenu dans le bois est émis sous forme de CH₄ lorsqu'il est enfoui, alors que 1,3% du carbone est émis sous forme de CO₂. Ces pourcentages sont utilisés pour calculer les émissions totales en multipliant par le contenu en carbone du bois et le ratio des masses molaires, ce qui permet d'obtenir 0,023833 g CO₂/g bois et 0,012667 g CH₄/g bois. Ces valeurs sont ensuite entrées dans le modèle pour calculer les émissions annuelles.

4.2.2.5 Calcul d'inventaire

À partir de ces données, un inventaire temporel de CO₂ et de CH₄ a été calculé pour les deux scénarios. L'année 1 correspond à l'année où la palette est mise aux rebuts. Ceux-ci sont présentés aux Tableaux 4-5 et Tableau 4-6.

Tableau 4-5 : Inventaire temporel des émissions de CO₂ et de CH₄ du scénario d'incinération

Processus	Année	CO ₂ (kg/an)	CH ₄ (kg/an)
Incinération de la palette	1	1,14 (fossile)	1,9x10 ⁻³
		36,67 (biogénique)	
Chaleur évitée	1	-26,03	-2,4x10 ⁻²

Tableau 4-6 : Inventaire temporel des émissions de CO₂ et de CH₄ du scénario d'enfouissement

Processus	Année	CO ₂ (kg/an)	CH ₄ (kg/an)
Enfouissement de la palette (fossile)	1	0,228	6x10 ⁻⁴
Dégradation de la palette (biogénique)	1 à 500	total de 0,477, quantité annuelle variable dans le temps (voir section 4.2.2.4)	total de 0,253, quantité annuelle variable dans le temps (voir section 4.2.2.4)

4.2.2.6 Application des recommandations

Un calcul d'ACV traditionnel est réalisé sur ces inventaires. Pour ce faire, tous les flux de CO₂ et de CH₄ d'origine fossile sont multipliés par leur PRG (Forster et al. 2007), puis additionnés. Deux résultats sont présentés, le premier incluant les flux de CO₂ biogénique et le second ne les considérant pas. Quant aux flux de méthane biogénique, ils sont inclus dans les deux cas puisqu'une émission de méthane biogénique n'est pas annulée par une séquestration de CO₂ étant donné que les PRG ne sont pas les mêmes. Un troisième calcul est réalisé en prenant en compte toutes les recommandations présentées à la section 4.1.

1. Les flux de carbone biogénique sont inclus dans le calcul.
2. L'indicateur utilisé est le forçage radiatif cumulé.
3. Pour le scénario d'incinération, il n'y a pas lieu de considérer les aspects temporels des émissions puisque toutes les émissions ont lieu la même année. Par contre, pour le scénario d'enfouissement, comme les flux de carbone s'étendent sur plusieurs centaines d'années, il faut considérer les aspects temporels pour tout horizon temporel d'analyse de moins de 1 000 ans.
4. Une approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif est utilisée.
5. Un indicateur spécifique au méthane est utilisé.
6. Les flux de séquestration sont estimés par une approximation linéaire (non applicable pour ce cas-ci).
7. Les résultats pour plusieurs horizons de temps sont présentés.

Un fichier Excel a été utilisé pour faciliter le calcul. Il s'agit d'entrer les quantités de CO₂ et de CH₄ émises à chaque année et le calcul du forçage radiatif dans le temps se fait automatiquement.

4.2.2.7 Résultats

La Figure 4-8 présente le résultat obtenu suite à l'application des recommandations à l'inventaire temporel du Tableau 4-6 pour le scénario d'enfouissement. Puisque les aspects temporels ne sont pas considérés pour le scénario d'incinération, les résultats sont calculés pour certains horizons de temps en utilisant les PRG appropriés. Le Tableau 4-7 présente ensuite les résultats pour quelques valeurs d'horizon temporel sélectionnées pour les deux scénarios et les compare aux résultats obtenus avec une ACV avec et sans considération des flux de CO₂ biogénique.

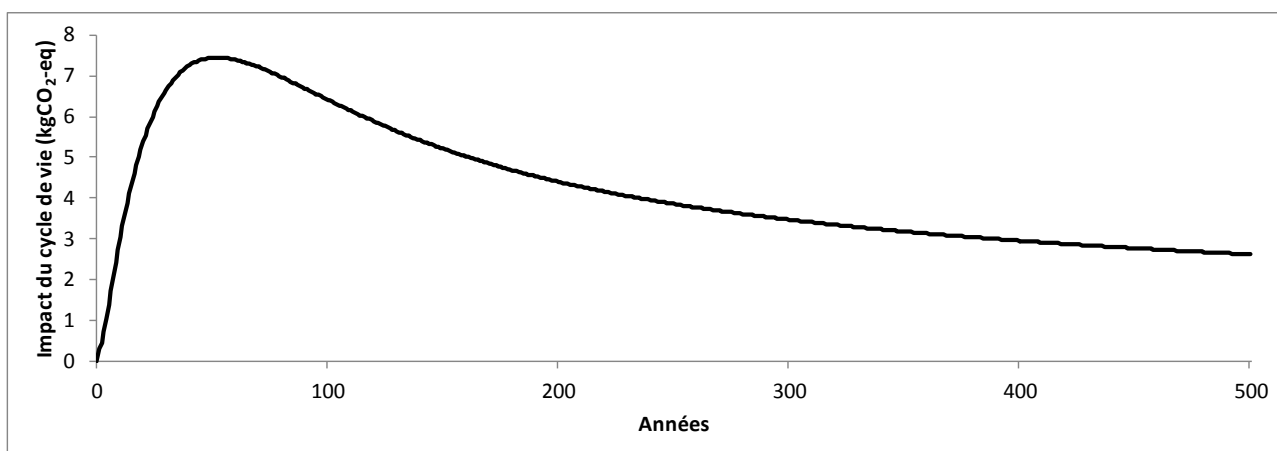


Figure 4-8 : Résultats obtenus suite aux recommandations pour le scénario d'enfouissement des palettes de bois pour des horizons temporels de 0 à 500 ans

Tableau 4-7 : Résultats obtenus par l'ACV avec et sans considération des flux de CO₂ biogénique et suite aux recommandations pour le cas des scénarios d'incinération et d'enfouissement des palettes de bois pour différents horizons de temps

Horizon temporel	Unités	ACV avec CO ₂ bio		ACV sans CO ₂ bio		Recommandations	
		Incineration	Enfouissement	Incineration	Enfouissement	Incineration	Enfouissement
20 ans	kgCO ₂ -eq	10,2	19,0	-26,5	18,5	10,2	5,4
100 ans	kgCO ₂ -eq	11,2	7,1	-25,4	6,6	11,2	6,4
500 ans	kgCO ₂ -eq	11,6	2,6	-25,1	2,2	11,6	2,6

4.2.2.8 Discussion

Les résultats du Tableau 4-7 montrent bien que la méthode utilisée a un impact important sur les conclusions lors de la comparaison des deux scénarios de fin de vie des palettes de bois. En effet, selon la méthode employée et l'horizon de temps choisi, l'incinération ou l'enfouissement peuvent sembler préférable.

L'ACV sans considération du CO₂ biogénique arrive toujours à la conclusion que l'incinération est préférable, peu importe l'horizon de temps choisi pour les PRG. En effet, la production de chaleur lors de l'incinération permet d'éviter des émissions fossiles, alors que l'émission du contenu en carbone de la chaise est considérée sans impact, ce qui entraîne un résultat négatif. Par contre, comme le CO₂ d'origine biogénique n'est pas considéré dans le calcul, le stockage quasi-permanent d'une grande partie du carbone dans le bois de la chaise enfouie n'a pas d'influence sur les résultats.

Pour l'ACV avec considération du CO₂ biogénique, cet effet de stockage dans le site d'enfouissement est bel et bien pris en compte. C'est pourquoi pour des horizons de 100 et 500 ans le scénario d'enfouissement devient favorable. Par contre, pour un horizon de 20 ans, c'est le scénario d'incinération qui est favorable. Ceci s'explique par l'émission de méthane assez importante du site d'enfouissement suite à la dégradation du bois qui est multipliée par son PRG 20 qui est assez élevé (72 par rapport à 25 pour 100 ans ou 7,6 pour 500 ans).

Finalement, en suivant les recommandations de la section 4.1, c'est le scénario d'enfouissement qui est favorable et ce, pour tous les horizons de temps. En effet, même si des quantités appréciables de méthane sont émises, celles-ci sont repoussées dans le temps puisque la dégradation du bois se fait très lentement. Il est important de noter que cette conclusion ne tient compte que de l'impact sur le forçage radiatif cumulatif. Or, l'enfouissement peut avoir des impacts sur d'autres types de problématiques environnementales qui ne sont pas considérés dans ce calcul.

4.2.3 Conclusions générales

Les recommandations présentées à la section 4.1 portent sur des aspects méthodologiques généraux liés au traitement du carbone biogénique dans les ACV et sont applicables dans toutes les situations. Par contre, les deux études de cas présentées dans cette section, tout comme la revue des concepts et des méthodes des chapitres 2 et 3, montrent que **l'intégration de ces recommandations entraîne des questionnements au sujet d'autres aspects méthodologiques**

dont les réponses dépendent des objectifs de l'étude et qui ne sont pas nécessairement exclusives à la question du carbone biogénique.

Par exemple, l'utilisation d'une approche par extension des frontières pour traiter la multifonctionnalité des processus d'incinération en fin de vie avec récupération de chaleur peut dépendre du contexte de l'étude et des lignes directrices choisies. En effet, certaines méthodes exigent des approches particulières pour traiter ces questions auxquelles l'utilisateur doit se conformer. Par exemple, la spécification PAS 2050 exige que les émissions produites par l'incinération avec récupération d'énergie soient attribuées au système utilisant l'énergie produite, alors que le PEF exige l'utilisation d'une approche par extension des frontières.

En ce qui concerne la détermination de la quantité de carbone séquestrée par la biomasse, différentes bases de référence peuvent être utilisées pour le calcul du changement net de stock de carbone : 1) par rapport à un point de référence actuel, 2) par rapport à une situation *business-as-usual*, et 3) par rapport à un scénario futur prospectif (US EPA 2011; WBCSD/NCASI 2013). Une approche attributionnelle utilise normalement un point de référence actuel. Ainsi, pour une forêt gérée durablement, par exemple, la quantité de carbone séquestré considérée sera la même que la quantité de carbone contenu dans le bois récolté. Cette approche a été utilisée pour l'exemple d'application de la section 4.2.1 portant sur l'affichage environnemental d'un produit.

Pour une approche conséquentielle, la référence utilisée serait une situation *business-as-usual* ou un scénario futur prospectif selon l'objectif de l'étude. Par exemple, si une étude vise à comparer l'implantation d'un scénario de bioénergie forestière en vue de remplacer un scénario d'énergie fossile actuel, une situation *business-as-usual* sera utilisée. Dans ce cas, il est important de tenir compte dans le scénario d'énergie fossile actuel de ce qui arriverait à la biomasse forestière si le scénario de bioénergie n'existait pas. L'exemple présenté à la Figure 2-8 illustre ce type de scénario de référence. Le développement de ce type de scénario complexifie grandement la réalisation des ACV liées à l'utilisation de biomasse (Pawelzik et al. 2013) et comporte des incertitudes, mais est absolument nécessaire afin de déterminer l'impact causé par une augmentation du taux de récolte (US EPA 2012). Finalement, un scénario futur prospectif pourrait être utilisé dans une étude visant à orienter des politiques énergétiques afin de tenir compte de l'évolution prévue des forêts en l'absence des politiques énergétiques à l'étude. L'étude produite par Biomass Energy Resource Center (2012) en est un exemple.

4.3 Besoins de recherche identifiés

La revue des problématiques liées à la considération du stockage et déstockage de carbone de la biomasse en ACV et des différentes méthodes développées a permis d'identifier quelques aspects méthodologiques pour lesquels des besoins de recherche se font sentir. Trois de ces aspects sont discutés dans les sections suivantes.

4.3.1 Développement d'indicateurs

Tel que mentionné à la section 2.2, l'utilisation d'un indicateur unique basé sur le forçage radiatif cumulatif comporte des désavantages. En effet, cet indicateur ne peut pas à lui seul donner une mesure de l'influence de chaque GES sur tous les types d'impacts liés au changement climatique comme ceux causés par l'augmentation directe de la température à un instant donné (par exemple, les problèmes causés par les vagues de chaleur) ou par la vitesse d'augmentation de la température (par exemple, la capacité d'adaptation des écosystèmes). Le cinquième rapport du GIEC (IPCC 2013) présente et discute différents indicateurs en plus du GWP dont le GTP, un indicateur instantané (voir section 2.2.4), ainsi que le GWP_{bio} (voir section 3.6.4). Un tout récent

article propose un indicateur permettant de prendre en compte la notion de *tipping point* en pénalisant les émissions contribuant le plus à l'atteinte d'un certain niveau de température à une date cible fixée (Jørgensen et al. 2014). Des recherches visent aussi à intégrer l'impact des changements d'albedo, un facteur fortement lié à l'utilisation de la biomasse par les changements d'affectation des terres (Schwaiger et Bird 2010; Bernier et al. 2011). En effet, l'exploitation d'une forêt n'impacte pas le climat uniquement par des changements dans les stocks de carbone, mais aussi par des changements d'albedo dus à la variation du couvert végétal (Anderson et al. 2011). La tendance actuelle permet de croire qu'au cours des années suivantes, d'autres développements auront lieu en termes de développement d'indicateurs pour le réchauffement climatique. Par exemple, le nouveau projet de la *UNEP-SETAC Life Cycle Initiative* visant à réviser les indicateurs utilisés en évaluation des impacts du cycle de vie couvrira la catégorie du changement climatique (Jolliet et al. 2014).

4.3.2 Traitement des préférences temporelles

La considération des aspects temporels des émissions et séquestrations de GES rend inévitable le choix d'un horizon temporel pour la prise de décision. Les différents exemples d'application développés dans ce rapport ont démontré que l'horizon de temps choisi pouvait avoir un impact important sur les résultats. Or, tel que discuté dans la section 2.4.4.5, le choix d'un horizon temporel est un sujet plus politique que scientifique puisqu'il incarne inévitablement les préférences temporelles du preneur de décision. C'est pourquoi il est recommandé de présenter les résultats pour différents horizons temporels et d'en discuter l'impact sur les résultats.

Certains auteurs ont utilisé le concept d'actualisation, normalement utilisé pour la prise de décision économique, pour gérer les préférences temporelles associées aux émissions de GES (Herzog et al. 2003; Stern 2007). Par contre, l'application de taux d'actualisation à des émissions de GES est plutôt controversé (Hellweg et al. 2003; O'Hare et al. 2009). Des articles de recherche récemment publiés se sont attardés sur les différents processus physiques du cycle du carbone impliqués selon le choix de l'horizon temporel (Jørgensen et Hauschild, 2013) ou ont proposé une méthode qui permettrait d'établir une relation entre les émissions de GES et les coûts afin d'utiliser des taux d'actualisation pour la prise de décision (McKechnie et MacLean 2013). La monétarisation des impacts environnementaux en général et des émissions de GES en particulier pourrait être une façon de gérer les préférences temporelles pour les preneurs de décision.

4.3.3 Bilans de carbone forestier

La considération du carbone biogénique dans les ACV implique l'estimation des quantités de carbone séquestré par la biomasse à imputer au système à l'étude. Tel que discuté à la section 4.2.3, lorsqu'une approche attributionnelle est utilisée, la quantité de carbone séquestrée peut être considérée équivalente au carbone contenu dans la biomasse récoltée pour une forêt gérée durablement, ou simplement nulle pour les cas de déforestation. Par contre, pour une approche conséquentielle, il faut comparer la séquestration de carbone par la biomasse du système à l'étude à la séquestration de carbone qui aurait lieu sinon, ce qui complexifie la collecte de données.

De nombreuses études ont été réalisées sur les stocks de carbone des forêts (par exemple, Nabuurs et al. 1997; Johnson et Curtis 2001; Dupouays et al. 2002; Robert et Saugier 2003; Lousteau 2004; Jong et al. 2007; Bottcher et al. 2008; Luyssaert et al. 2008; Nabuurs et al. 2008; Nave et al. 2010; Fortin et al. 2011; Hudiburg et al. 2011; Mitchell et al. 2012; Poudel et al. 2012; Klein et al. 2013; Law et al. 2013). Ceux-ci dépendent de nombreux facteurs dont les conditions climatiques, les particularités géographiques, les perturbations naturelles et les différents modes

de gestion de l'exploitation des forêts. Dès les années 1990, des chercheurs ont tenté de comprendre l'impact de l'utilisation des forêts sur le climat (Marland et Marland 1992; Schlamadinger et Marland 1996; Marland et Schlamadinger 1997). De plus récentes études se sont attardées à l'impact de différentes options d'utilisation des produits de la forêt (Vallet 2005; Eriksson et al. 2007; Seidl et al. 2007; Pingoud et al. 2010; Werner et al. 2010; Lippke et al. 2011; Fortin et al. 2012; Pingoud et al. 2012) ou plus spécifiquement à l'utilisation de résidus forestiers comme source d'énergie (Schlamadinger et al. 1995; Prieur et al. 2004; Lindholm et al. 2011; Domke et al. 2012; Guest et al. 2013). Ces études démontrent entre autres qu'il y a un compromis à faire entre les bénéfices associés au stockage de carbone en forêt et les bénéfices associés à l'utilisation du bois en remplacement des ressources fossiles. Par contre, ces études s'appliquent généralement à des cas spécifiques étant donné la sensibilité des résultats à différents facteurs et les conclusions ne peuvent pas nécessairement être étendues à toutes les situations.

Les chercheurs continuent à essayer de comprendre les bilans de carbone des forêts et les facteurs les influençant. Par exemple, une toute récente étude parue dans Nature démontre que les arbres gros et âgés séquestrent plus de carbone que les arbres plus jeunes, contrairement à ce qui était auparavant admis (Stephenson et al. 2014). De la recherche est encore nécessaire afin de bien comprendre l'évolution des bilans de carbone forestiers et le rôle de la forêt dans la lutte au changement climatique (EUSTAFOR 2011). Des modèles doivent être développés afin de simuler les variations des stocks de carbone des forêts en fonction des différents facteurs les affectant. Ces modèles pourront être utilisés afin de comparer différents scénarios permettant de répondre aux questions posées à travers les ACV (European Commission 2013).

5 Conclusion

Les méthodologies d'analyse du cycle de vie et de calcul de l'empreinte carbone sont couramment utilisées pour établir le profil environnemental de produits issus de la biomasse ou pour comparer ces produits avec leur alternative fossile. Ces méthodologies sont aussi de plus en plus souvent utilisées pour guider les politiques liées à la bioénergie et à la gestion de la forêt dans un contexte de lutte aux changements climatiques. Par contre, la quantification des émissions et absorptions de carbone par la biomasse peut s'avérer complexe. En effet, l'abandon du principe de neutralité de la biomasse implique la quantification des flux de carbone d'origine biogénique absorbés ou émis par la biomasse et les sols, ce qui nécessite des connaissances spécifiques sur des processus complexes liés à l'évolution des stocks de carbone dans les forêts, les différents types de culture et les sols.

Une revue de certains concepts liés au cycle du carbone, aux indicateurs d'impacts sur le changement climatique et au principe de neutralité du carbone biogénique, ainsi que de différentes méthodes et lignes directrices traitant de la comptabilisation des émissions et absorptions de carbone biogénique par la biomasse en ACV a permis de dresser un portrait des connaissances actuelles sur la question. De cette revue, sept recommandations générales ont été développées représentant les meilleures pratiques en termes de comptabilisation des émissions et absorptions de carbone par la biomasse en ACV.

Recommandations ne nécessitant aucun effort additionnel :

- Utiliser un indicateur basé sur le forçage radiatif cumulé.

Recommandations nécessitant un effort accru lors de la collecte de données :

- Inclure dans les ACV et les calculs de l'empreinte carbone tous les flux de carbone, qu'ils soient d'origine biogénique ou fossile, positifs (émissions) ou négatifs (séquestrations).
- Utiliser une équation spécifique à la biomasse à l'étude pour le calcul de la dynamique de séquestration de carbone par la biomasse si celle-ci est disponible ou utiliser une approximation linéaire dans le cas contraire.

Recommandations nécessitant l'utilisation d'un outil additionnel :

- Tenir compte des aspects temporels de tous les flux de GES du système à l'étude lorsque l'échelle de temps couverte par ceux-ci est assez longue par rapport à l'horizon temporel choisi pour l'analyse.
- Utiliser une approche basée sur le calcul exact du forçage radiatif cumulé pour la considération des aspects temporels.
- Utiliser une approche spécifique à chaque GES pour la considération des aspects temporels plutôt que d'assimiler toutes les émissions au CO₂.
- Présenter les résultats obtenus pour différents horizons de temps et discuter l'impact de ce choix sur les conclusions.

Certaines limites et difficultés ont aussi été identifiées. Des données ne sont pas toujours disponibles pour la quantification du contenu en carbone de certains produits ou déchets issus de la biomasse ou pour l'évaluation de la dynamique de certains processus de dégradation, par exemple. D'autres aspects méthodologiques que ceux couverts par les recommandations peuvent aussi entrer en jeu et dépendre, entre autres, du contexte et des objectifs de l'étude. En effet, les ACV nécessitant une approche attributionnelle, comme pour l'étiquetage environnemental de produits par exemple, utilisent une situation actuelle comme point de référence, ce qui facilite la quantification des flux de séquestration de carbone par la biomasse en croissance. Par contre, les ACV nécessitant une approche conséquentielle doivent utiliser comme base de référence un scénario *business-as-usual* ou un scénario futur prospectif pour la détermination des changements nets dans les stocks de carbone. Or, ces scénarios sont très complexes à établir et nécessitent l'utilisation de modèles afin d'estimer l'évolution du contenu en carbone des sols et de la végétation pour le scénario à l'étude et pour le scénario de référence. Par exemple, pour évaluer l'impact de l'implantation d'une politique axée sur l'utilisation de la biomasse forestière, les stocks de carbone de la forêt si la politique était implantée doivent être comparés aux stocks de carbone de la forêt sans l'application de cette politique.

Des besoins de recherche dans trois domaines particuliers ont été identifiés au cours du projet suite à l'identification de certaines limites. D'abord, plusieurs chercheurs travaillent actuellement au développement de nouveaux indicateurs afin de mieux représenter l'impact sur le changement climatique des activités humaines. Le développement d'outils permettant de mieux traiter les préférences temporelles lors de la prise de décision comme la monétarisation des émissions de GES par exemple serait un plus étant donné l'importance du choix d'un horizon de temps sur les résultats lorsque les aspects temporels des émissions et absorptions de carbone doivent être considérés. Finalement, des modèles de bilans de carbone forestiers devront être développés afin d'aider les praticiens à bien déterminer les flux de carbone séquestré par la biomasse en croissance ainsi que les scénarios de référence à utiliser lorsque le contexte de l'étude l'exige.

Références

- AFNOR. (2011). Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation. France: AFNOR.
- AIMCC. (2009). *VADEMECUM pour la réalisation des analyses de cycle de vie (ACV) dans le cadre de l'élaboration des fiches de déclaration environnementale et sanitaire (FDE&S) des produits de construction*. ENV09669 DE, Association des industries de produits de construction.
- American Clean Energy and Security Act of 2009, H.R. 2454, 111th Cong., 1st session (as passed by U.S. House of Representatives July 2009).
- Anderson, R.G., Canadell, J.G., Randerson, J.T., Jackson, R.B., Hungate, B.A., Baldocchi, D.D., Ban-Weiss, G.A., Bonan, G.B., Caldeira, K., Cao, L., Diffenbaugh, N.S., Gurney, K.R., Kueppers, L.M., Law, B.E., Luyssaert, S., O'Halloran, T.L. (2011). Biophysical considerations in forestry for climate protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(3), 174–182.
- Archer, D. (2005). Fate of fossil fuel CO₂ in geologic time. *Journal of Geophysical Research*, 110, C09S05.
- Bernier, P., Paré, D., Thiffault, É., Beaugard, R., Bouthillier, L., Levasseur, A., & St-Laurent-Samuel, A. (2012). *Avis scientifique - L'utilisation de la biomasse forestière pour réduire les émissions de gaz à effet de serre du Québec*. Québec: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- 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, 521-528.
- Bernier, P., Paré, D. (2013). Using ecosystem CO₂ measurements to estimate the timing and magnitude of greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy. *GCB Bioenergy*, 5, 67-72.
- Biomass Energy Resource Center. (2012). *Biomass Supply and Carbon Accounting for Southeastern Forests*. BEREC : Montpellier. 132 p.
- Bird, D.N., Cowie, A., Frieden, D., Gustavsson, L., Pena, N., Pingoud, K., et al. (2010). *Emissions from bioenergy: improved accounting options and new policy needs*. Paper presented at the 18th European Biomass Conference and Exhibition, Lyon, France.
- Börjesson, P., Gustavsson, L. (2000). Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy*, 28(9), 575-588.
- Börjesson, P., Tufvesson, L. (2010). Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, 19, 108-120.
- Bottcher, H., Freibauer, A., Obersteiner, M., Schulze, E. (2008). Uncertainty analysis of climate change mitigation options in the forestry sector using a generic carbon budget model. *Ecological Modelling*, 213(1), 45-62.
- Brandão, M., Levasseur, A. (2011). *Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability - Sustainability Assessment Unit.

Brandão, M., Levasseur, A., Kirschbaum, M. U. F., Weidema, B. P., Cowie, A. L., Jorgensen, S. V., et al. (2013). Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 230-240.

BSI. (2008). PAS 2050:2008 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London: British Standards Institution.

BSI. (2011). PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London: British Standards Institution.

Caurla S. (2012). *Modélisation de la filière forêt-bois française : Évaluation des impacts des politiques climatiques*. Thèse de doctorat, AgroParisTech.

Chen, W., Chen, J.M., Price, D.T., Cihlar, J. (2002). Effects of stand age on net primary productivity of boreal black spruce forests in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 833-842.

Cherubini, F., Peters, G. P., Berntsen, T., Stromman, A. H., Hertwich, E. (2011). CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy*, 3(5), 413-426.

Cherubini, F., Guest, G., Strömman, A.H. (2013). Bioenergy from forestry and changes in atmospheric CO₂: Reconciling single stand and landscape level approaches. *Journal of Environmental Management*, 129, 292-301.

Chomitz, K. M. (2000). Evaluating Carbon Offsets from Forestry and Energy Projects: How do they compare? Washington: Infrastructure and Environment, Development Research Group, The World Bank.

Christensen, T. H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A. W., Weidema, B. P., Hauschild, M. (2009). C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research*, 27(8), 707-715.

Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Dong, H., et al. (2011). Bioenergy. In O. Edenhofer, et al. (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Clift, R., Brandão, M. (2008). Carbon storage and timing of emissions. *CES Working Papers*: Centre for Environmental Strategy, University of Surrey.

Commission Européenne. *Directive 2003/87/CE du Parlement européen et du Conseil du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté*. Journal officiel de l'Union européenne n° L275 du 25/10/2003.

Commission Européenne. *Directive 2009/28/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables*. Journal officiel de l'Union européenne n° L140 du 05/06/2009.

Commonwealth of Massachusetts. (2011). *MA Renewable Energy Portfolio Standard, Wood Biomass Eligibility, Summary of Regulatory Changes*. (225 CMR 14.00). Retrieved from <http://www.mass.gov/eea/docs/doer/renewables/biomass/ma-rps-biomass-summary-of-regulatory-changes-doer-050311.pdf>.

Damien, A. (2013). *La biomasse énergie. Définitions, ressources et modes de transformation*, 2^{ème} édition. Paris : Dunod.

Denman, K. L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., et al. (2007). Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge and New-York: Cambridge University Press.

Domke, G., Becker, D.R., D'Amato, A.W, Ek, A.R., Woodall, C.W. (2012). Carbon emissions associated with the procurement and utilization of forest harvest residues for energy, northern Minnesota, USA. *Biomass and Bioenergy*, 36, 141–150.

Dupouays, J.L., Pignard, G., Badeau, V., Thimonier, A., Dhôte, J.F., Nepveu, G., Bergès, L., Augusto, L., Belkacem, S., Nys, C. (2002). Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Forêt Wallonne*, 57, 7-19.

EN 15804. (2012). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable – Déclarations environnementales sur les produits – Règles régissant les catégories de produits de construction*.

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

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2012). *Product Environmental Footprint (PEF) Guide*. Ispra, Italy.

European Commission – Joint Research Centre – Institute for Energy and Transport. (2013). *Carbon accounting of forest bioenergy*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

EUSTAFOR. (2011). *European Forestry in the Face of Climate Change*. EUSTAFOR Guidelines. European State Forest Association: Brussels.

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319, 1235-1238.

Fearnside, P. M., Lashof, D. A., Moura-Costa, P. (2000). Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 5, 239-270.

Fearnside, P. M. (2002). Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7, 19-30.

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., et al. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In S. Solomon, D. Quin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.) (Ed.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basic. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 129-234). Cambridge, United Kingdom and New-York, NY, USA: Cambridge University Press.

Fortin, M., Ningre, F., Robert, N. (2011). *Le carbone et les futaies de chêne : Quelle gestion adopter ?*. Colloque REGEFOR, 16 juin 2011.

- Fortin, M., Ningre, F., Robert, N., Mothe, F. (2012). Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *Forest Ecology and Management*, 279, 176–188.
- Fuglestedt, J.S., Berntsen, T.K., Godal, O., Skodvin, T. (2000). Climate implications of GWP-based reductions in greenhouse gas emissions. *Geophysical Research Letters*, 27(3), 409-412.
- Fuglestedt, J. S., Shine, K. P., Berntsen, T., Cook, J., Lee, D. S., Stenke, A., et al. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Metrics. *Atmospheric Environment*, 44(37), 4648-4677.
- 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.
- Garcia, R., Freire, F. (2014). Carbon footprint of particleboard: a comparison between ISO/TS 14067, GHG Protocol, PAS 2050 and Climate Declaration. *Journal of Cleaner Production*, 66, 199-209.
- Gitz, V. (2004). *Changement d'usage des terres et politiques climatiques globales*. Thèse de doctorat : ENGREF.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R. (2009). *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. The Hague: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Guest, G., Cherubini, F., Stromman, A.H. (2012). Global warming potential of carbon dioxide emissions from biomass stored in the anthroposphere and used for bioenergy at end of life. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 20-30.
- Guest, G., Cherubini, F., Stromman, A.H., (2013). The role of forest residues in the accounting for the global warming potential of bioenergy. *GCB Bioenergy*, 5(4), 459-466.
- Guinée, J. B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., et al. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Guinee, J. B., Heijungs, R., & van der Voet, E. (2009). A greenhouse gas indicator for bioenergy: some theoretical issues with practical implications. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(4), 328-339.
- Haberl, H., Sprinz, D., Bonazountas, M., Cocco, P., Desaubies, Y., Henze, M., Hertel, O., Johnson, R.K., Kastrop, U., Laconte, P., Lange, E., Novak, P., Paavola, J., Reenberg, A., van den Hove, S., Vermeire, T., Wadhams, P. et Searchinger, T. (2012). Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. *Energy Policy*, 45, 18-23.
- Havlík, P., et al. (2011). Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39, 5690-5702.
- Hellweg, S., Hofstetter, T. B., Hungerbühler, K. (2003). Discounting and the environment - Should current impacts be weighted differently than impacts harming future generations? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(1), 8-18.
- Herzog, H., Caldeira, K., Reilly, J. (2003). An issue of permanence: assessing the effectiveness of temporary carbon storage. *Climatic Change*, 59, 293-310.

« Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV »

Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., et al. (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.ecoinvent report No.3, v2.2. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Holtmark, B. 2013. The outcome is in the assumptions: analyzing the effects on atmospheric CO₂ levels of increased use of bioenergy from forest biomass. *GCB Bioenergy*, 5(4), 467-473.

Hudiburg, T.W., Law, B.E., Wirth, C., Luysaert, S. (2011). Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production. *Nature Climate Change*, 1, 419-423.

IEA. (2013). *On the Timing of Greenhouse Gas Mitigation Benefits of Forest-Based Bioenergy*. IEA Bioenergy.

IEC (2008), General Programme Instructions for Environmental Product Declarations, EPD. The International EPD Corporation.

IMPACT World+. (2013). <http://www.impactworldplus.org/en/> consulté le 9 octobre 2013.

Ingwersen, W.W., Stevenson, M.J., 2012. Can we compare the environmental performance of this product to that one? An update on the development of product category rules and future challenges toward alignment. *Journal of Cleaner Production*, 24, 102-108.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1995). Climate change: a glossary by the Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ipcc-glossary.pdf> consulté le 11 septembre 2013

IPCC. (2000). Land Use, Land-Use Change and Forestry. In R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo & D. J. Dokken (Eds.). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.

IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. In H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe (Eds.). Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.

IPCC. (2009). *Meeting Report of the Expert Meeting on the Science of Alternative Metrics*. Plattner, G.K., Stocker, T., Midgley, P., Tignor, M. (Eds.). Bern: IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern.

IPCC. (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*. In T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P. M. Midgley (Eds.). Cambridge, United Kingdom and New-York, USA, 1535 p.

ISO 14025. (2006). Environmental labels and declarations – Type III – environmental declarations – Principles and procedures. Lausanne : International Organization for Standardization.

ISO 14040. (2006). Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. Lausanne : International Organization for Standardization.

ISO 14044. (2006). Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices. Lausanne : International Organization for Standardization.

ISO 14064-1. (2006). Greenhouse gases - Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gases emissions and removals. Lausanne: International Organization for Standardization.

ISO/TS 14067. (2013). Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication: International Organization for Standardization.

ISO 21930. (2007). *Bâtiments et ouvrages construits – Développement durable dans la construction – Déclaration environnementale des produits de construction*. Lausanne : International Organization for Standardization.

Johnson, E. (2009). Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. *Environmental Impact Assessment Review*, 29, 165-168.

Johnson, D.W., Curtis, P.S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227-238.

Jolliet, O., Frischknecht, R., Bare, J., Boulay, A.M., Bulle, C., Fantke, P., et al. (2014). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: findings of the scoping phase. *International Journal of Life Cycle Assessment*. doi: 10.1007/s11367-014-0703-8.

Jong, B.H., Masera, O., Olguín, M., Martínez, R. (2007). Greenhouse gas mitigation potential of combining forest management and bioenergy substitution: A case study from Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 242, 398–411.

Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., et al. (2001). Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 891-907.

Jørgensen, S.V., Hauschild, M.Z. (2013). Need for relevant timescales when crediting temporary carbon storage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4), 747-754.

Jørgensen, S.V., Hauschild, M.Z., Nielsen, P.H. (2014). Assessment of urgent impacts of greenhouse gas emissions - the climate tipping potential (CTP). *International Journal of Life Cycle Assessment*, DOI 10.1007/s11367-013-0693-y.

Kendall, A. (2012). Time-adjusted global warming potentials for LCA and carbon footprints. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), 1042-1049.

Kilpeläinen, A., Alam, A., Strandman, H., Kellomäki, S. (2011). Life cycle assessment tool for estimating net CO₂ exchange of forest production. *GCB Bioenergy*, 3(6), 461-471.

Kirschbaum, M.U.F. (2006). Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(5-6), 1151-1164.

Kirschbaum, M.U.F. (2003). Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle. *Climatic Change*, 58, 47-71.

Klein, D., Hollerl, S., Blaschke, M., Schulz, C. (2013). The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation - a model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. *Forest*, 4(1), 43-69.

Law, B.E., Hudiburg, T.W., Luyssaert, S. (2013). Thinning effects on forest productivity: consequences of preserving old forests and mitigating impacts of fire and drought. *Plant Ecology & Diversity*, 6(1), 73-85.

Lecocq, F., Caurla, S., Delacote, P., Barkaoui, A., Sauquet, A. (2011). Paying for forest carbon or stimulating fuelwood demand? Insights from the French Forest Sector Model. *Journal of Forest Economics*, 17(2), 157-168.

Levasseur, A. (2011). *Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique*. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R. (2010). Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169-3174.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandão, M., Samson, R. (2012a). Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. *Climatic Change*, 115(3-4), 759-776.

Levasseur, A., Brandão, M., Lesage, P., Margni, M., Pennington, D., Clift, R., Samson, R. (2012b). Valuing temporary carbon storage. *Nature Climate Change*, 2, 6-8.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Samson, R. (2013). Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 117-128.

Lindholm, E., Stendahl, J., Berg, S., Hansson, P.A. (2011). Greenhouse gas balance of harvesting stumps and logging residues for energy in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26, 586-594.

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.

Lousteau, D. (2004). CARBOFOR. *Séquestration de carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles*. Rapport final, programme GICC 2001, convention GIP ECOFOR n°3/2001, 138 p.

Luyssaert, S., Schulze, E.D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455, 213–215.

Manomet Center for Conservation Sciences. (2010). *Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources*. T. Walter (Ed). Brunswick: Manomet Center for Conservation Sciences.

Marland, G., Marland, S. (1992). Should we store carbon in trees? *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 181-195.

Marland, G., Schlamadinger, B. (1995). Biomass fuels and forest-management strategies: How do we calculate the greenhouse-gas emissions benefits? *Energy*, 20, 1131-1140.

Marland B, Schlamadinger B. (1997). Forests for carbon sequestration of fossil fuel substitution? A sensitivity analysis. *Biomass Bioenergy*, 13(6), 389–97.

Marland, G., Fruit, K., Sedjo, R. (2001). Accounting for sequestered carbon: the question of permanence. *Environmental Science and Policy*, 4, 259-268.

Marland, G. (2010). Accounting for carbon dioxide emissions from bioenergy systems. *Journal of Industrial Ecology*, 14, 866-869.

McKechnie, J., et al. (2010). Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in greenhouse gas mitigation with wood-based fuels. *Environmental Science & Technology*, 45, 789-795.

McKechnie, J., MacLean, H.L. (2013). Implications of emissions timing on the cost-effectiveness of greenhouse gas mitigation strategies: application to forest bioenergy systems. *GCB Bioenergy*, doi: 10.1111/gcbb.12063.

Micales, J.A., Skog, K.E. (1997). The decomposition of forest products in landfills. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 39(2-3), 145-158.

Mitchell, S.R., Harmon, M.E., O'Connell, K.E.B. (2012). Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production. *GCB Bioenergy*, 4(6), 818-827.

Möllersten, K., Grönkvist, S. (2007). All CO₂ is equal in the atmosphere - A comment on CDM GHG accounting standards for methane recovery and oxidation projects. *Energy Policy*, 35(7), 3675-3680.

Moura-Costa, P., Wilson, C. (2000). An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration - description and applications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 5(1), 51-60.

Moura-Costa, P. (2002). Carbon accounting, trading and the temporary nature of carbon storage: The Nature Conservancy.

Müller-Wenk, R., Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation/soil and air. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 172-182.

Nabuurs, G.J., Päivinen, R., Sikkema, R., Mohren, G.M.J. (1997). The role of European forests in the global carbon cycle – a review. – *Biomass and Bioenergy*, 13(6), 345-358.

Nabuurs, G.J., Thurig, E., Heidema, N., Armolaitis, K., Biber, P., Cienciala, E., Kaufmann, E., Makipaa, R., Nilsen, P., Petritsch, R., Pristova, T., Rock, J., Schelhaas, M.J., Sievanen, R., Somogyi, Z., Vallet P. (2008). Hotspots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management*, 256, 194–200.

Nave, L.E., Vance, E., Swanston, C., Curtis, P. (2010). Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 857–866.

NCASI. (2013). *A review of biomass carbon accounting methods and implications*. Technical Bulletin No. 1015. Research Triangle Park, N.C.: National Council for Air and Stream Improvement.

Neeft, J., et al. (2012). *BioGrace – Publishable final report*.

Noble, I., Scholes, R. J. (2001). Sinks and the Kyoto Protocol. *Climate Policy*, 1(1), 5-25.

Nordhaus, W. (2007). Critical assumptions in the Stern review on climate change. *Science*, 317(5835), 201-202.

O'Hare, M., Plevin, R. J., Martin, J. I., Jones, A. D., Kendall, A., Hopson, E. (2009). Proper accounting for time increases crop-based biofuels' greenhouse gas deficit versus petroleum. *Environmental Research Letters*, 4(2), 024001.

Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B., Patel, M.K. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials - Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, 211-228.

Peters, G. P., Aamaas, B., Lund, M. T., Solli, C., & Fuglestvedt, J. S. (2011). Alternative "global warming" metrics in life cycle assessment: A case study with existing transportation data. *Environmental Science & Technology*, 45(20), 8633-8641.

Pingoud, K., Pohjola, J., Valsta, L. (2010). Assessing the integrated climatic impacts of forestry and wood products. *Silva Fennica*, 44(1), 155–175.

- Pingoud, K., Ekholm, T., Savolainen, I. (2012). Global warming potential factors and warming payback time as climate indicators of forest biomass use. *Mitigation Adaptation Strategies for Global Change*, 17, 369–386.
- Plevin, R.J., et al. (2010). Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environmental Science & Technology*, 44, 8015-8021.
- Poudel B.C., Sathre R., Bergh J., Gustavsson L., Lundstromd A., Hyvonen R. (2012). Potential effects of intensive forestry on biomass production and total carbon balance in north-central Sweden. *Environmental Science and Policy*, 15(1), 106-124.
- Prieur, A., Bonnet, J.F., Combarrous, M. (2004). Les surfaces boisées à l'échelle de la planète : usages conjoints pour la séquestration du carbone et la production d'énergie. *Comptes Rendus Geoscience*, 336(15), 1323-1335.
- Rabl, A., Benoist, A., Dron, D., Peuportier, B., Spadaro, J. V., Zoughaib, A. (2007). How to account for CO₂ emissions from biomass in an LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 281.
- Robert, M., Saugier, B. (2003) Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, 335, 577-595.
- Sathre, R., Gustavsson, L. (2012). Time-dependent radiative forcing effects of forest fertilization and biomass substitution. *Biogeochemistry*, 109(1-3), 203-218.
- Schlamadinger, B., Spitzer, J., Kohlmaier, G.H., Ludeke, M. (1995). Carbon balance of bioenergy from logging residues. *Biomass and Bioenergy*, 8, 221-234.
- Schlamadinger, B., Marland, G. (1996). Full fuel cycle carbon balances of bioenergy and forestry options. *Energy Conversion and Management*, 37, 813-818.
- Schlamadinger, B., Marland, G. (1996). The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy*, 10(5-6), 275-300.
- Schulze, E.D., Körner, C., Law, B.E., Haberl, H., Luysaert, S. (2012). Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *GCB Bioenergy*, 4(6), 611-616.
- Schwaiger, H.P., Bird, D.N. (2010). Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management*, 260, 278-286.
- Searchinger, T. D., Hamburg, S. P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D. M., et al. (2009). Fixing a critical climate accounting error. *Science*, 326(5952), 527-528.
- Searchinger, T. D., Hamburg, S. P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D. M., et al. (2009). Fixing a critical climate accounting error. *Science*, 326(5952), 527-528.
- Seidl, R., Rammer, W., Jager, D., Currie, W., Lexer, M. (2007). Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2), 64-79.
- Shine, K. P. (2009). The global warming potential - the need of an interdisciplinary retrieval. *Climatic Change*, 96(4), 467-472.
- Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., & Stuber, N. (2005). Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. *Climatic Change*, 68(3), 281-302.

- Shine, K. P., Berntsen, T. K., Fuglestvedt, J. S., Skeie, R. B., Stuber, N. (2007). Comparing the climate effect of emissions of short- and long-lived climate agents. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 365, 1903-1914.
- Sich, B., Barlaz, M. (2000). *Process model documentation: calculation of the cost and life-cycle inventory for waste disposal in traditional, bioreactor, and ash landfills*. Raleigh, USA: North Carolina State University.
- Stephenson, N.L., Das, A.J., Condit, R., Russo, S.E., Baker, P.J., Beckman, N.G., et al. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, doi: 10.1038/nature12914.
- Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Subramanian, V., Ingwersen, W., Hensler, C., Collie, H., 2012. Comparing product category rules from different programs: learned outcomes towards global alignment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 892-903.
- Tanaka, K., Peters, G.P., Fuglestvedt, J.S. (2010). Multicomponent climate policy: why do emission metrics matter? *Carbon Management*, 1, 191–197
- US EPA. (2010). Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis: U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA. (2011). *Accounting Framework for Biogenic CO₂ Emissions from Stationary Sources*. United States Environmental Protection Agency: Washington.
- US EPA. (2012). *SAB Review of EPA's Accounting Framework for Biogenic CO₂ Emissions from Stationary Sources*. United States Environmental Protection Agency: Washington.
- Vallet, P. (2005). *Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction « puits de carbone » des peuplements forestiers*. Thèse de doctorat : ENGREF.
- Wang, X., Padgett, J.M., Powell, J.S., Barlaz, M.A. (2013). Decomposition of forest products buried in landfills. *Waste Management*, 33, 2267-2276.
- WBCSD/NCASI. (2013). *Issue Brief: Biomass Carbon Neutrality*.
- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thurig, E., Kaufmann, E. (2010). National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. *Environmental Science and Policy*, 13(1),72-85.
- Wouter, M., et al. (2010). Life cycle assessment of a palm oil system with simultaneous production of biodiesel and cooking oil in Cameroon. *Environmental Science & Technology*, 44, 4809-4815.
- WRI/WBCSD. (2004). *The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.
- WRI/WBCSD. (2011). *Greenhouse Gas Protocol Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.
- Zanchi, G., Pena, N., Bird, N. (2011). Is woody bioenergy carbon neutral? A comparative assessment of emissions from consumption of woody bioenergy and fossil fuel. *GCB Bioenergy*, 4(6), 761-772.