



Leviers forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique aux horizons 2020, 2030, 2050

RAPPORT D'ÉTUDE – JUIN 2016

Etude commanditée par le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF) et financée par le MAAF dans le cadre du programme 215. Le présent rapport n'engage que ses auteurs et ne saurait être considéré comme la position du MAAF.



Délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

147 rue de l'Université

75338 Paris cedex 07

Leviers forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique

Jean-François Dhôte (INRA- AGPF)

Jean-Michel Leban (INRA-EFPA)

Laurent Saint-André (INRA- BEF)

Delphine Derrien (INRA- BEF)

Mao Zhun (INRA-AMAP)

Denis Loustau (INRA-ISPA)

David Achat (INRA-ISPA)

Alice Roux (INRA-DEPE)

Bertrand Schmitt (INRA-DEPE)

Rapport de l'étude menée par l'INRA (DEPE)
pour le compte du
Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt (MAAF).

JUIN 2016

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS	6
INTRODUCTION	8
Contexte et enjeux	8
Champ de l'étude	10
Chapitre I. Les leviers d'action en termes d'atténuation pour lutter contre les changements climatiques - Etat de l'art international	12
I/ Séquestration-stockage de carbone dans l'écosystème forestier.....	13
I.1. Estimation des stocks de carbone dans la biomasse ligneuse en forêt	12
I.1.1. La diversité des biomasses : ré-interpréter les fonds historiques, mutualiser les jeux de données	13
I.1.2. Estimation de la biomasse : télédétection, estimations directe ou par le biais de <i>Biomass Expansion Factors</i>	14
I.1.3. Sources de variation des équations allométriques et facteurs de conversion (BEF)	17
I.1.4. Infradensité du bois	18
I.1.5. Coefficients d'expansion (BEF) pour les racines et concentration en carbone	19
I.1.6. Projection du stock de bois-mort : dynamique du compartiment	19
I.1.7. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation de la biomasse ligneuse et dynamique des stocks de bois mort.....	20
I.2. État et évolution du stock de carbone des sols forestiers.....	21
I.2.1. Stocks de carbone dans les sols forestiers.....	22
I.2.2. Dynamique des stocks de carbone dans les sols forestiers.....	25
I.2.3. Evolution récente des stocks de C dans les sols forestiers (réseau RENECOFOR en France métropolitaine)	34
I.2.4. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les sols forestiers.	37
II/ Carbone dans la filière forêt-bois.....	38
II.1. Estimation des stocks de carbone dans les produits bois	38
II.1.1. Définition des stocks de carbone dans les produits bois.....	38
II.1.2. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les produits bois.....	40
II.2 La substitution bois-énergie et bois-matériaux	40
II.2.1. La substitution bois-matériau.....	42
II.2.2. La substitution énergie	46
II.2.3. Discussion des résultats obtenus pour l'estimation des coefficients de substitution.....	50

Chapitre II. Le bilan de carbone filière forêt-bois du rapport CGAAER : actualisation des calculs à partir de la présente étude.	52
I/ Calculs sur la ressource disponible.....	53
II/ Calculs du stockage net et substitution.....	54
II.1. Stockage de CO ₂ dans l'écosystème forestier et dans les produits bois en MtCO ₂ eq/an	54
II.2. Substitution de CO ₂ permise par l'usage du bois-matériau et du bois énergie en MtCO ₂ eq/an.....	55
Chapitre III. Des mécanismes complémentaires à prendre en compte pour des projections à horizons plus lointains	60
I/ Les impacts du changement climatique	60
I.1. Application de modèles à base de processus pour des perspectives climat-gestion	60
I.1.1. Périmètre de l'étude : changements environnementaux pris en compte	61
I.1.2. Modèles de réponse des peuplements aux changements environnementaux	61
I.1.3. Analyses de scénarios prospectifs basés sur les PBM	64
I.1.4. Interaction entre cycles du carbone, des éléments majeurs et le climat.....	65
I.1.5. Composition des peuplements et adaptation génétique.....	66
I.1.6. Conclusion	66
I.2. Les scénarios climatiques	67
II/ Des scénarios qui précisent les options de gestion à croiser avec les scénarios climatiques pour projeter aux horizons 2020, 2030, 2035 et 2050.....	69
II.1. Scénario « Extensification et allègement des prélèvements».....	69
II.2. Scénario « Adaptation et atténuation »	70
II.3. Scénario dynamique moyen.....	72
Chapitre IV Méthode pour appuyer la conception de mesures politiques stimulant la contribution forestière à l'atténuation du changement climatique aux horizons 2020, 2030, 2035 et 2050.	76
I/ Couplage et calibration de modèles, traduction numérique des scénarios et simulations.....	76
I.1. Couplage de modèles dynamiques pour la simulation	76
I.2. Traduction numérique des scénarios	78
II/ Affinements des hypothèses des différents scénarios par approfondissement de certains mécanismes	79
CONCLUSION.....	79

Sigles et abréviations

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AGPF: Amélioration Génétique et Physiologie Forestière

ANR : Agence Nationale de la Recherche

BEF: Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers

BEF : Biomass Expansion Factor

BO : Bois d'œuvre

BI : Bois d'industrie

BE : Bois-énergie

CARBOFOR : Séquestration de carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles

CARBOSTOCK : Carbone stocké dans les produits bois

CC : Changement Climatique

CCNUCC : Convention Cadre des Nations Unies pour le Changement Climatique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CGAAER : Conseil Général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique

COST : Coopération européenne dans le domaine de la recherche scientifique et technique

DEPE: Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études

DGEC : Direction Générale de l'Energie et du Climat

DLEM : Dynamic Land Ecosystem Model

EFPA: Ecologie des Forêt, Prairies et milieux Aquatiques

EMERGE: Des évaluations compatibles de volumes, biomasses et minéralomasses en forêt : vers une gestion comptable et durable du bois énergie

FAST : Analyse et Spatialisation de scénario intégré de changement global sur la Forêt française

FCBA : Institut technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement

FFSM : French Forest Sector Model

GES: Gaz à Effet de serre

GIEC: Groupe International d'Experts sur le Climat

ICP-Forest: International Co-operative Program

IFN: Inventaire Forestier national

IGN: Institut Géographique National

INRA : Institut national Agronomique

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

ISPA : Interactions Sol-Plante-Atmosphère

IST: Information Scientifique et Technique

LEF: Laboratoire d'Economie Forestière

LIDAR: Light Detection and Ranging

LTEEF: Long-Term Effects of CO₂-increase and climate change on European Forest

MOS: Matière organique des sols

MAAF: Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt

MARGOT: MAtrix model of forest Resource Growth and Dynamics On the Territory scale

ONF: Office National des Forêts

PBM: process based models

PNAS: Proceedings of the National Academy of Sciences

RENECOFOR : REseau National de suivi à long terme des ECOsystèmes FORestiers

RQMS: Réseau de Mesures de la Qualité des Sols

SCAR: Standing Committee on Agricultural Research

SOERE : Système d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement

TCR : Taillis à courte rotation

TTCR : Taillis à très courte rotation

WoS: Web of science

AVANT-PROPOS

Cette étude, réalisée à la demande du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), a été conduite au sein de la Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRA et selon les principes et les règles de conduite des études de cette structure. Elle a été pilotée scientifiquement par Jean-François Dhôte (INRA, UR AGPF) et coordonnée par Alice Roux (INRA-DEPE), chef de projet, secondée par Marc-Antoine Caillaud (INRA-DEPE). L'appui administratif et logistique a été assuré par Kim Girard (INRA-DEPE). Compte tenu de l'importance de la recherche documentaire et de l'exigence d'exhaustivité associée à ce type d'expertise, un appui en recherche documentaire a été acquis auprès des réseaux Information Scientifique et Technique (IST) de l'INRA, travaillant selon les règles de la DEPE : Sylvie Cocaud, Karine Robineaud et Bruno Pierrel. Ensemble, ils ont constitué l'équipe projet de cette étude, en soutien à l'équipe d'experts scientifiques mobilisée, et épaulés par Bertrand Schmitt (INRA-DEPE).

En suivant le processus d'une démarche Etude, un groupe d'experts réunissant des experts scientifiques de l'INRA, qualifiés et sollicités pour leurs compétences spécifiques sur les différentes thématiques abordées dans cette étude a été constitué pour prendre en charge les apports majeurs notamment dans l'élaboration d'un état de l'art international sur les 4 leviers d'atténuation des émissions de CO₂ par la forêt identifiés en amont de cette étude (stockage de C dans l'écosystème forestier et les produits bois, substitution bois-énergie et bois-matériau) :

- Jean-Michel Leban (INRA EFPA), spécialiste de l'analyse et la modélisation de la variabilité des propriétés de qualité du bois dans les ressources forestières (densité du bois, élasticité, nodosité, défauts), qui s'est plus particulièrement penché sur l'analyse des coefficients de substitution bois-matériau et bois-énergie tels qu'ils peuvent ressortir de la littérature internationale.
- Laurent Saint-André (INRA BEF), Delphine Derrien (INRA BEF) et Mao Zhun (INRA AMAP), pour leur expertise en bio-géochimie des écosystèmes forestiers et notamment sur le stockage et l'évolution de C dans les sols.
- Jean-François Dhôte (INRA AGPF) pour son expertise sur la gestion durable des ressources forestières et aux relations forêt-changement climatique. Il intervient dans la partie de stockage du carbone dans la biomasse ligneuse et dans les produits bois.
- Denis Loustau (INRA ISPA) et David Achat (INRA ISPA), du fait de leur connaissance des modèles à base de processus permettant de simuler la dynamique d'écosystèmes en représentant de manière fidèle les principaux facteurs externes/ressources du milieu, processus et cycles de matière et d'énergie (eau, carbone, nutriments) et de leur responsabilité dans le projet GO+ de modélisation des forêts gérées en réponse au changement climatique.

Lors de la réalisation d'un état de la littérature dans le cadre d'une étude de ce type, la quantité et la qualité de la bibliographie scientifique retenue sont deux éléments déterminant la solidité et la robustesse des résultats finaux. Les travaux retenus doivent s'appuyer sur des références dites « certifiées », c'est-à-dire évaluées par des scientifiques et jugées robustes du point de vue de la méthodologie de travail (protocole expérimental, choix des données primaires...) adoptée pour aboutir au résultat qui fait l'objet de la référence. Les références utilisées sont essentiellement des articles scientifiques publiés dans des revues internationales à comité de lecture (littérature académique). Au-delà de l'appréciation faite par les experts mobilisés de la qualité des travaux et de la généralité des résultats à retenir, l'enjeu est d'être en capacité de mobiliser ces résultats relatifs à des contextes éloignés de celui auquel on souhaite les appliquer. Ce travail délicat

nécessite une analyse détaillée des conditions d'obtention et donc de fiabilité des résultats. Il peut être facilité en croisant ces résultats avec ceux obtenus via une littérature dite « grise » en particulier lorsque la littérature académique est insuffisante et lorsque ces sources sont « certifiées » par le collectif d'experts. Il est à noter que la revue de littérature réalisée ici peut ne pas être totalement exhaustive du fait de la masse de la littérature disponible sur certains sujets difficilement absorbable dans son intégralité dans les temps impartis. Les experts se sont, autant que faire se peut, concentrés sur les articles considérés comme majeurs (ie les plus souvent cités) et ont mobilisé les articles de synthèse quand ceux-ci existaient. Néanmoins, un exercice de vérification de l'exhaustivité du champ ainsi couvert serait nécessaire et sera réalisé dans le prolongement de ce travail.

De même, nous nous sommes appuyés sur la consultation d'experts modélisateurs pour la constitution de la méthodologie de modélisation proposée ici et explicitée dans ce rapport : Antoine Colin et Jean-Christophe Hervé (IGN), Sylvain Caurila et Antonello Lobianco (INRA LEF).

INTRODUCTION

Contexte et enjeux

Les forêts et la filière forêt-bois sont considérées comme un secteur d'activité stratégique pour l'atténuation du changement climatique (Madignier *et al.*, 2014). Leur rôle bénéfique combine un stockage dynamique et réversible du carbone dans les écosystèmes (biomasse et sols) et dans la sphère économique (produits-bois), ainsi que la substitution, cumulative et définitivement acquise, résultant de l'usage du bois en remplacement d'énergies ou de matériaux concurrents, non renouvelables et présentant des bilans énergétiques moins favorables. Simultanément, forêts et filière forêt-bois seront inéluctablement et profondément impactées par le changement climatique. Aujourd'hui, elles font d'ores et déjà l'objet de mesures d'adaptation visant à réduire l'exposition aux risques, stabiliser et sécuriser les différents services écosystémiques, y compris la production forestière et la contribution des forêts à la régulation des grands cycles (carbone, eau, nutriments). Du fait du caractère intégré de la gestion appliquée aux forêts françaises, et de la limitation des surfaces disponibles, la prise en compte de ces différents enjeux suppose une coordination des décisions des acteurs à travers des mesures de politique forestière.

La présente étude, en réponse au marché SSP-DGPAAT-2015-022, a considéré les attentes suivantes formulées dans le rapport Madignier *et al.* (2014):

- *« Améliorer les capacités à mesurer, dans la durée, le potentiel d'atténuation du changement climatique de la filière forêt-bois, en permettant de tenir compte et de stimuler l'évolution de ses contributions à la lutte contre le CC [...] »*
- *Apprécier les évolutions du puits forestier selon climat, eau, essences, sylviculture [...]*
- *Mettre en œuvre [des mesures] pour que la forêt ne subisse à l'excès les effets de ce changement climatique (diversification et rajeunissement) [...]*
- *Anticiper le changement climatique inéluctable en améliorant le couple station/peuplements grâce à des essences nouvelles plus adaptées [...]*
- *Relancer le reboisement en essences résineuses productives [...]*
- *Veiller à ce que des engagements sur le stockage de carbone du bois en forêt ne viennent pas contredire l'intérêt grandissant d'une bonne valorisation du bois et de ses produits [...]*
- *Considérer avec mesure et précaution [les bilans GES/GIEC], souvent affectés de niveaux d'incertitude très importants qui sont liés à des conventions forfaitaires de calcul qui ne prennent pas en compte les pratiques agronomiques réelles et diversifiées »*

Pour stimuler les contributions forestières à l'atténuation du changement climatique, la recherche de leviers politiques peut s'appuyer sur l'analyse de scénarios explicites pour le climat et la gestion, au moyen de projections fournies par des modèles de simulation. Le recours à des modèles est inévitable, compte-tenu du caractère différé des effets de la plupart des options envisagées : ainsi, l'option de susciter la création de ressources nouvelles (par exemple via un programme de plantations forestières à haute productivité) pourrait être évaluée en considérant les cibles foncières, la performance du matériel génétique et des itinéraires techniques et la dynamique d'adoption par les acteurs, ainsi que l'information disponible sur l'évolution climatique à 50 ans. Une vision dynamique des relations station-peuplement serait aussi appropriée à un contexte où le climat et l'environnement en général ne peuvent plus être considérés comme stables dans un avenir prévisible.

Au cours des années récentes, de nombreuses études nationales ont été consacrées à des projections de l'évolution des ressources forestières et récoltes de bois d'ici 2020 ou 2030, et leurs

impacts sur le bilan national d'émissions de gaz à effet de serre (CLIP, 1998 ; De Cara et Thomas, 2008 ; Ginisty et al., 2009 ; IFN et al., 2009 ; FCBA, 2010 ; Solagro et al., 2011 ; ADEME-MAAF, 2012 ; Colin, 2014). Si l'on considère des horizons de projection plus éloignés, il devient important de préciser l'état et la dynamique des sols forestiers, un stock de carbone de première importance, en réponse au climat et aux scénarios de gestion (dont reboisement, changements d'essence).

La priorité au raisonnement sur la longue durée, constitutif de la pensée européenne sur la gestion durable des forêts, mais aussi l'impact profond des tempêtes récentes (Lothar-Martin, Klaus), encourage à évaluer les différentes stratégies (stratégie du coffre-fort, investissements en R&D ou plantations...) sur plusieurs décennies, afin de mettre en perspective leur impact de court terme et les coûts/bénéfices de moyen terme. Ainsi, la stratégie consistant à stocker du carbone en forêt, en maintenant un faible niveau de récolte, est susceptible d'augmenter la vulnérabilité vis-à-vis du changement climatique (sécheresses, tempêtes, ravageurs, incendies), et la multiplication des dégâts induits pourrait à moyen terme affaiblir la force du puits de carbone forestier voire transformer de vastes zones forestières en sources de carbone (cf. les dégâts du *Mountain Pine Beetle* en Amérique du Nord, dont l'impact est de l'ordre du milliard de m³ : Walton, 2013). En contraignant les approvisionnements, ces options dégradent également la compétitivité des industries de la filière forêt-bois et leur capacité à investir dans les nouveaux procédés, la logistique et la chaîne de création de valeur associées à la bioéconomie.

Par contraste avec les dernières décennies, la prise en compte des différents enjeux du changement climatique amène à envisager une ré-activation de la gestion forestière, à la fois dans le sens d'une récolte plus soutenue et d'une transformation adéquate des peuplements. Le raisonnement sur l'adaptation conduit à préconiser des révolutions moins longues et une maîtrise du matériel sur pied pour atténuer les risques abiotiques (tempête, sécheresse), l'utilisation de mélanges pour réduire l'impact des risques biotiques, une gestion plus précise et différenciée des ressources génétiques (production et utilisation de variétés améliorées, conservation *in situ* et *ex situ*, migration assistée, introduction d'essences performantes sous climats plus contraignants), un recours plus régulier à l'amendement pour soutenir la vitalité des forêts sur les sols les plus désaturés. Le raisonnement sur l'atténuation et sur la flexibilité conduit à considérer la remise en production de forêts sous-gérées et la mise en œuvre de sylvicultures spécialisées à cycle court et haute productivité.

L'usage du bois, en alternative à des matériaux et filières concurrents, permet d'économiser des quantités très importantes d'émissions de gaz à effet de serre. Par construction, les phénomènes de substitution n'apparaissent pas dans l'approche de *reporting* par secteurs d'activité de la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC). Leur évaluation est délicate, car elle suppose de comparer des filières complètes de production, jusqu'au produit fini/service rendu : les coefficients de substitution dépendent ainsi du contexte industriel national (l'électricité consommée par les filières concurrentes est-elle produite à partir de charbon ou de nucléaire ?) et varient dans le temps avec la stratégie des entreprises (amélioration des procédés et bassins d'approvisionnement).

Dans la présente étude, nous ne commentons pas, la controverse qui anime la communauté scientifique depuis une dizaine d'années, dans un champ allant de l'écologie à l'économie, autour de la neutralité-carbone du bois-énergie. Searchinger *et al.* (2009), par exemple, portent la critique sur ce principe (une convention destinée à éviter les doubles comptes), qu'ils considèrent comme une erreur : « *the clearing of long-established forests to burn wood or to grow energy crops is counted as a 100% reduction in energy emissions despite causing large releases of carbon* ». Pour un plus ample aperçu de cette controverse, nous renvoyons à Haberl *et al.* (2012), Johnson (2009), Lamers et Junginger (2013), Mäkipää *et al.* (2015), Repo *et al.* (2015), Schulze *et al.* (2012), Searchinger *et al.* (2009), Sedjo *et al.* (2013), Withers *et al.* (2015).

Concernant la dynamique de la ressource forestière, aux horizons 2020, 2030 et 2035, les phénomènes d'inertie démographique sont dominants, même dans l'hypothèse où l'on parviendrait à accélérer fortement le rythme de mobilisation de la ressource ; ceci justifie le recours à des modèles dynamiques à paramètres stationnaires, calibrés selon les observations récentes. Lorsqu'on raisonne jusqu'en 2050, plusieurs facteurs doivent pouvoir être pris en compte dans un exercice de projection :

- les scénarios de gestion (mobilisation active de la ressource, sous-exploitation) induiraient des évolutions distinctes pour les paramètres dynamiques (taux de mortalité, recrutement et croissance).
- l'état de la ressource disponible commencerait à refléter l'impact de plans de reboisement qui seraient mis en œuvre aujourd'hui.
- les impacts du climat et du degré d'adaptation de la gestion se traduiraient par des tendances régionalisées de changement de productivité, mortalité ou changement d'essences.
- sur une période de 35 ans, il est pertinent d'envisager la survenue de perturbations de grande ampleur, qui se rajouteraient à la « mortalité de fond ».
- le changement des pratiques, nécessaire pour mettre en œuvre une politique forestière ambitieuse, peut se déployer avec plus ou moins de progressivité, selon la difficulté des problèmes socio-économiques, industriels et logistiques à résoudre.

La projection des valeurs-carbone (stockage et substitution) sur plusieurs décennies, nécessaire à ces évaluations, peut aujourd'hui être envisagée grâce à la mise en œuvre coordonnée de modèles dynamiques : modèles à compartiments pour décrire la ressource, modèles de processus écosystémiques pour explorer l'impact du climat, modèles de filière pour rendre compte des comportements des acteurs. Pour utiliser les modèles actuellement disponibles dans le contexte esquissé plus haut, il est nécessaire de mieux rendre compte de l'évolution conjoncturelle des taux démographiques (on observe déjà des taux de mortalité différenciés entre régions, en lien avec l'intensité de gestion), de dégâts forestiers émergents (massifs, c'est-à-dire excédant la mortalité de fond), de scénarios de renouvellement (combien de plantations, quel mix-espèces, quelles cibles foncières et productivités attendues) et de l'importance des bénéfices de substitution. La présente étude vise à démarrer la mise en œuvre d'un tel programme.

Champ de l'étude

Cette étude concerne les forêts de France métropolitaine (elle exclut les territoires d'outre-mer). Elle considère à la fois les forêts disponibles pour la production de bois, au sens où les définit l'inventaire des ressources forestières mis en œuvre par l'IGN (en application de normes internationales), les industries qui en transforment les produits ligneux à différents stades de la filière forêt-bois, et les acteurs sociaux qui contribuent directement à cette chaîne de production primaire et transformation (propriétaires, gestionnaires forestiers, exploitants, industriels), cet ensemble étant désigné par « filière forêt-bois ».

Parmi les gaz à effet de serre, l'étude ne considère que le CO₂, compte-tenu des spécificités de la forêt. Les définitions retenues pour le carbone (stock, puits...) sont celles de la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (ADEME, 2015). La substitution désigne le remplacement, pour la réalisation d'un procédé (production de chaleur, construction d'un produit ou fourniture d'un service), de ressources d'origine fossile (pétrole, gaz, charbon) ou non renouvelables par des ressources renouvelables (ici, le bois, ses co-produits, sous-produits, résidus à l'issue d'un premier cycle d'utilisation).

L'étude considère 4 leviers d'atténuation du changement climatique par la forêt :

- Le stockage du carbone, grâce à la séquestration du CO₂ de l'atmosphère, dans l'écosystème (biomasse vivante aérienne et souterraine, sol, bois-mort).
- Le stockage du carbone dans les produits-bois ou à base de bois.
- La substitution-énergie : quantité d'émissions de CO₂ économisée par l'usage du bois-énergie plutôt que d'énergies de référence (fuel, gaz, charbon, mix électrique ou énergétique national...)
- La substitution-produits : quantité d'émissions de CO₂ économisée par le recours à un procédé-bois plutôt qu'un procédé de référence (béton, acier, plâtre, aluminium,...).

Ces quatre facteurs ne sont pas indépendants (en actionnant le stockage dans les produits, on induit aussi un effet de substitution), et il conviendrait de parler de 4 catégories d'impact-carbone induites par les choix de gestion, plutôt que de leviers. Nous conserverons néanmoins ce terme présent dans le cahier des charges.

Les procédés de référence (gaz, mix électrique, béton...) par rapport auxquels seront évalués les phénomènes de substitution seront précisés selon le contexte d'application. Les coefficients de substitution résument le phénomène de substitution par unité de volume ou de surface.

Le présent rapport s'articule en 4 chapitres. Le premier présente un état de l'art international portant sur les 4 leviers forestiers mobilisables pour atténuer les émissions de CO₂ et identifiés ici (stockage dans l'écosystème forestier (biomasse et sols) et dans les produits bois, substitution bois-énergie et substitution bois-matériau). Ils cherchent à identifier, les coefficients de stockage et de substitution et à les discuter au regard du contexte français.

Dans le chapitre 2, nous éditons le bilan de carbone forestier calculé dans le rapport CGAAER en 2013 et projeté en 2030 (Madignier *et al.*, 2014) au regard des valeurs issues de la revue de littérature faite au premier chapitre et jugées pertinentes dans notre contexte hexagonal, notamment en ce qui concerne les coefficients de substitution ou le stockage produits envisagés. Il s'agit ici de préciser les plages de variabilité des valeurs retenues et proposées dans ce rapport et d'en discuter les résultats. Les résultats proposés ici concernent les horizons pertinents avec ce type d'approche : 2030 et 2035, et sont calculés selon le scénario dynamique de Colin (2014). Les projections à des horizons plus lointains (2050) nécessiteraient, pour être cohérentes, d'être réalisées avec des démarches de modélisations telles que celles proposées dans le chapitre IV et combinant les effets du climat et de la gestion des ressources dans l'évolution de stocks et des prélèvements.

Ainsi, dans le troisième chapitre, nous préciserons les mécanismes complémentaires à prendre en compte pour des projections à horizons plus lointains. Une première partie insistera sur la prise en compte des impacts du changement climatique, où nous présenterons une revue de la littérature sur les modèles à base de processus utilisés pour simuler les impacts du climat sur un peuplement forestier, dont le modèle GO+. Ensuite seront présentés les scénarios climatiques et options de gestion conçus pour les horizons s'étendant de 2030 à 2050.

Le chapitre IV propose enfin une méthode générique agencée autour de la modélisation et de l'analyse de scénarios explicites pour le climat et la gestion, s'appuyant sur les ressources scientifiques identifiées précédemment. Cette proposition méthodologique vise à faciliter la conception de mesures politiques stimulant la contribution forestière à l'atténuation du changement climatique. D'autre part, un point sur les autres ressources scientifiques (connaissances, données) qui nous sembleraient nécessaires pour répondre de façon rigoureuse et complète à la question posée sera exposé.

Chapitre I.

Les leviers d'action en termes d'atténuation pour lutter contre les changements climatiques - Etat de l'art international

Pour les quatre leviers d'action retenus dans cette étude, les coefficients de stockage et de substitution couramment utilisés sont rarement discutés au regard de la littérature scientifique internationale. L'objectif de ce chapitre est d'examiner cette littérature pour en identifier les coefficients qui pourraient être applicables dans le contexte français. Dans chacune des parties de l'état de l'art présentées dans ce chapitre, la discussion portera notamment sur les hypothèses retenues dans le calcul des différents coefficients rassemblés, et autant que possible fournira une estimation de leurs valeurs et incertitudes pour des estimations sur la ressource forestière nationale française. Nous cherchons ainsi à préciser les plages de variation de ces coefficients à intégrer dans la simulation des émissions de CO₂ de la filière forêt-bois aux horizons 2020-2030-2050.

I/ Séquestration-stockage de carbone dans l'écosystème forestier

I.1. Estimation des stocks de carbone dans la biomasse ligneuse en forêt

Nous réalisons ici un bilan actualisé sur les méthodes d'estimation de la biomasse ligneuse, en vue d'applications au *reporting* national de gaz à effet serre, sujet pour lequel les dernières synthèses critiques par des équipes françaises ont été publiées par Saint André *et al.* et Dupouey *et al.*, dans l'ouvrage « *Forests, Carbon cycle and Climate* » coordonné par Loustau (2010). Nous mentionnerons quelques éléments de comparaison internationale sur les méthodes employées, les hypothèses de calcul et valeurs obtenues. La revue doit distinguer biomasse vivante (aérienne et souterraine) et bois-mort. Nous donnerons enfin une fourchette de stockage de C dans la forêt française en MtCO₂eq/an.

L'accumulation de biomasse forestière sur plusieurs décennies concerne tous les pays européens, avec des intensités et des historiques variables. Pour la Finlande qui a les inventaires forestiers les plus anciens du continent, cette accumulation a été la plus nette après 1975 (Liski *et al.*, 2006) : dans une étude rétrospective portant sur la période 1922-2004, ces auteurs ont estimé que le stock de carbone dans la biomasse (essentiellement les arbres) avait augmenté de 50%, passant de 550 à 823 Tg ; simultanément le stock de carbone dans les sols forestiers était passé de 848 à 959 Tg (+13%), en tenant compte des transferts de carbone liés aux changements d'usage. Ces différences d'accumulation entre sols et biomasse reflètent les constantes de temps des processus. En France, le volume sur pied a été multiplié par 2 en 50 ans (et on peut estimer qu'il a été multiplié par 5 en un siècle), alors que les forêts suédoises ont mis un siècle à doubler leur stock (source : IGN, déc. 2015, non publié). Ces quelques chiffres de contexte illustrent d'une part le caractère fortement non-stationnaire des forêts européennes, d'autre part l'utilité de disposer de méthodes précises, flexibles et adaptées aux caractéristiques structurales et dynamiques de la ressource, pour estimer la biomasse ligneuse.

L'accumulation de biomasse a combiné une extension en surface, liée à des changements d'usage des sols, et une capitalisation dans les surfaces anciennement forestières, liée à des changements de pratiques (extensification, accélération de productivité non compensée par l'ajustement du niveau de récolte, mesures de mise en réserve...). Concernant la capitalisation, certains auteurs utilisent l'expression densité de carbone par unité de surface forestière, que nous ne reprendrons pas ici (nous réserverons le terme « densité » pour désigner l'infradensité du bois).

Quelques travaux suggèrent que l'extension rapide des forêts en surface a joué un rôle moins important que la capitalisation dans l'accumulation de volume (Liski *et al.*, 2006 ; Vilén *et al.*, 2016).

L'évolution historique des usages et des problématiques a produit plusieurs générations de protocoles et de données sur la biomasse. Au début du XX^{ème} siècle, où le bois-énergie restait un usage important, la mesure des fagots et de la charbonnette faisait partie du protocole standard de cubage (Oudin, 1930). Une seconde vague d'études de biomasse a suivi les chocs pétroliers des années 1970. La troisième, dans laquelle nous sommes, est consécutive à la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC), qui a induit pour les États des obligations de reporting-carbone sur leurs ressources forestières et stimulé un développement de nouveaux usages en bois-énergie (cogénération, chaufferies collectives, biocarburants) s'ajoutant à l'autoconsommation traditionnelle et qui persiste (consommation estimée à 15-20 millions de m³ en France).

Pour la France, la conversion en stocks de carbone des volumes de bois-forêt tige, calculés par l'inventaire forestier national, utilise une série de coefficients permettant d'estimer les volumes de branches et menus bois (sections inférieures à 7cm), les racines, puis de convertir en matière sèche et enfin en carbone. La combinaison de ces étapes conduit à un coefficient de conversion intégré, exprimé en tC/m³ de bois-forêt tige IFN, dont les valeurs ont fortement augmenté entre les versions successives de la méthode. Dans les chiffres CITEPA-1999, ce coefficient intégré valait 0,344 pour les résineux, 0,432 pour les feuillus ; aux termes du projet CARBOFOR (Loustau, 2004), ces coefficients remontaient respectivement à 0,361 et 0,535 tC/m³ de bois-forêt tige IFN (Dupouey *et al.*, 2010). L'essentiel de cette réévaluation était dû à une estimation beaucoup plus élevée de la quantité de branches chez les feuillus (le coefficient d'expansion pour les branches était relevé de 1,25 à 1,61 entre les versions 1999 et 2004). Ce changement important résultait lui-même de la mise au point d'une nouvelle procédure pour estimer le volume aérien à la découpe 0 cm (Vallet *et al.*, 2006). La mise à l'épreuve de cette variation de méthode et de ses conséquences a donné lieu à plusieurs recherches au cours des dernières années, dans le cadre du projet ANR EMERGE coordonné par C. Deleuze (ONF). Dans le même temps, les autres intermédiaires de calcul ont moins attiré l'attention (racines, infradensité et concentration en carbone). La revue de littérature ci-dessous insiste donc sur l'estimation de la biomasse aérienne, le lecteur étant renvoyé à Saint André *et al.* (2010) et Dupouey *et al.* (2010) pour plus de détails.

I.1.1. La diversité des biomasses : ré-interpréter les fonds historiques, mutualiser les jeux de données

La biomasse ligneuse est une quantité difficile et coûteuse à mesurer, notamment du fait de son caractère complexe et composite. Du point de vue des usages (distinction des ressources en matériau, industrie, énergie, mise au point d'itinéraires d'exploitation, évaluation de la durabilité des prélèvements...) aussi bien que de la connaissance scientifique (connaissance de la biodiversité, architecture aérienne et souterraine, physiologie, fonctionnement des couverts, cycles de matière, physique des feux de forêt, qualité des bois), on a besoin de subdiviser fortement les objets considérés en plusieurs composantes. Ces subdivisions sont simultanément longitudinales (tige, unités de croissance, branches, feuilles, racines de transport, racines fines), radiales (écorce, bois, aubier, duramen) et selon la découpe (volume commercial, volume bois-forêt...). La pratique usuelle consiste à estimer ces composantes de biomasse à partir de variables plus facilement accessibles à l'observation, telles que diamètre ou hauteur, grâce à des procédures stratifiées qui peuvent tenir compte d'identifiants individuels (essence) et/ou de niveau peuplement (zone écologique, type de peuplement).

La complexité des structures se combine avec la diversité biologique. Les différentes espèces (et variétés, par exemple dans le cas des peupliers cultivés) possèdent des traits biologiques

singuliers pour leur développement aérien et souterrain (patrons de croissances primaire et secondaire, mortalité des organes, persistance des organes morts). La caractérisation de cette diversité représente un défi pour les scientifiques et les organismes chargés de l'inventaire des ressources forestières: peut-on détecter des régularités dans les formes et/ou les processus de développements, qui permettraient de simplifier les analyses ? Comment regrouper les espèces ?

L'histoire des usages, la diversité des objets-biomasse combinée à celle des espèces, la diversité des disciplines et leur évolution ont induit par accumulation de nombreux jeux de données, en général bien conservés par les instituts de recherche (Vallet *et al.* (2006) ont ainsi ré-échantillonné plus de 4600 fiches de cubage dans les archives INRA). Même si chacun de ces jeux de données est contingent (aux objectifs qui lui ont donné naissance, aux méthodes qui étaient disponibles à l'époque de la collecte), il est utile de savoir enregistrer, ré-utiliser et coordonner par des méta-données pertinentes ces jeux de données historiques. C'est indispensable compte-tenu du coût marginal très élevé des campagnes de mesure que nous pouvons réaliser actuellement : chaque nouvelle population mesurée se compte en individus (par exemple, 8 pins sylvestres âgés de 10 ans chez Xiao et Ceulemans, 2004). Le projet ANR-EMERGE a ainsi rassemblé les fonds de plusieurs organismes en une base de données unique, complétée par une campagne de mesures sur 176 arbres destinée à atténuer les points faibles du fonds historique (8192 arbres utilisés par Longuetaud *et al.*, 2013).

La mutualisation et la relecture peuvent aussi porter sur les résultats publiés. En collectant parmi les travaux d'estimation de la biomasse, Ter-Mikaelian et Korzukhin (1997) ont publié une série de plus de 750 équations allométriques, pour 65 espèces nord-américaines. Pour l'Europe, Zianis *et al.* (2005) ont compilé 607 équations pour la biomasse et 230 pour le volume, correspondant à 39 espèces forestières. La variété des compartiments de biomasse considérés contribue à ce nombre élevé : branches, branches mortes, cônes, houppier, feuillage (éventuellement par années d'aiguilles), système racinaire, racines fines, racines de transport, écorce, bois, tige, aérien, total (19 catégories chez Zianis *et al.*, 2005). Les deux publications fournissent une information assez riche sur les équations (origine géographique, unités, gamme des variables indépendantes, taille de l'échantillon, statistiques d'ajustement). La majorité des publications-sources résumées par ces grandes compilations continentales s'intéressent à l'estimation d'un nombre élevé de composantes de la biomasse, en général à l'intérieur d'une population locale (estimer des quantités-peuplement à partir d'un échantillon de quelques arbres). Les populations dont sont issues ces échantillons sont très hétérogènes et l'applicabilité pratique des équations reste faible.

Les États-Unis, qui ont des forêts diversifiées (plus de 800 espèces ligneuses recensées par Little, 1979 in Miles et Smith, 2009), ont particulièrement développé les méthodes d'estimation de la biomasse forestière. Sur ces problématiques, la continuité des approches en forêts tempérées et forêts tropicales est de plus en plus manifeste, en dépit des différences de contexte (connaissance de la diversité spécifique, modalités de gestion, ancienneté des inventaires) : sur les particularités des approches allométriques en forêt tropicale, voir Brown (2002) et Chave *et al.* (2005 et 2014)

I.1.2. Estimation de la biomasse : télédétection, estimations directe ou par le biais de *Biomass Expansion Factors*

La télédétection joue un rôle croissant pour l'estimation de la biomasse forestière, aussi bien dans des travaux en conditions expérimentales que pour l'évaluation de massifs ou de ressources nationales. Elle bénéficie de progrès décisifs dans les images acquises (LIDAR), dans la combinaison de sources d'information (modèle de surface par photogrammétrie et modèle de terrain par laser, par exemple), dans les calibrations et la modélisation (Gregoire *et al.*, 2011 ; Dassot *et al.*, 2012 ; Seidel *et al.*, 2012 ; Vastaranta *et al.*, 2013). Néanmoins, compte-tenu des besoins de calibration et des contraintes spécifiques liées aux ressources forestières (diversité des essences ligneuses, impact des variations de densité du bois, stratification verticale de la

végétation, relevés localisés de qualité et/ou contexte écologique), le recours à des données acquises au sol reste incontournable.

La méthode de référence pour estimer le stock de biomasse ou de carbone forestier est basée sur un réseau statistique de placettes d'inventaire, permanentes ou semi-permanentes si l'on souhaite estimer une variation au cours du temps (Brown, 2002). Pour convertir en biomasse aérienne les variables simples (diamètre, hauteur, espèce, variables de contexte) relevées lors de l'inventaire, il existe schématiquement deux méthodes :

- 1) Estimation directe au moyen d'équations de régression calibrées sur des échantillons, au niveau arbre ; pour la plupart, ces équations ont la forme de fonction-puissance, ou en sont dérivées, on parle donc de relations allométriques (exemple : $w_{i,a,0} = b \cdot d_{130_i}^c$, où d_{130_i} est le diamètre de l'arbre i , $w_{i,a,0}$ sa biomasse aérienne totale (découpe 0 cm), b et c des paramètres)
- 2) Appliquer, à une quantité mesurée ou estimée par la procédure standard d'inventaire (comme le volume de tige à la découpe bois-fort), une série de facteurs de conversion appelés *Biomass Expansion Factors* (BEF), selon les cas au niveau arbre ou peuplement

En France, cette seconde méthode a été proposée par Dupouey *et al.* (2000) et mise en œuvre depuis par l'IFN, organisme maintenant intégré à l'IGN, les estimations produites servant de base pour le reporting national CCNUCC réalisé par le CITEPA. Dans les deux cas, la qualité de la procédure choisie dépend de son caractère plus ou moins approprié pour la ressource sur laquelle porte le calcul (et donc de l'adéquation entre cette ressource et la structure de l'échantillon ayant servi à calibrer la relation ou les facteurs de conversion (BEF). Cette adéquation est souvent difficile à établir rigoureusement, ce qui justifie l'intérêt de multiples travaux de vérification, tests qualitatifs et quantitatifs.

Méthodes pour la construction d'équations allométriques

Parresol (1999) passe en revue les méthodes d'estimation de la biomasse. Il aborde les questions d'additivité (la somme des prédictions pour les différentes composantes doit être égale à la prédiction de l'arbre entier), harmonisation (les estimations de biomasses à différentes coupes ne se croisent pas), stratégies d'échantillonnage et erreurs. Les stratégies d'échantillonnage intensives intra-arbre les plus coûteuses (en séparant les composantes de la biomasse et en caractérisant la variation longitudinale de la tige), analogues aux protocoles de cubage des stations de recherche au début du 20^{ème} siècle (Oudin, 1930), sont considérées comme efficaces à long-terme pour les peuplements dans lesquels la production peut être orientée vers une large gamme de produits différents (sciage, pâte, panneaux, bois de feu...).

Saint André *et al.* (2010) discutent la question de l'hétéroscédasticité des données de biomasse (augmentation de la variance en même temps que le niveau de la variable), ainsi que le caractère statistiquement structuré des jeux de données de biomasse (on mesure des lots d'arbres appartenant à quelques populations ...; voir aussi Zhang et Borders, 2004), en conseillant sur la manière de construire des équations allométriques génériques à partir de telles données.

La série des facteurs de conversion (Biomass Expansion Factors (BEF))

L'estimation du contenu en carbone d'une ressource forestière par la méthode des facteurs de conversion prend la forme suivante (application au niveau arbre, n^o , puis somme sur la placette), les coefficients peuvent être distincts par espèce ou groupe d'espèce (*spec*) :

$$C_i = V_{i,s,7} [d_{130_i}, h_i] \cdot BEF_{branch,spec} \cdot BEF_{root,spec} \cdot WSG_{spec} \cdot C\%_{spec}$$

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

où $v_{i,s,7}$ [d130i, hi] est le volume estimé de l'arbre i , tige seule (s) à la découpe bois-fort (7cm), en fonction du diamètre et de la hauteur mesurés ; BEFbranch, spec est le facteur de conversion permettant d'ajouter les branches et les sections de moins de 7cm de diamètre ; BEFroot, spec est le facteur de conversion permettant d'ajouter la biomasse racinaire ; WSGspec est l'infradensité du bois (masse anhydre rapportée au volume humide) ; C%spec est la concentration en carbone de la masse anhydre.

L'estimation directe par relations allométriques permet de court-circuiter les 4 premières étapes de cet enchaînement (il ne reste qu'à convertir une biomasse en carbone). Cela évite de combiner les erreurs associées à chacune de ces étapes (erreur d'échantillonnage, de modélisation, etc...) ; la méthode directe est elle aussi exposée aux erreurs, notamment d'échantillonnage.

Groupe	Infradensité (t/m ³)		Concentration en C de la matière sèche		BEF Biomasse totale/biomasse tige ou Biomasse aérienne/biomasse tige (Italique)		Remarques
	Conifères	Feuillus	Conifères	Feuillus	Conifères	Feuillus	
Autriche	0,39	0,53	0,49	0,48	1,45	1,46	
Danemark	0,38	0,58	0,5 (IPCC default value)		2,00	2,00	Includes « some C in undergrowth & soil »
Finlande	0,39	0,49	0,519	0,501	1,527 (Pine) 1,859 (Spruce)	1,678	« contains also foliage »
Allemagne	0,43 (P+L) 0,37 (S+F+D)	0,56	0,5 (IPCC default value)		1,14	1,24	P+L : Pine, Larch S+F+D : Spruce, Fir, Douglas
Irlande	0,37	0,55	0,43	0,45	1,30	1,30	
Pays-Bas	0,5 (IPCC default value)		0,5 (IPCC default value)		1,20 (all sp.)		
Portugal	0,38	0,70	0,45	0,45	1,247	1,237	
Espagne	0,5 (IPCC default value)		0,45 (all sp.)		1,60 (all sp.)		includes « part of the surrounding vegetation »
Suède	0,42	0,58	0,45	0,45	1,30	1,50	
Royaume-Uni	0,35	0,55	0,5 (IPCC default value)		1,39	1,52	
France (CITEPA 1999)	0,43	0,54	0,5 (IPCC default value)		1,60	1,60	
France (CARBOFOR 2004)	0,44	0,55	0,475	0,475	1,74	2,06	apparent BEF (use of total volume equations)

Tableau 1 : Facteurs de conversion (BEF) utilisés par différents pays européens.
D'après Löwe *et al.*, 2000.

Bien que la biomasse aérienne soit certainement la composante-carbone de l'écosystème la plus abondamment documentée (voir les nombres de références compilées par Zianis *et al.* (2005), Ter-Mikaelian et Korzukhin (1997) ou Miles et Smith (2009)), l'incohérence et l'imprécision des facteurs de conversion utilisés dans différentes études ou différents pays, parfois pour des espèces ou types forestiers similaires (cf. tableau 1), ont été relevées par les chercheurs du Joint Research Centre (Löwe *et al.*, 2000).

Ces incohérences entre pays européens constatées en 2000 avaient deux origines (Joosten *et al.*, 2004): des définitions différentes pour le diamètre-limite du volume (commercial) calculé, ainsi que la définition même de l'objet vers lequel on étend le volume de tige (certains pays calculaient le facteur d'expansion en incluant les racines, d'autres incluaient même le volume de bois mort ou la végétation basse). Les différents inventaires forestiers nationaux, réunis par un réseau COST dédié à l'harmonisation des méthodes, se sont attaqués aux incertitudes induites par la conversion du volume sur pied en biomasse (Cienciala *et al.*, 2008). La composition spécifique varie également à travers l'Europe, et contribue aux différences entre pays.

Skovsgaard *et al.* (2006) observent que, si les facteurs de conversion qu'ils ont ajustés sur deux essais d'espacement et d'éclaircie pour l'épicéa (Biomasse aérienne/tige = 1,21 et Racines/aérien total = 0,17) sont représentatifs des forêts danoises, alors la convention nationale danoise (BEF

biomasse totale/tige de 1,8) surestime d'un tiers les volumes totaux (aériens et racinaires). Outre des incohérences dans la définition de la biomasse, ils considèrent que la validité des extrapolations peut être affectée par des différences de gammes considérées entre calibration et application des coefficients, en particulier vis-à-vis des conditions de station, de l'âge et du traitement sylvicole.

Compte-tenu du coût élevé des mesures et pour réduire les risques d'applications erronées, Brown (2002) a préconisé le développement de modèles de régression génériques par zones écologiques et/ou groupes d'essences. On peut comprendre ce caractère de généralité comme la propriété de modèles qui, par leur conception, sont relativement stables et applicables à un grand nombre de configurations rencontrées sur le terrain. La généralité peut être recherchée, notamment, par l'inclusion de prédicteurs supplémentaires : zones écologiques et/ou groupes d'essences chez Brown (2002), hauteur de découpe dans des travaux de l'IFN en France, indicateur de robustesse de l'arbre pour estimer avec une même équation arbres de futaie et taillis-sous-futaie chez Vallet *et al.* (2006) ou Longuetaud *et al.* (2013).

La méta-analyse, par Zianis et Mencuccini (2004), de 279 jeux d'équations allométriques a montré que l'exposant des allométries diamètre-biomasse est relié à celui des allométries diamètre-hauteur. Comme ce dernier est connu pour varier avec la structure de la population (caractère équienne ou non, stade de développement, historique sylvicole), cela incite à la prudence si l'on souhaite utiliser des équations allométriques à un seul prédicteur (diamètre-biomasse) : la population-cible et la population de calibration ont-elles la même structure ? Dans leur vaste étude sur le hêtre en Allemagne, Joosten *et al.* (2004) ont montré que la hauteur apporte une information complémentaire à celle du diamètre, en dépit de la corrélation entre ces deux prédicteurs.

I.1.3. Sources de variation des équations allométriques et facteurs de conversion (BEF)

Les facteurs de conversion ne sont pas des constantes, ils dépendent de la population sur laquelle ils ont été estimés (il en va de même des relations allométriques). Par exemple, les facteurs de conversion sont plus élevés dans la gamme des faibles volumes (Brown, 2002 ; Lehtonen *et al.*, 2004). Certains auteurs parlent de « fonctions de facteur de conversion (BEF) » pour désigner la relation entre un facteur de conversion et un prédicteur facilement disponible pour la population dont on veut estimer la biomasse (volume, âge...). Il existe quelques résultats faisant état d'une relation avec les pratiques sylvicoles (par exemple la fertilisation chez les pins du sud-américains, Zhang et Borders, 2004). Dans des essais d'espacement et d'éclaircie d'épicéa commun âgés de 58 et 41 ans au Danemark, Skovsgaard *et al.* (2006) ont observé que la biomasse des branches, tiges et racines variait entre les modalités, simplement à travers sa dépendance à la taille des arbres, sans effets supplémentaires des modalités (la possibilité de méthodes génériques vis-à-vis de la sylviculture n'est donc pas prise en défaut dans ce cas).

Variation avec le stade de développement

En combinant des arguments expérimentaux et théoriques (notamment la théorie du *Pipe Model* de Shinozaki *et al.*, 1964), Mäkelä et Valentine (2006) montrent que la longueur relative du houppier (*crown ratio*) influence les relations allométriques entre composantes de la biomasse ; dans la mesure où la récession du houppier reflète toute l'histoire compétitive de l'arbre, ceci implique qu'il ne peut pas exister de lois allométriques universelles. Ils conseillent d'utiliser le *crown ratio* pour l'estimation de la biomasse ou la construction des modèles dynamiques, et de la mesurer systématiquement lors des inventaires.

Dans leur modélisation du volume aérien complet pour 7 espèces feuillues et résineuses en France, Vallet *et al.* (2006) observent que la forme des arbres évolue au cours de la croissance en grosseur et se différencie selon un indicateur de robustesse des arbres (une combinaison de hauteur et diamètre qui atténue la corrélation entre ces deux variables davantage que ne le fait le

rapport hauteur/diamètre). L'effet du diamètre est prépondérant chez les résineux dits « à couvert sombre » (épicéa, sapin, douglas), alors que l'effet de la robustesse est prépondérant chez les feuillus (chêne, hêtre) ainsi que chez les pins.

Variation entre espèces

Brown et Schroeder (1999) ont observé que deux grands types forestiers très répandus aux États-Unis (*oak-hickory* et *maple-beech-birch*, représentant la moitié des forêts feuillues de l'est) ont des facteurs de conversion similaires ; les auteurs en ont déduit qu'une seule fonction ajustée en pool était probablement applicable aux autres feuillus. Ils ont aussi observé que les comportements des forêts à base de pins ou d'épicéa-sapin étaient suffisamment distincts et devaient être traités séparément. Ce choix reposait sur un constat et une conjecture, à savoir que les différentes espèces de pins avaient des modes de ramification similaires et se comportaient de manière homogène en ce qui concerne les facteurs de conversion (constat d'homogénéité pour les espèces étudiées et conjecture que cette homogénéité valait aussi pour les espèces du genre *Pinus* non étudiées).

Les lois de comportement des groupes d'espèces sont similaires dans différentes régions : notamment la quasi invariance du facteur de conversion (BEF) (total) par rapport à l'âge (ou au volume) des pins, alors que celui des épicéas décroît de 15% sur l'ensemble de la gamme d'âges ou de volumes (Brown, 2002 ; Lehtonen *et al.*, 2004). Dans un travail sur les variations de forme au niveau arbre en France, Vallet *et al.* (2006) ont observé des groupements d'espèces cohérents avec les résultats scandinaves et nord-américains.

Groupe d'espèces	nb espèces	moyenne	min	max
Conifères	56	0,411	0,29	0,68
Feuillus	100	0,523	0,31	0,80
Pins	24	0,429	0,34	0,54
Épicéas	5	0,356	0,33	0,38
Sapins	7	0,356	0,31	0,40
Douglas	1	0,450		
Chênes	22	0,595	0,51	0,80

Tableau 2 : Variation des infradensités (t/m^3) pour 156 espèces nord-américaines.
D'après Miles et Smith (2009)

I.1.4. Infradensité du bois

Pour l'infradensité du bois, la France utilise des valeurs moyennes de référence par groupes d'espèces, à savoir $0,44 t/m^3$ pour les résineux et $0,55 t/m^3$ pour les feuillus (tonnes de matière sèche par m^3 de volume frais). Ces valeurs avaient été décidées après synthèse de plusieurs compilations réalisée dans le projet CARBOFOR (Dupouey, 2002), en prêtant une attention particulière aux différences entre feuillus/résineux, espèces tempérées/méditerranéennes et autochtones/exotiques, ainsi qu'aux conditions de croissance. Si l'on compare aux options retenues en 2000 (cf. tableau 1), la valeur française pour les feuillus est proche des autres pays européens, tandis que la valeur pour les résineux est la plus élevée du tableau. Il serait

souhaitable de vérifier si cette particularité est liée à la composition spécifique des forêts françaises (notamment à la proportion des pins).

Pour les 800 espèces ligneuses recensées aux États-Unis (Little (1979), in Miles et Smith (2009)), l'USDA-Forest Service conseille de s'inspirer, par proximité botanique (même genre), du tableau des valeurs publiées pour 156 espèces. Nous avons extrait de cette compilation les quelques résumés consignés dans le tableau 2 (les statistiques mentionnées sont calculées sur la base d'une valeur par espèce, sans considérer l'importance des espèces). On constate que les valeurs moyennes françaises sont un peu supérieures aux moyennes américaines, ces dernières étant toutefois relatives à une flore plus diversifiée. Les groupes américains des Pins, Épicéas et Sapins ont des valeurs moyennes (0,43 - 0,36 - 0,36) très proches des valeurs retenues dans les pays européens où ces mêmes genres sont bien représentés. En France, on pourrait donc, pour les résineux, escompter une densité moyenne intermédiaire entre les pins et le groupe épicéa-sapin, soit 0,4. Pour les feuillus, la valeur 0,55 retenue pour la France semble raisonnable (les 24 espèces nord-américaines de chênes ont une moyenne proche de 0,6).

I.1.5. Coefficients d'expansion (BEF) pour les racines et concentration en carbone

Au cours de la revue de littérature, nous n'avons pas enregistré de valeurs de coefficients d'expansion-racines s'écartant de manière flagrante des coefficients moyens français (1,30 pour les conifères et 1,28 pour les feuillus). Ainsi, Zhang et Borders signalent 1,25 et Skovsgaard et al. (2006) 1,17. Il sera sans doute difficile de rassembler des jeux de résultats de taille suffisante pour mettre à l'épreuve ces deux coefficients : dans l'immédiat, nous proposons de les faire varier de $\pm 0,05$.

Il y a peu de données également sur la concentration en carbone. Joosten et al. (2004) mentionnent quelques variations significatives entre régions allemandes pour le hêtre, les extrêmes étant 0,489 et 0,507. Cet écart est cohérent avec celui entre pays européens (pour ceux qui n'ont pas retenu les valeurs forfaitaires du GIEC), et nous proposons de retenir une gamme 0,45 - 0,5, autour de la valeur française actuelle.

I.1.6. Projection du stock de bois-mort : dynamique du compartiment

[Une requête effectuée le 4 novembre 2015 dans le Web of Science a permis une première estimation de la taille du corpus :

Bois mort - 5005 références renvoyées par la requête : ("snag") OR ("deadwood") OR ("dead wood") OR ("large woody debris") OR ("coarse woody habitat") OR ("coarse woody debris") OR ("coarse debris »)

Stock de carbone - 16570 références renvoyées par la requête : ("carbon pool") OR ("carbon sequestration") OR ("carbon storage") OR ("carbon store") OR ("carbon supply") OR ("carbon stock* »)*

Biomasse ligneuse - 2097 références renvoyées par la requête : ("woody biomass »)

La grande taille de ce premier corpus et la difficulté à préciser la requête pour mieux cibler les documents intéressants sur la vitesse de décomposition nous a conduits à différer la recherche bibliographique (elle sera conduite dans un prolongement de la présente étude)]

L'IGN réalise, depuis plusieurs années et dans le cadre de son protocole de mesures standard sur chaque placette, un relevé du bois-mort (en séparant bois-mort sur pied et au sol). Cette information peut être utilisée dans un système de projection, si l'on sait simultanément estimer les entrées de bois-mort (mortalité annuelle, dégâts d'exploitation provoqués par les coupes auxquels s'ajoutent une mortalité de fond) et les sorties (décomposition du bois-mort). Nous avons orienté notre recherche bibliographique pour renseigner la vitesse de décomposition annuelle du bois-mort, sachant a priori que de telles données pouvaient être collectées dans le cadre de recherches s'intéressant aux micro-habitats et structures caractéristiques des forêts en libre évolution (par exemple via les nouvelles mesures des mêmes souches, voir le cas emblématique des souches massives datant des grandes exploitations du début du XXème siècle dans l'ouest américain).

Pour le calcul présenté au chapitre II, nous avons donc considéré que le stock de bois-mort national (dont l'état initial est mesuré par l'IGN) possède une dynamique de décomposition exponentielle, avec une durée de demi-vie de 30 ans (soit un taux annuel de décomposition de 2,3%).

I.1.7.Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation de la biomasse ligneuse et dynamique des stocks de bois mort

Nous résumons les résultats obtenus dans les paragraphes précédents, en discutant les valeurs moyennes des coefficients de conversion volume inventorié-carbone du reporting national CITEPA, par rapport aux valeurs homologues dans les autres pays forestiers. De même, nous exposons les hypothèses pour l'estimation des stocks de bois-mort.

Depuis la mise en œuvre de la méthode construite dans le cadre du projet CARBOFOR, le coefficient d'expansion pour les branches (et menus bois) n'est plus fixé *a priori* et en bloc : on le calcule *a posteriori* par le ratio entre les deux volumes estimés par l'IGN : le volume bois-mort tige (découpe 7 cm) d'une part, en application de tarifs établis par l'IGN sur la base de ses propres mesures ; le volume aérien total (découpe 0 cm) d'autre part, calculé en application des tarifs et de la procédure de groupement d'espèces proposés par Vallet *et al.* (2006). Appliquée sur les tableaux de résultats pour les projections 2011-2030 publiés par Colin (2014), nous avons constaté que les valeurs 1,30 (conifères) et 1,56 (feuillus) fournissaient une série de disponibilités ne s'écartant jamais de plus de 1% des valeurs publiées.

Le tableau 3 résume les différentes étapes de cette étude de variations. On arrive ainsi à des coefficients intégrés permettant la conversion du volume bois-mort tige IFN en masse de carbone ou de CO₂ (via le coefficient 44/12, pour passer de la quantité de carbone à l'équivalent CO₂). Les valeurs centrales sont, respectivement pour les résineux et les feuillus, de 1,18 et 1,91 tCO₂/m³ de volume bois-mort tige IFN en France. La gamme d'incertitude que nous retenons provisoirement, autour de ces valeurs centrales, est de ±15-20% pour les feuillus, ±20-25% pour les résineux. Si nous considérons maintenant le seul coefficient d'expansion pour les branches, il est estimé à 1,30 pour les résineux et à 1,56 pour les feuillus avec une gamme d'incertitude de ±4%.

Bien que les coefficients d'expansion branches soient forts (ce qui a soulevé depuis 2004 des interrogations récurrentes sur une possible surestimation, en particulier pour les feuillus), la méthode d'estimation des volumes qui conduit à ces valeurs a été testée favorablement sur l'ensemble des taillis-sous-futaie par Dupouey *et al.* (2010), puis pour le hêtre dans le cadre du projet ANR-EMERGE (*in* Colin, 2014). Ces coefficients sont également cohérents avec l'analyse très complète rapportée dans Longuetaud *et al.* (2013). L'effort de recherche consenti par notre pays depuis 10 ans permet donc de renforcer la confiance dans l'estimation du volume aérien des arbres forestiers, notamment feuillus, ce qui était un verrou bien identifié pour la mobilisation de la ressource.

En revanche, on remarque que la gamme d'incertitude augmente de ±4% (volume aérien) à ±15 à 25% quand on combine les différentes sources. Il serait maintenant utile de faire porter l'accent sur la variabilité induite par la proportion de biomasse dans les racines (root-shoot ratios) et l'infradensité du bois. Nous avons donné quelques indications récoltées sur ces deux variables au cours de notre veille, mais il serait nécessaire d'approfondir la question.

Gammes de valeurs	Résineux			Feuillus		
	Basse	Centrale	Haute	Basse	Centrale	Haute
Concentration en carbone	0.45	0.475	0.5	0.45	0.475	0.5
Infradensité (t/m ³)	0,36	0,40	0,44	0,52	0,55	0,58
BEF(root)	1.20	1.30	1.30	1.20	1.28	1.30
BEF(branch)-Colin (2014)	1,25	1,30	1,35	1,5	1,56	1,6
pm BEF (branch) CARBOFOR		1.34			1.61	
Coefficients intégrés (en t/) pour :						
C par m ³ vbftige IGN	0,24	0,32	0,39	0,42	0,52	0,60
CO ₂ par m ³ vbftige IGN	0,89	1,18	1,42	1,55	1,91	2,21
C par m ³ VAT	0,19	0,25	0,29	0,28	0,33	0,38
CO ₂ par m ³ VAT	0,71	0,91	1,05	1,03	1,23	1,38

Tableau 3 : Gamme de variation des coefficients de transformation des volumes bois fort tige (IGN) en volumes aérien total (BEF) en C et en CO₂ - France- État actuel en gras

Ainsi, sur la base des coefficients de calculs résumés dans le tableau 3 et permettant de calculer le stockage annuel de biomasse en forêt (Mm³ VAT/an), nous pouvons estimer la quantité de CO₂ stockée dans la forêt française métropolitaine. Le stockage de CO₂ est donc équivalent à 70,3 MtCO₂eq/an, soit 14,4 MtCO₂eq/an de biomasse résineux et 55,9 MtCO₂eq/an de biomasse feuillue, valeurs que l'on reprendra dans le chapitre suivant.

Pour le bois-mort, nous avons considéré un stock initial égal à celui mesuré par l'IGN, en agrégeant les composantes bois-mort sur pied et bois-mort couché (environ 430 MtCO₂eq en 2013). Le stockage net est estimé à 10,3 MtCO₂eq/an, valeur mobilisée plus loin. Comme les produits, ce stock est gouverné par une dynamique que nous supposons exponentielle, avec une demi-vie estimée à 30 ans. Ce paramètre signifie qu'au bout de 30 ans, la moitié du carbone d'une pièce de bois-mort abandonnée en forêt est encore présent, en moyenne sur toutes les forêts françaises de métropole. Le choix d'une demi-vie longue réduit le coefficient de sortie annuelle (ici, la vitesse de dégradation) et augmente le stock moyen pendant une période de transition entre régimes à faible et fort stocks.

Nous insistons sur le fait que le stockage annuel dans le compartiment bois-mort dépend fortement de la durée de demi-vie (30 ans), que nous avons choisie arbitrairement. Il est maintenant nécessaire d'approfondir l'exploration bibliographique autour de la vitesse de dégradation du bois-mort en forêt, dans différents contextes géographiques et de composition spécifique.

1.2. État et évolution du stock de carbone des sols forestiers

La question du stockage de carbone dans les sols est aujourd'hui une question cruciale. Or, la plupart des évaluations du stockage de carbone en forêt ne prennent pas en compte le stockage de carbone dans les sols forestiers. Ce paragraphe fournit une synthèse sur l'état et l'évolution des stocks de carbone des sols forestiers, en relation d'une part avec le climat et ses changements, d'autre part avec les pratiques de gestion. Nous voulons ici dans la mesure du possible, arriver à estimer l'évolution des stocks de carbone forestiers, selon la ou les options que nous ressortirons de cette synthèse. Nous ferons notamment une expertise critique des résultats obtenus sur le réseau RENECOFOR, indiquant une augmentation du carbone des sols entre les deux campagnes d'observation espacées de 15 ans (interprétation, causes possibles, possibilités d'extrapolation pour une évaluation à l'échelle nationale de l'évolution des sols). Nous voulons ainsi estimer une gamme de variation pour la vitesse de stockage de carbone dans les sols forestiers en MtCO₂eq/an.

I.2.1. Stocks de carbone dans les sols forestiers

Les sols constituent le plus important réservoir de carbone (C) des enveloppes terrestres superficielles. Il est estimé qu'ils contiennent 1500 Gt de C si on ne considère que le premier mètre et 2400 Gt de C si l'on considère l'ensemble de l'épaisseur des sols (Carvalhais et al, 2014). A cette quantité, il convient d'ajouter 300-700 Gt de C dans les zones humides et tourbières et 1700 Gt de C dans le permafrost (Ciais et al., 2013 ; Lehmann et Kleber, 2015). Cette quantité totale de 3500 à 4800 Gt de C représente environ cinq fois plus que la quantité de C présente dans l'atmosphère et huit fois plus que celle stockée dans la biomasse vivante.

A l'échelle mondiale, les sols forestiers représentent un réservoir d'environ 1200 Gt de C (cf. tableau 4 - Carvalhais et al., 2014). Ils contiennent donc à 50 à 80% de la quantité totale de C stockée dans les sols du monde – en excluant les zones humides et le permafrost.

(i) Répartition par biomes

Biomes	Biomasse sur pied	Sol	Temps moyen de résidence dans l'écosystème
	<i>GtC</i>		<i>années</i>
Forêts boréales	39	466	53,3
Forêts tempérées	48	258	23,5
Forêts tropicales	221	480	14,2
Total forêts	308	1204	

Tableau 4 : Quantité de carbone stockée dans les sols en fonction des biomes, d'après Carvalhais et al., 2014

Temps moyen de résidence dans l'écosystème : durée moyenne de séjour du carbone dans le système plante-sol

Les sols forestiers boréaux ou tropicaux stockent presque deux fois plus de carbone que les sols forestiers tempérés (cf. tableau 4). Ces stocks importants s'expliquent par l'importance des surfaces en forêt dans ces régions, mais aussi par les apports élevés de matières organiques au sol en raison de la forte productivité primaire en région tropicale, et par une lente décomposition des matières organiques en raison du climat défavorable dans les régions boréales.

(ii) Distribution verticale du carbone dans les sols forestiers

La quantité de carbone des sols forestiers décroît avec la profondeur, environ 50% se trouvant dans 20 premiers centimètres (Jobbagy et Jackson, 2000). Ce phénomène s'observe dans tous types de sols, mais est très marqué en forêt en raison de la présence d'un horizon organique de surface. Cet horizon se développe en conséquence de l'absence du travail du sol, mais également des caractéristiques pédoclimatiques et de la biochimie spécifique des apports de matière organique au sol (Ponge 2003, 2013; Gruba et al., 2015). En effet, les forêts sont souvent développées sur des sols pauvres en nutriments, très drainants ou en climat froid et/ou humide. De plus, les apports de matière végétale ont la particularité d'être très riches en lignine (Thévenot et al., 2010), molécule que peu d'organismes peuvent décomposer (Arantes et Goodell, 2014).

Sur la base de l'observation visuelle de l'épaisseur et de la structure de cet horizon organique, on peut définir une typologie de fonctionnement du sol forestier, dite typologie des humus (Ponge 2003). Ainsi sur sols bruns fertiles à pH élevé, on observe généralement des humus de type mull qui sont caractérisés par une fine couche de litière, témoignant d'une dégradation rapide des litières sous l'action de la macrofaune fouisseuse et des champignons et bactéries. Des associations intimes entre matière organique et particules minérales sont favorisées par le transfert des résidus de litières dans les horizons profonds, et par la présence de cations divalents.

Des humus de type moder sont reconnaissables à l'accumulation en surface de litières à différents stades de décomposition (litières entières, fragmentées, humifiées). Ces humus sont caractéristiques de sols acides dans lesquels les populations fongiques dominent les populations bactériennes. Bien que la décomposition des litières soit plus lente que dans les systèmes de type mull, la pénétration de l'horizon organique par le réseau des hyphes fongiques et mycorhizes permet une utilisation efficace des nutriments libérés par les litières en décomposition (Ponge, 2003, Salleles, 2014). Enfin, les humus de type mor sont caractérisés par une activité biologique faible qui conduit à l'accumulation d'une importante couche organique de surface. Ce type d'humus est souvent présent dans des zones climatiquement défavorables ou sur des roches mères très pauvres, ayant induit la formation de conditions podzoliques.

(iii) *Facteurs corrélés aux stocks de carbone dans les sols*

Les estimations des stocks de C à l'échelle mondiale sont basées sur les informations de la « *Harmonized World Soil Database* » qui concentre des informations sur les propriétés physiques et chimiques des sols compilées à partir d'inventaires régionaux et nationaux (Batjes, 2009). Sur la base de ces données, des unités cartographiques sont définies et pour chacune d'elles, un stock de C est calculé (Carvalhais *et al.*, 2014).

En parallèle, de nouvelles approches d'estimation des stocks de C sont mises en œuvre (Sanchez *et al.*, 2009; Arrouays *et al.*, 2014). Elles reposent sur l'analyse d'échantillons et l'identification de corrélations entre des propriétés du sol, des paramètres environnementaux et les stocks de C mesurés dans ces échantillons. Des algorithmes sont ensuite formulés sur la base des corrélations identifiées et appliqués à l'ensemble d'un territoire sur lequel les propriétés du sol pertinentes et les paramètres climatiques ont été relevés. Cette méthode nommée « Digital Soil Mapping » met, de fait, en lumière des variables qui peuvent favoriser le stockage de C dans les sols forestiers ou qui sont impactées par les mêmes facteurs de contrôle que les stocks de C du sol.

Pour la France métropolitaine, Martin *et al.* (2011) et Meersmans *et al.* (2012) se sont appuyés sur l'échantillonnage de C du sol réalisé par le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) sur une grille 16 km x 16 km pour modéliser les stocks de C des sols à l'échelle du territoire. Les facteurs intégrés dans leur modèle sont les données climatiques, le type de sol, la teneur en argile, l'usage et la gestion (pratiques) des sols forestiers et agricoles à l'échelle nationale. Il indique que 1,5 Gt de C sont stockés dans les 30 premiers centimètres des horizons organo-minéraux des sols forestiers métropolitains (horizon organique non considéré), avec une moyenne de 94 tC/ha.

En Galice, Rial *et al.* (2016) ont recherché les corrélations entre les stocks de C du sol et des données de spectroscopie du moyen infra-rouge obtenues sur des échantillons de sol ainsi que divers paramètres environnementaux (température, précipitations, évapotranspiration potentielle, index de continentalité, de thermicité et divers index ombrothermiques). Leurs travaux indiquent un contrôle fort du climat sur les stocks de C (les stocks les plus faibles se trouvant dans les zones chaudes et sèches). La nature du substratum géologique influence aussi la séquestration du C, car les produits d'altération de la roche mère contenant de l'aluminium et du fer forment des complexes organo-minéraux avec les matières organiques. Enfin leurs travaux mettent en évidence des stocks de C plus importants sous conifères que sous feuillus.

En Suisse, Nussbaum *et al.* (2014) ont construit un modèle lui aussi basé sur la corrélation entre les stocks de C et des variables environnementales (précipitations, topographie et type de végétation déterminé par infra-rouge satellitaire) en s'appuyant sur 1033 profils de sol forestiers (horizons organo-minéraux). Après validation, l'application de ce modèle sur l'ensemble des sols forestiers suisses indique que 125,8 tC/ha sont stockés en moyenne dans le premier mètre de sol, dont 64 % dans les 30 premiers centimètres (79,9 tC/ha). Ces travaux montrent que les stocks augmentent avec l'altitude, mais également dans les zones soumises à de fortes précipitations.

Les sols riches en calcium (dans le Jura) ou en aluminium (horizons profonds dans les Alpes métamorphiques du sud) favorisent également la séquestration de C.

De Brogniez *et al.* (2015) ont appliqué la technique du Digital Soil Mapping à l'échelle de l'Union Européenne, en se servant de l'inventaire du projet LUCAS. Le modèle choisi pour estimer le stock de C utilise les données de pente, température, usage des sols, productivité primaire nette, latitude et longitude afin de prédire les stocks de C dans les 20 premiers centimètres des sols. Le modèle est pour le moment insatisfaisant pour prédire les stocks de C dans les sols possédant des horizons organiques, comme dans les écosystèmes forestiers. Les auteurs préconisent une approche distinguant les horizons organiques des horizons organo-minéraux.

Le climat, la pente, le type de végétation, la nature de la roche mère sont autant de variables qui co-varient avec la quantité de C stocké dans les sols. Ces variables sont également reconnues comme étant les facteurs orientant la formation d'un sol (Lin, 2011). Ils déterminent la texture et en conséquence la porosité, contrôlent le degré d'altération des minéraux et la présence potentielle d'oxy-hydroxydes ou de cations capables d'initier des pontages entre phases minérales et organiques du sol.

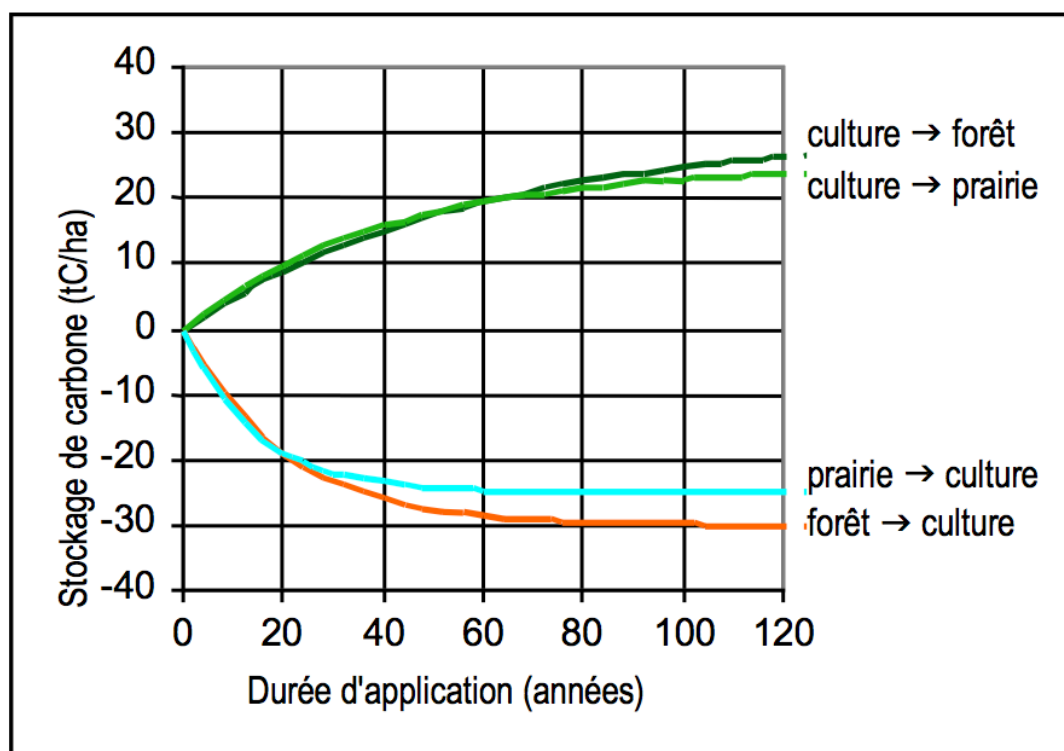


Figure I : Evolution du stock de carbone dans le sol associé aux pratiques provoquant le stockage ou déstockage extrêmes. Mode pour le territoire français. L'intervalle de confiance à 95% sur cette valeur modale est de l'ordre de $\pm 40\%$ (Arrouays *et al.*, 2002)

Des études locales mettent également en évidence l'importance de l'usage historique des sols. Ainsi, Prietzel et Christophel (2014) montrent des pertes importantes de stocks de C dans les horizons organiques en raison d'un historique ancien d'utilisation à long terme des forêts des Alpes calcaires germaniques. Dès le 14^{ème} siècle, les récoltes intensives de bois (coupes à blanc sélectives (essence) et répétées) afin d'alimenter les besoins pour l'industrie d'extraction du sel et du raffinage en plein essor ont abouti à un appauvrissement marqué des stocks de C par rapport à la forêt vierge d'origine. Ces pertes dépendent ainsi de l'intensité de l'exploitation des forêts, qui dépend elle-même de l'accessibilité des sites. La dynamique de reconstitution du stock après retour à la forêt constitue aussi un point important (cf. I.2.2). Elles peuvent atteindre localement 50% du stock de C dans les premiers horizons jusque 30 cm, dont 80% dans les horizons

organiques. L'expertise INRA menée en 2002 sur le stockage de C dans les sols français (Arrouays *et al.*, 2002) illustre également que le stock de C du sol d'une forêt implantée sur d'anciennes cultures augmente au cours du temps (cf. figure I).

I.2.2. Dynamique des stocks de carbone dans les sols forestiers

(i) *Un stock soumis à des entrées et à des sorties, séquestré dans les sols pour une période finie*

Les stocks de carbone dans les sols dépendent des flux d'entrées et des mécanismes conditionnant la stabilisation de ces apports ou leur sortie par drainage, lessivage ou production de CO₂. La période entre l'entrée et la sortie du carbone dans le sol correspond à son temps de résidence.

Les entrées de carbone organique dans les sols se font sous forme de litières aériennes et souterraines (feuilles, branches, racines) et par les exsudats racinaires. Les apports aériens sont relativement bien estimés, mais beaucoup d'incertitudes demeurent quant à la quantification des apports souterrains. Sous l'action des décomposeurs du sol, ces litières sont fragmentées puis transformées en métabolites microbiens ou convertis en énergie par minéralisation en CO₂. Le temps moyen de résidence du C dans les sols est de plusieurs décennies. Sur la base des estimations les plus récentes des stocks de C dans les sols et de la production primaire nette, Carvalhais *et al.* (2014) ont calculé le temps moyen de résidence du C dans un écosystème forestier, depuis sa photo-assimilation jusqu'à sa sortie du système. En faisant l'hypothèse d'un état stationnaire (entrée de C dans l'écosystème par production primaire = flux de sortie), ils ont établi que le temps moyen de résidence du C serait de 14 ans dans le système plante-sol des forêts tropicales, de 23,5 ans pour les forêts tempérées et de 53,3 ans pour les forêts boréales. Mais cette moyenne occulte une très forte variabilité (Amelung *et al.*, 2008 ; Schmidt *et al.*, 2011). Certains composés ne résident que quelques jours dans les sols, d'autres y persistent durant des siècles, voire des millénaires. La durée de stockage varie aussi considérablement avec la profondeur: tous biomes confondus, l'âge moyen du C des sols forestiers serait de l'ordre de 30 ans à 10 cm de profondeur, mais de 300 ans à 40 cm de profondeur (Balesdent *et al.*, in prep).

Afin de compenser les émissions anthropiques de gaz à effet de serre par la séquestration additionnelle de C dans les sols, il est nécessaire d'identifier les réservoirs du C séquestré dans les sols à des échelles de temps pluri-décennales et de comprendre les mécanismes qui favorisent la séquestration et induisent la déstabilisation (Trumbore et Czimczik, 2008). Selon l'initiative politique 4/1000 lancée lors de la COP21 par le Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, cette séquestration correspondrait dans l'idéal à 0.4% des stocks de C.

(ii) *Avancées récentes sur la compréhension des mécanismes contrôlant la persistance du C dans les sols*

Il a longtemps été considéré que la persistance du carbone organique dans les sols dépendait des propriétés biochimiques des molécules organiques. Ainsi les composés aromatiques ou hydrophobiques tels que les lignines ou les lipides étaient considérés comme récalcitrants, c'est à dire difficiles à dégrader (Haider et Martin, 1975 ; Baldock *et al.*, 1997). Les substances dites humiques qui étaient extraites par une succession de fractionnements chimiques étaient considérées comme résultant de la condensation de molécules non dégradées et représentaient alors le terme ultime de la récalcitrance (Stevenson, 1994). Mais les progrès des techniques en physique, sciences des matériaux, génomique, informatique ont permis de revisiter ces concepts et de les mettre en défaut. Il a ainsi été démontré que les substances humiques n'existaient pas naturellement dans les sols et qu'elles étaient en fait des associations supramoléculaires formées artificiellement par la procédure d'extraction chimique (Sutton et Sposito, 2005 ; Kleber et Johnson, 2010). De nombreuses études indiquent en revanche que les métabolites microbiens représentent une part importante du C des sols (Miltner *et al.*, 2012). En raison de leurs

groupements fonctionnels, ils seraient plus impliqués dans les associations organo-minérales que les résidus végétaux et donc d'avantage protégés de l'activité des décomposeurs (Sollins *et al.*, 2006, Hatton *et al.*, 2012).

Les travaux récents ont également permis de comprendre que la dynamique du C dans les sols dépendait essentiellement de paramètres environnementaux ou biologiques impactant l'activité des décomposeurs ou l'accessibilité au substrat aux enzymes microbiennes (Lehmann and Kleber, 2015 ; Dungait *et al.*, 2012 ; Schmidt *et al.*, 2011, Marschner *et al.*, 2008).

Facteurs environnementaux agissant sur la dynamique du C dans les sols :

- L'accessibilité du substrat aux décomposeurs et/ou à leurs enzymes est défavorisée par les interactions des matières organiques avec les surfaces minérales par mécanisme de chemisorption ou formation d'agrégats (Chenu et Plante, 2006 ; Von Lutzow *et al.*, 2006 ; Sollins *et al.*, 1996, 2007). Ces interactions dépendent de caractéristiques des surfaces minérales (topographie, déficit de charge...) et des groupements fonctionnels des composés organiques (polarité, doubles liaisons...) (Mikutta *et al.*, 2006 ; Kleber *et al.*, 2015 ; Lutfalla *et al.*, 2015)
- De surcroît, les micro-organismes n'occupant qu'un très faible volume du sol, la persistance des matières organiques est également liée à la déconnexion physique entre les habitats microbiens et la localisation des substrats, notamment dans les horizons profonds pauvres en matières organiques et beaucoup moins colonisés par les microorganismes que les horizons de surface (Ritz *et al.*, 2004 ; Ekschmitt *et al.*, 2008). Cette déconnexion physique est variable au cours du temps, induisant des phénomènes de « priming effect », ou stimulation de l'activité microbienne, lorsque qu'un substrat devient accessible (Fontaine *et al.*, 2003 ; Kuzyakov, 2011).

Facteurs biologiques agissant sur la dynamique du C dans les sols :

- En premier lieu, l'activité microbienne est modulée par les conditions pédoclimatiques. Toutefois, les relations entre température ou humidité du sol et activité de décomposition ne sont pas linéaires: il existe un optimum d'activité, spécifique à chaque population microbienne. La teneur en oxygène, le pH du sol sont également des facteurs de contrôle pour l'activité de nombreux microorganismes.
- Les populations microbiennes actives ne possèdent pas toutes le même équipement enzymatique. Ainsi, il existe des champignons spécialisés dans la dégradation des lignines alors que nombre de microorganismes ne peuvent dégrader ce substrat (Arantes et Goodell, 2014). Certaines populations seront alors privilégiées par rapport à d'autres en fonction de la disponibilité en éléments limitants. Ainsi, si l'azote est peu disponible dans la solution du sol, les décomposeurs capables de minéraliser des substrats contenant de l'azote (protéines, sucres aminés, acides nucléiques, phénols en liaison intime avec de l'azote...) seront privilégiés (Fontaine *et al.*, 2011 ; Derrien *et al.*, 2014 ; Burns *et al.*, 2013).

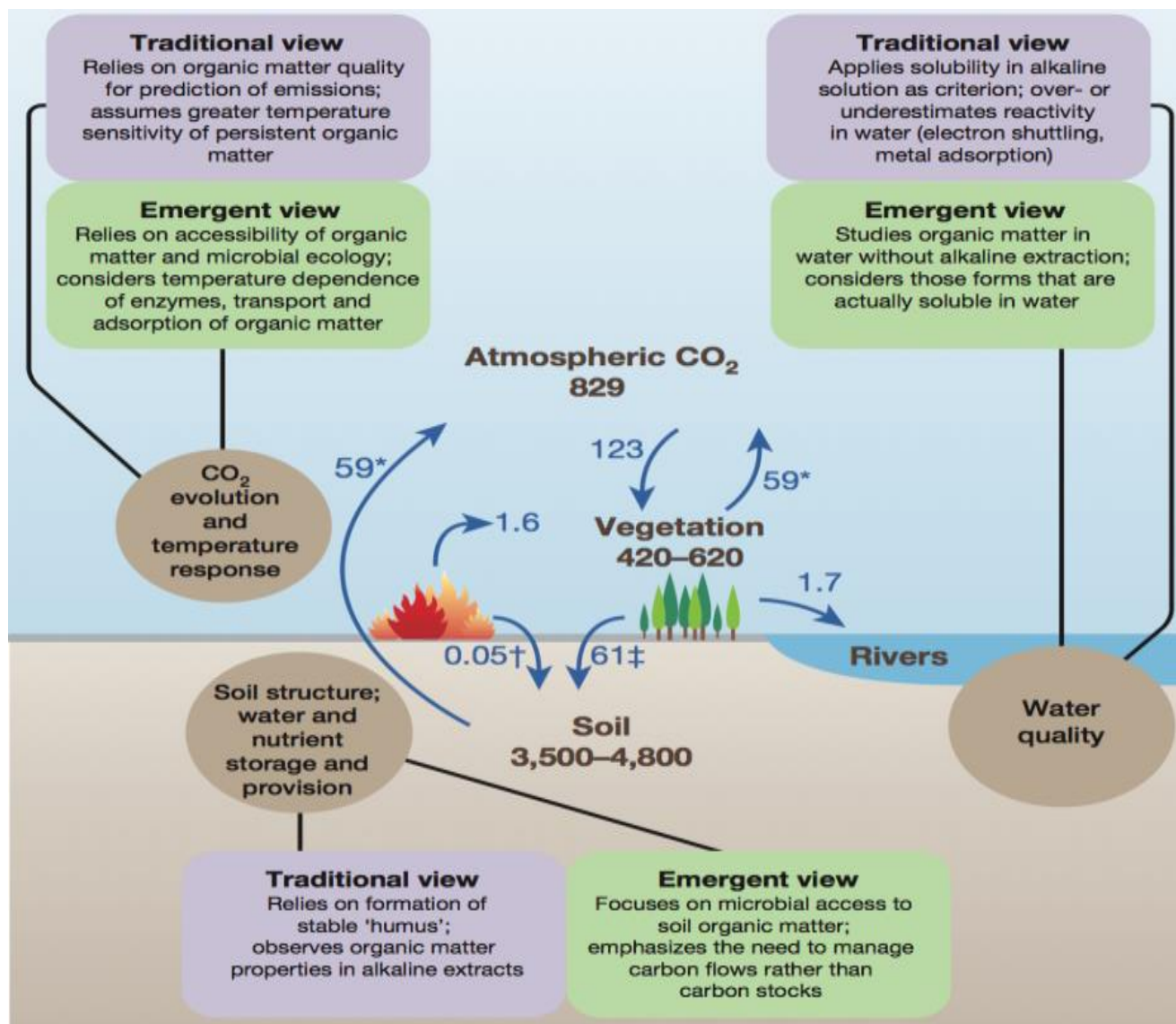


Figure II : Fronts de science actuels de la recherche sur les mécanismes impliqués dans la séquestration du C des sols (Lehmann et Kleber, 2015)

(iii) *Impact des changements globaux sur l'évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers*

Changements globaux affectant les mécanismes de stockage et donc la durée de séquestration

De très nombreux travaux ont été menés depuis le début des années 2000 sur la sensibilité de la décomposition des matières organiques à la température. Cependant, comme l'indiquent Davidson et Janssens dans leur revue bibliographique publiée dans Nature en 2006, aucun consensus ne se dégage quant à l'impact des changements de température sur la vitesse de décomposition des matières organiques.

D'après la théorie, l'équation d'Arrhenius indique que le taux de décomposition augmente avec la température. Avec, k , le taux de réaction par unité de substrat, E_a , l'énergie d'activation, a , une constante et R qui vaut $8.314 \text{ J.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$: $k=a.e(-E_a/RT)$. Cette équation indique également que plus les substrats sont complexes (c'est-à-dire plus ils ont une énergie d'activation élevée), plus ils vont être sensibles à une modification de température. Cependant, si la vitesse de décomposition des composés récalcitrants est très lente ou si ces composés ne représentent qu'une petite quantité de C, l'accélération de la décomposition n'aura peut-être que peu d'impacts en termes d'émissions annuelles supplémentaires de CO₂.

Néanmoins, la réponse du taux de décomposition du C des sols ne dépend pas que de cette sensibilité intrinsèque, elle dépend aussi des facteurs environnementaux (Davidson et Janssens, 2006) :

- Une augmentation de la température peut conduire à fragiliser certains agrégats et augmenter l'accessibilité des substrats aux décomposeurs.
- A contrario, l'augmentation de la température peut réduire la phase liquide circulant dans la porosité du sol, ralentissant la diffusion des enzymes et des substrats solubles. Ceci a pour effet de ralentir la vitesse de décomposition des substrats.
- La diminution de l'enneigement observé dans certaines régions du monde (Stocker *et al.*, 2013) peut impliquer une baisse des températures hivernales dans les sols. En effet, la neige joue le rôle d'une couverture isolante (Brooks *et al.*, 2011). Si les sols se mettent à geler, cela aura pour conséquence également de considérablement réduire la diffusion des enzymes et substrats organiques.

Ainsi, il est non approprié d'extrapoler la sensibilité intrinsèque des taux de décomposition des composés organiques pour prédire l'impact du changement des températures sur le stockage de C dans les sols. En effet, la réaction de la dynamique de la Matière organique des sols (MOS) au changement climatique est un phénomène complexe, impliquant de nombreux processus et incertitudes, et le point de vue thermodynamique de l'équation d'Arrhenius donne une vision trop partielle, réductrice et trompeuse de ce qui pourrait se passer.

Changements globaux modifiant les entrées de C dans les sols

Les teneurs élevées en CO₂ atmosphérique devraient permettre une augmentation de la production primaire et donc des apports au sol. De nombreuses études conduites dans des dispositifs à atmosphère enrichie en CO₂ démontrent notamment que les racines se développeraient plus profondément (Irvensen, 2010). Cependant, des limitations en ressources minérales ou hydriques pourraient contraindre cette augmentation de productivité (Norby *et al.*, 2010 ; Oren *et al.*, 2001 ; Reich *et al.*, 2006).

Les effets du changement climatique (CC) sur les taux de croissance et de mortalité racinaire, et donc sur les entrées de C dans le sol par rhizo-décomposition, dépendent à la fois de la physiologie des espèces et des conditions environnementales (disponibilité en eau, en nutriments, pénétration dans le profil de sol). L'épaisseur du profil de sol ou la présence d'horizons indurés limitant la croissance des racines est une donnée non soumise aux effets du changement climatique. En revanche, les disponibilités en nutriments et en eau sont impactées par le changement climatique. En effet, les nutriments circulent dans les sols à travers l'eau. De même, certains nutriments notamment l'azote (N) et le phosphore (P), sont fournis par les microorganismes du sol décomposant la Matière organique (MO), dont l'activité est elle-même affectée par le CC. La théorie de l'allocation du C par les plantes postule que les plantes optimisent leur croissance afin de capturer les ressources limitantes. Elles allouent donc du C dans les organes qui leur permettront de capter ces ressources. Ainsi, si le changement climatique s'accompagne d'une accélération de la minéralisation des matières organiques et de l'azote, la biomasse racinaire et donc les entrées par rhizo-déposition devraient diminuer comme observé par Zhou *et al.* (2015). Si le changement climatique s'accompagne d'épisodes de sécheresse plus intenses et plus fréquents, cela devrait se traduire par un enracinement et une rhizo-déposition plus profonds (Brédoire *et al.*, 2015). Une augmentation des entrées de C dans des horizons profonds caractérisés par des vitesses de décomposition plus faibles qu'en surface devrait augmenter le stockage de C dans les sols. Mais il est possible qu'en raison de ces entrées de substrats frais, les populations et l'activité des décomposeurs augmentent et minimisent l'augmentation du stockage attendue, voire diminuent le stock initial de C.

L'augmentation de la fréquence des incendies pourrait avoir deux effets contraires. La combustion d'une grande partie de la biomasse et des horizons organiques de surface affecte négativement le stock de C. Cependant, une part de la biomasse végétale est carbonisée en raison de la montée des températures et de la limitation en oxygène. Ce C pyrogénique présente des propriétés très particulières. Son temps moyen de résidence dans les sols est notamment plus élevé que celui du C apporté sous forme de litières végétales (Bird *et al.*, 2015).

(iv) *Impact des pratiques de gestion sur l'évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers*

Les pratiques de gestion (voir Lal 2005, Boca *et al.*, 2014, Achat *et al.*, 2015, pour différentes revues) peuvent impacter directement les processus de stockage ou de déstockage du carbone du sol (par exemple les travaux du sol avant plantation), ou indirectement via les apports de litières en termes quantitatifs et qualitatifs (choix des essences, caractère mono-spécifique ou mélangé, traitement en taillis ou en futaie...), l'intensité de la récolte et la gestion des menus bois, l'amendement ou la fertilisation).

Les pratiques permettant d'augmenter les entrées de C dans les sols

Les stocks de C dans le sol dépendent des entrées (apports de litières aériennes et souterraines), et des sorties (minéralisation et pertes par drainage). L'allongement de la révolution (Schulp *et al.*, 2008) ou l'augmentation de la densité tout le long de l'itinéraire permettent une augmentation des apports de carbone au sol, sans changer de système de production (Fortin *et al.*, 2012, Routa *et al.*, 2012). Des résultats similaires sont obtenus par Maraseni et Pandey (2014) où pour 5 types de forêts (climat tropical à tempéré montagnard), les stocks de carbone dans le sol sont supérieurs lorsque la forêt est dense (>75% de couverture).

Des gains peuvent également être espérés en changeant d'essence ou en mélangeant des essences (Maraseni et Pandey, 2014), mais dans le cadre des études de type « inventaire » les effets ne sont pas très clairs car difficiles à dissocier de ceux du sol (préférences des essences pour certains milieux), ou même entre deux essences sur une même zone, où les couverts diffèrent en densité, surface terrière, et végétation de sous-bois. Par exemple dans l'étude de Dar et Sundarapandian (2014), où l'effet essence est difficile à démontrer compte tenu de la forte différence en biomasse de sous-bois. Gruba *et al.* (2015), en Pologne, sur une petite surface de 14km² et en utilisant des variogrammes, mettent en évidence un effet du hêtre dans l'augmentation du stockage de C dans les sols (comparativement au sapin, au charme et au pin sylvestre) et l'attribuent à un enracinement plus profond et des chutes de litières plus importantes. Falsone (2015) montre qu'un remplacement de peuplements de châtaigniers par un peuplement de douglas, induit une augmentation de la concentration en carbone dans les sols après 50 ans. Bensid *et al.* (2015) montrent que le remplacement d'un peuplement de *Quercus Ilex* par *Cedrus Atlantica* en Algérie augmente le stock de carbone de 50%, tandis que les peuplements mixtes sont dans une position intermédiaire, par rapport aux peuplements purs de *Quercus Ilex* et de *Cedrus Atlantica*. Schulp *et al.* (2008) constatent dans une forêt de 4200 ha aux Pays-Bas, un fort effet essence avec des stocks de carbone dans le sol supérieurs pour les résineux que pour les feuillus ; les peuplements résineux ayant une plus forte proportion de ce stock dans les horizons organiques, contre l'horizon minéral 0-10cm pour les feuillus.

Plus généralement et récemment, Boca *et al.* (2014), ont réalisé une méta-analyse pour comparer les stocks de carbone entre feuillus et résineux, regroupant 77 études et 28 pays (pas seulement tempérés), en privilégiant les dispositifs par paire pour réduire au maximum les effets de l'hétérogénéité du sol et de la variabilité climatique. Ils montrent qu'en moyenne les résineux stockent plus de carbone dans les sols (14% de différence) mais cette différence est observée uniquement pour les horizons organiques. Verdestal *et al.* (2013) sur 27 études en peuplements tempérés et boréaux, arrivent à la même conclusion en faveur des résineux, pour les horizons organiques seulement. À l'échelle de l'Allemagne (grille 8km x 8km), Gruneberg *et al.* (2014)

montrent la même tendance générale (résineux>mixtes>feuillus) pour les horizons organiques, tandis que la variabilité dans le sol minéral était essentiellement due au type de sol. Bénéficiant de deux campagnes de mesures à environ deux décennies d'écart, ils montrent que l'horizon organique reste stable, tandis qu'une augmentation des stocks est constatée pour les horizons minéraux (avec une forte variabilité cependant, une baisse pour les sols riches et une forte augmentation pour les sols peu fertiles et sableux). Galka *et al.* (2013) font une projection du remplacement des peuplements purs de *Picea abies* par des peuplements mixtes avec *Fagus sylvatica* à l'échelle régionale (sud de la Pologne), et projettent une perte de carbone dans les sols de l'ordre de 10% jusqu'à 20cm de profondeur.

Liu *et al.* (2004) montrent une augmentation de la production des litières pour les feuillus lorsque la température et les précipitations augmentent. Mais en moyenne, les chutes de litières aériennes sont principalement dépendantes du climat et de la sylviculture, et peu de l'espèce (Augusto *et al.*, 2002). Il en résulte des résultats mitigés sur la relation entre les différences de chutes de litières aériennes entre feuillus et résineux et les différences de stocks de C dans le sol (Vesterdal *et al.*, 2013), même si dans certains cas, la relation peut être directe (moins de chutes – moins de stock de C dans le sol comme montré par Diaz-Pines *et al.* (2011), De Marco *et al.* (2013) ou Jeong *et al.* (2013)). L'action directe des essences sur les propriétés du sol, la composition chimique des litières (Augusto *et al.*, 2002) ou l'action des cortèges microbiens qui sont spécifiquement associés aux différentes essences (Prescott et Grayston, 2013) sont autant de facteurs susceptibles d'expliquer les différences observées sur les stocks de C dans le sol. Maly *et al.* (2014), ont réalisé une étude en République Tchèque entre feuillus et résineux (36 peuplements) avec des résultats similaires à ceux de Boca *et al.* (2014) qu'ils expliquent par le processus suivant : les sols sous feuillus ont un pH plus fort que sous les résineux, augmentant ainsi les activités de minéralisation et la proportion de biomasse microbienne active. Il en résulte une production accrue de composés organiques extractibles sous les peuplements feuillus et inversement une augmentation des stocks de carbone dans les peuplements résineux. Gurmessa *et al.* (2013) ont globalement la même conclusion dans une étude au Danemark entre peuplements feuillus et résineux, en privilégiant plutôt l'action des essences sur les propriétés du sol que les chutes de litières ou leur composition chimique (équivalentes pour la plupart des essences testées). Gruba *et al.* (2015), sur un dispositif de placettes adjacentes pin sylvestre – avec l'une des essences suivantes : chêne, hêtre, épicéa, charme - montrent que les essences agissent également sur les propriétés du sol (pH, CEC) et donc sur le stockage de carbone dans le sol, en particulier sur sol très acide (inférieur à 4.5). Clarholma et Skyllberg (2013) proposent également sur sol acide de ne pas se concentrer uniquement sur la composition en C et en N des litières mais également de considérer les cations (Ca, Mg) qui passent des horizons minéraux aux horizons organiques via les micro-organismes et le cycle biologique des arbres. Ces flux de cations viennent ensuite réguler les processus de décomposition des litières via le pH.

Les changements d'usage des terres sont aussi un moyen d'augmenter le carbone dans les sols via l'augmentation des chutes de litières, en particulier lorsque l'état initial était fortement dégradé. Zhang *et al.* (2013) ont effectué une analyse de 37 études (116 observations) portant sur l'impact d'une plantation sur les stocks de carbone dans le sol après différents usages (sol dégradé, culture et prairies) en zones arides et semi-arides, incluant la zone méditerranéenne. L'augmentation des stocks de C est en moyenne de 24 à 29% pour les cultures et les prairies (différence non significative entre les deux usages) et atteint 56% sur sols dégradés. Le gain est d'autant plus important que le temps depuis la plantation est élevé. La relation est linéaire croissante, sans faire apparaître de pertes de carbone dans les sols, même 10 ans après l'établissement des plantations. L'effet de l'essence de reboisement (feuillus/résineux) n'est pas significatif du fait d'essences adaptées aux conditions climatiques. La pluviométrie est par contre un facteur déterminant en plus de l'usage des terres initial : plus elle augmente (>400 mm/an), moins le changement d'usage des terres a un impact sur le stock de carbone dans le sol. De nombreux

travaux ont été menés en Chine sur les Plateaux de Loess (ex Lu *et al.*, 2013, Dang *et al.*, 2014, Wang *et al.*, 2014) qui présentent l'avantage d'être une zone semi-aride à tempérée (précipitations allant de 200 mm à plus de 800 mm/an) où les changements d'usage des terres ont été très importants de 1961 à 2005 (-19.6% de cultures, +7,3% de prairies et +6.7% de forêts), tout en présentant une évolution du climat significative avec une augmentation des températures et une baisse des précipitations sur la même période (Dang *et al.*, 2014). Lu *et al.* (2013) montrent une augmentation des stocks de carbone dans les sols, après plantation de *Robinia pseudoacacia*, l'augmentation étant de nouveau plus forte en proportion sur les sites secs (+6,2 %/an) que sur sites humides (+1,6%/an) – l'inverse étant observé en valeur absolue. L'augmentation des stocks de carbone dans le sol sont réalisés principalement dans l'horizon 0-20cm, la dynamique de cette évolution suit globalement la courbe théorique de Covington (cf. figure III), mais avec une légère décroissance des stocks en zone humide (a) sur les 10 premières années et une augmentation linéaire ensuite (stable puis augmentation linéaire pour les sols secs (b) – recoupant ainsi les constatations de Zhang *et al.* (2013) dans leur analyse.

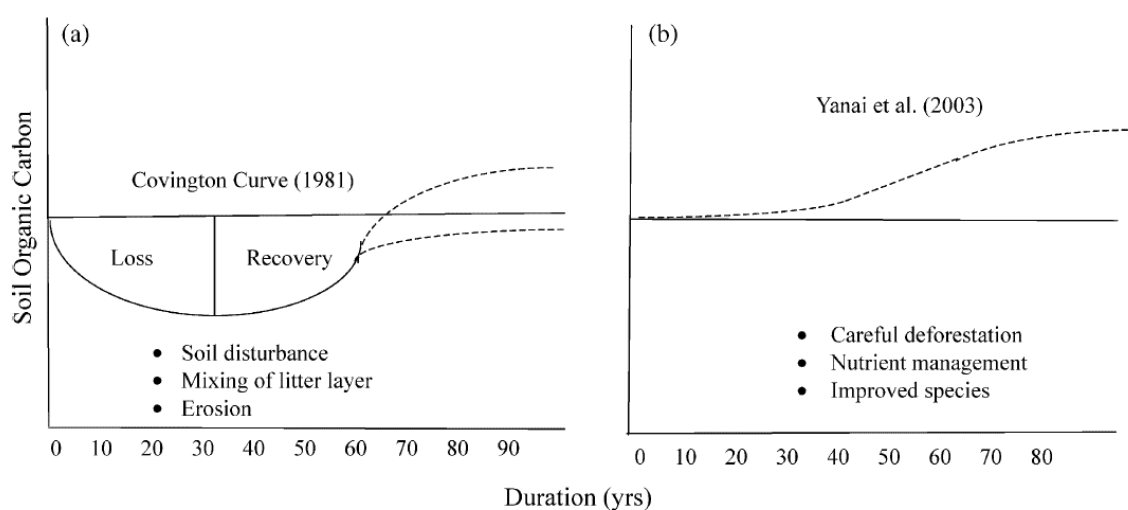


Figure III : Courbes de Covington. D'après Lal, 2005

Wang *et al.* (2014) englobent dans leur étude, en plus des forêts plantées (40-50ans), les prairies, zones arbustives et les peuplements forestiers issus naturellement des terres agricoles abandonnées (50-60 ans). Un premier résultat est la somme des chutes de litières aériennes sur la période, beaucoup plus importante dans les accrus naturels quel que soit l'usage des sols, par exemple : 30tC/ha pour les peuplements naturels avec 3 essences dominantes *Quercus liaotungensis*, *Betula platyphylla* var, *Rhamnus davurica* Pall, et 15tC/ha pour les peuplements de *Robinia pseudoacacia* L, soit environ le double d'apports en C pour une différence d'âge de 10 ans environ. Pour tous les changements d'usages étudiés (qu'ils soient naturels ou artificiels), ils constatent une forte augmentation des stocks de carbone dans le sol (+36 à +76 tC/ha sur la période). Cette augmentation est plus importante dans les structures naturelles (que ce soit pour la prairie, les zones arbustives et les forêts que dans les restaurations artificielles (respectivement +23%, +19% et +100%). Ils mettent en évidence une relation linéaire très forte entre le stock de carbone dans le sol et la biomasse racinaire, relation nettement plus significative pour les restaurations naturelles qu'artificielles. Song *et al.* (2014), dans une méta-analyse de 104 études et 411 observations confirment, à l'échelle des écosystèmes, l'augmentation des stocks de carbone dans le sol après afforestation des cultures (laquelle suit la courbe de Covington) et que pour les prairies, les accrus naturels permettent de stocker plus de carbone qu'une prairie artificielle. Enfin, à l'échelle du plateau des Loess (surface très large – 628 000 km² équivalente à celle de la France), Dang *et al.* (2014) montrent, à l'aide du modèle DLEM que cette zone a été un puits de carbone pour les sols (+ 5,97 Tg C/an) entre 1960 et 2005 ; 55% de cette augmentation

nette étant due aux changements d'usage des terres (premier facteur), tandis que dans le même temps, les changements climatiques ont conduit à une perte de carbone dans les sols de 19% environ.

Sur de très longues séries (chronoséquences de 14 à 193 ans après abandon des terres agricoles – l'occurrence des vignes en Hongrie), Novak *et al.* (2014) montrent deux dynamiques différentes selon les sols et l'exposition de la pente. La chronoséquence exposée au sud (sol très érodé) arrive à un seuil de saturation des stocks de carbone dans l'horizon 0-6 cm, 60 ans après l'abandon des terres agricoles tandis que, pour la chronoséquence exposée au sud-ouest (sol moins érodé), l'augmentation du stock de C dans l'horizon 0-6 cm est encore marquée, même 193 ans après l'abandon des terres agricoles. Dans les deux cas, l'augmentation dans les 14 premières années est très faible.

Enfin, Shi *et al.* (2013), dans leur méta-analyse incluant 200 études et 63 sites, montrent que la plantation conduit à une augmentation des stocks de C dans les sols après des cultures, mais à une diminution (non significative) après des prairies. Après cultures, l'augmentation est présente dans tous les horizons du sol de 0 à 60 cm de profondeur (plus prononcée pour les horizons organiques et minéraux de surface), tandis qu'après les cultures, ils montrent une forte augmentation pour les horizons organiques et une diminution pour les horizons minéraux (significative pour 0-20 cm). Guidi *et al.* (2014), travaillant dans les Alpes du sud, sur une succession de prairies vers une forêt, montrent des résultats similaires avec un stock de C qui change peu (légère augmentation par rapport à la prairie abandonnée) mais une forte augmentation dans les horizons organiques et une forte baisse dans les agrégats stables.

En conclusion sur les changements d'usage des terres, le gain est nettement en faveur de la forêt lorsque l'écosystème initial est de la culture. Par contre, si le système initial est de la prairie, la différence de stock est non significative en général mais le carbone stocké est moins stable (principalement dans les horizons organiques).

Les pratiques favorisant les mécanismes de séquestration de C dans les sols

Forte de son expertise sur la décomposition des litières, Cindy Prescott s'est interrogée en 2010 sur les moyens d'actions pour modifier les processus impliqués dans la décomposition des litières afin de séquestrer d'avantage de C dans les sols forestiers (Prescott, 2010). Elle préconise d'augmenter le transfert du C des horizons organiques vers les horizons plus profonds, sous des formes stabilisées, par exemple dans des associations organo-minérales, ou sous forme de composés récalcitrants.

Un premier moyen d'action consiste à repenser le choix des essences. Il faut des apports souterrains de litières au détriment des apports aériens, en appliquant des traitements ou en sélectionnant des phénotypes développant fortement la production racinaire. La mise en place de peuplements mélangés feuillus résineux peut permettre de ne pas trop acidifier le milieu et de maintenir des conditions de type mull, assurant le mélange du C de surface dans les horizons plus profonds par la microfaune du sol. Cela est par exemple montré en Bavière par Wiesmeier *et al.* (2013) où les différences de stocks de carbone ne sont pas significatives entre feuillus, résineux et peuplements mixtes ; cependant, les peuplements résineux stockent le carbone d'avantage dans l'horizon organique, plus sujet aux perturbations anthropiques ; tandis que les peuplements feuillus et mixtes le stockent plus en profondeur. Ces résultats sont en accord avec ceux de Boca *et al.* (2014) mentionnés auparavant, ainsi que ceux de De Marco *et al.* (2013).

Un second levier d'action consiste à augmenter la teneur en azote des sols, par amendement (Prescott, 2010). En effet, pris dans leur ensemble, les travaux menés sur l'effet de la fertilisation azotée dans les écosystèmes forestiers indiquent que l'apport d'azote conduit à une accumulation de C dans les sols (Magnamy, 2007 ; Janssens, 2010 ; Fröberg *et al.*, 2013 ; Tonitto *et al.*, 2014). Des nuances existent toutefois, car la fertilisation azotée peut de façon temporaire accélérer la

décomposition des litières appauvries en lignine (Acer, Populus, Betula). D'une façon générale, la fertilisation azotée conduit à une réduction de l'allocation du C des arbres vers les symbiotes fongiques, des microorganismes étant impliqués dans la dégradation des matières organiques (Janssens, 2010). La nature des enzymes sécrétées par les décomposeurs est également modifiée par la fertilisation azotée : les cellulases et phosphatases sont davantage exprimées tandis que les enzymes dégradant les lignines sont réprimées (Frey *et al.*, 2004). L'acidification des sols pouvant éventuellement résulter du lessivage des nitrates suite à des fertilisations répétées peut de surcroît encore ralentir l'activité microbienne (Janssens, 2010). En conséquence de ces différents processus, la vitesse de minéralisation du C du sol diminue, et favorise sa séquestration. Ces résultats sont observés pour les fractions organiques, mais également pour les associations organo-minérales (Swanston *et al.*, 2004). A l'inverse, si les charges sont importantes et uniquement azotée (ou soufrées), ces résultats peuvent s'inverser : Parker *et al.* (2001), comparant deux bassins versants dans l'état du Maine (l'un étant fertilisé fortement pendant 8 ans, tous les deux mois, à hauteur de 25 kg/ha/an de N et 29 kg/ha/an de S ; l'autre étant témoin), observent une décroissance des stocks de C et de N dans le sol. Fröberg *et al.* (2013), pendant 14 ans avec des taux moindres de fertilisation azotée (15 kg/ha/an) et accompagnés en cations et microéléments, aboutissent à une augmentation des stocks de carbone dans le sol.

L'introduction d'espèces légumineuses arborées peut être une solution pour éviter la fertilisation azotée et les risques d'émission de GES. Sans être clairement identifié en termes de processus, les légumineuses, via leur litière aérienne et souterraine, permettent non seulement de mieux stabiliser le carbone récent mais aussi une meilleure rétention du carbone ancien (Resh *et al.*, 2002).

Les pratiques altérant les mécanismes de séquestration et augmentant les pertes de C du sol

Lal (2005) et Jandl *et al.* (2007) ont fait un panorama des pratiques pouvant affecter les stocks de carbone dans le sol parmi lesquelles le travail du sol après la coupe définitive et les éclaircies. Achat *et al.*, (2015) font par ailleurs une synthèse bibliographique (284 sites dans le monde) de l'impact d'un prélèvement accru de biomasse à des fins énergétiques sur les stocks de carbone dans les sols, comparé à l'impact d'une sylviculture « standard ». Conformément à la courbe théorique de Covington, les effets sont marqués sur les horizons organiques avec un temps de recouvrement de l'ordre de 40 ans (baisse des entrées, modifications des conditions microclimatiques), mais lorsque l'ensemble du profil est considéré, les régimes d'éclaircies et de coupes finales ont peu d'impact sur les stocks de C dans le sol du fait d'une augmentation dans les horizons minéraux (mortalité des racines, carbone dissous migrant dans ces horizons, incorporation de la matière organique mécaniquement avec les travaux du sol). Wäldchen *et al.* (2013) sur des périodes plus longues (mais sur une région restreinte) aboutissent à la même conclusion, en incluant différents régimes sylvicoles (taillis sous futaie, conversion en futaie, plantation). L'exploitation accrue de biomasse à des fins énergétiques provoque les mêmes impacts mais de façon plus prononcés (Achat *et al.*, 2015), induisant un non recouvrement de l'état initial, même en considérant tous les horizons du sol. Plus les températures et l'évapotranspiration sont élevées, plus l'impact d'une intensification des prélèvements est marqué (en fait, plus l'écosystème est pérenne sur le cycle biologique, plus les impacts seront marqués avec un maximum en zones tropicales). Christophel *et al.* (2015), sur des sols calcaires dans les Alpes bavaoises, font les mêmes observations quant à l'intensité des prélèvements (-10% à -38% dans les horizons organiques et l'horizon minéral (0-10 cm)). Ils relativisent néanmoins les impacts de la sylviculture sur les stocks de C dans le sol par rapport à ceux des tempêtes sur des sites similaires à leur étude qui ont entraîné de fortes pertes de carbone dans les sols forestiers : -90% pour les horizons organiques et -48% pour les horizons minéraux et organiques).

Lajtha *et al.* (2014a), ont effectué un bilan après 20 ans de l'expérimentation DIRT (*Detritus input and Removal Treatments*) sur le site d'Harvard. Ils montrent que si l'exclusion des litières

aériennes et souterraines induit une perte de carbone dans le sol (dans des proportions similaires à celles reportées par Achat *et al.* (2015)), le fait de doubler les apports aériens n'induit pas forcément une augmentation significative des stocks de carbone dans les sols. Kotroczo *et al.* (2014) font, les mêmes observations sur un site Hongrois (effet plus marqué de l'élimination des litières par rapport à un apport supplémentaire). Mais Fekete *et al.* (2014) et Lajtha *et al.* (2014b) font la constatation exactement inverse. Selon les sites (conditions pédo-climatiques), cet apport supplémentaire peut provoquer un *priming effect* et une stimulation de l'activité des micro-organismes qui vient annuler cette entrée accrue de C dans l'écosystème.

I.2.3. Evolution récente des stocks de C dans les sols forestiers (réseau RENECOFOR en France métropolitaine)

Présentation du Réseau National de suivi à long terme des ECosystèmes FORestiers (RENECOFOR)

(Extraits choisis du rapport final publié en juillet 2013 par Jonard *et al.* Evolution du carbone des sols forestiers de France métropolitaine – Détection et quantification à partir des données mesurées sur le réseau RENECOFOR.)

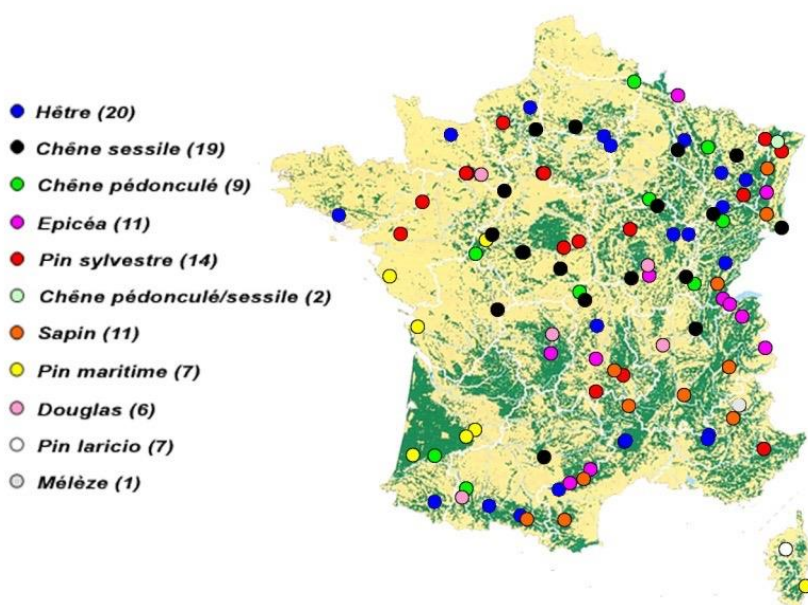


Figure IV : Carte du réseau des placettes RENECOFOR

En France, trois réseaux de monitoring nationaux apportent des mesures de stocks de carbone organique des sols forestiers sur des placettes permanentes : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (Gis Sol, 2011), Réseau systématique de suivi des dommages forestiers (Badeau, 1998), et RENECOFOR (Ponette *et al.*, 1997). Les deux premiers bénéficient d'un grand nombre de sites répartis sur un maillage systématique de 16km x 16km, mais ils ne permettent pas en l'état actuel de quantification fiable de l'évolution des stocks de carbone organique des sols forestiers. En effet le réseau RMQS n'a pas encore réalisé de répétition de sa première campagne de mesure 2000-2009. Quant au réseau systématique de suivi des dommages forestiers, les nombreuses différences méthodologiques entre la caractérisation initiale des sols (Badeau, 1998) et les mesures du programme Biosoil (2007-2008) rendent incertaines les tendances qui pourraient en être déduites (Badeau *et al.*, 2009). De son côté, le réseau RENECOFOR a été conçu dès sa création pour le suivi intensif des écosystèmes forestiers et la détection d'évolutions temporelles de nombreux paramètres dont le carbone organique des sols (Ulrich, 1995).

Le réseau compte 102 sites répartis sur l'ensemble de la France métropolitaine. Ils ont fait l'objet d'une première campagne d'analyse des couches holorganiques et du sol minéral (de 0 à 40 cm de profondeur) entre 1993 et 1995 (Ponette *et al.*, 1997). La seconde campagne initiée en 2007 a été achevée au second semestre 2012, en veillant à la comparabilité des résultats dans le temps (Ulrich *et al.*, 2009).

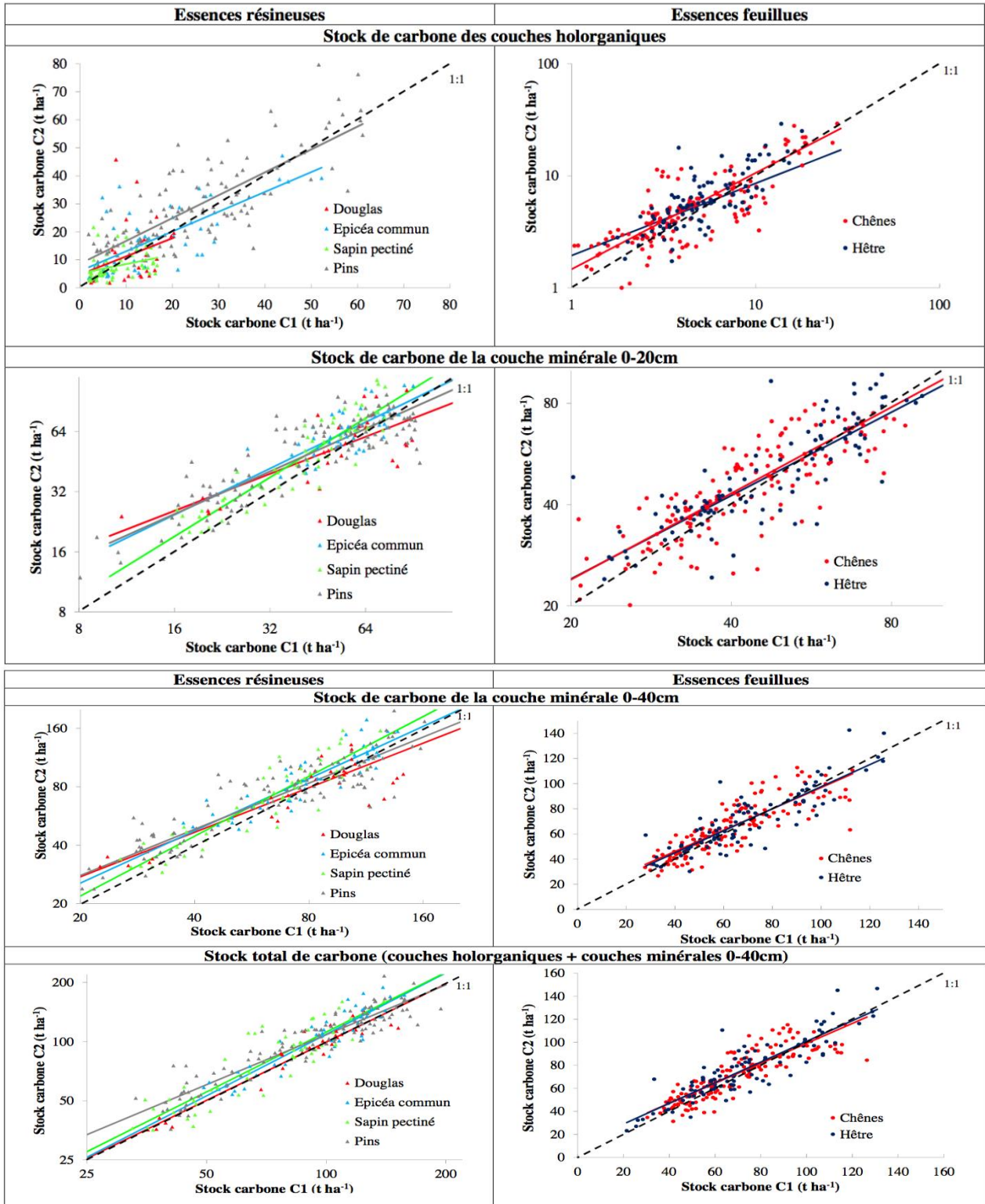


Figure V : Relations entre le stock de carbone mesuré lors de la deuxième campagne (C2) et celui mesuré lors de la première campagne (C1) pour les différentes couches et les principales essences du réseau RENECOFOR

Résultats des deux campagnes d'inventaire de C des sols forestiers sur le Réseau RENECOFOR :

- Les placettes du réseau RENECOFOR se sont en moyenne comportées comme des puits de carbone durant les 15 dernières années séparant les deux campagnes d'inventaire. (des baisses ont cependant été constatées sur certains sites)
- Cette tendance est nettement plus prononcée pour les placettes résineuses (à l'exception du douglas) que pour les placettes feuillues. En effet, les sols des placettes résineuses ont en moyenne séquestré 0.49 tC/ha/an dans les couches holorganiques et dans les 40 premiers centimètres du sol minéral alors que, sous feuillus, le carbone organique s'est accumulé au rythme moyen de 0.19 tC/ha/an.
- L'influence d'un certain nombre de facteurs environnementaux sur la variabilité de l'évolution du stock de carbone du sol a été testée (parmi les facteurs testés : altitude, pente, essence, climat, type de sol, teneur en oxy-hydroxyde, taux de saturation en base, pH du sol, réserve en eau utile, profondeur d'enracinement, C/N, âge du peuplement, éclaircies, tempêtes, hydromorphie...).
- La variabilité n'a pu être que très partiellement expliquée par les facteurs environnementaux retenus, aussi bien pour les couches holorganiques que pour les couches minérales. Ceci est notamment dû à la forte hétérogénéité spatiale du stock de carbone du sol au sein de chaque placette. En conséquence, il n'a pas été possible d'établir un modèle statistique prédictif de l'évolution du stock de carbone en fonction de facteurs de contexte environnemental, ni d'extrapoler les résultats à l'ensemble du territoire.

Discussion des résultats de RENECOFOR vis-à-vis d'études nationales

Les résultats observés sur le réseau RENECOFOR montrent une augmentation significative des stocks de carbone pour toutes les essences, sauf pour le Douglas. L'augmentation est plus marquée pour les résineux (Picea, Abies, Pinus - +0,5 tC/ha/an) que pour les feuillus (Quercus, Fagus - +0,2tC/ha/an). Le C/N augmente pour les horizons organiques et minéraux (0-10 cm).

Schrumpf et al. (2011), dans leur meta-analyse indiquent qu'il y a peu d'études avec des séries de mesures à l'échelle régionale et nationale des stocks de carbone en forêt. Néanmoins, les valeurs obtenues sur le réseau RENECOFOR sont du même ordre de grandeur par rapport à celles publiées : Gruneberg *et al.* (2014) en Allemagne (1800 placettes, maille 8kmx8km, inventoriées entre 1987 et 1992 pour la première campagne, et entre 2006 et 2008 pour la seconde) montrent une augmentation du C/N pour tous les horizons, dans des proportions cependant moins fortes que celles observées sur le RENECOFOR. Pour les horizons organiques, ils observent une légère décroissance du C dans les sols sans être significative (augmentation pour les résineux, principalement pour le genre Picea, et baisse pour les feuillus, principalement pour le genre Fagus). Pour les horizons minéraux, ils constatent une augmentation de 0,41 tC/ha/an, c'est-à-dire le même ordre de grandeur que celui observé par le réseau RENECOFOR. Ils montrent un clair effet du sol sur cette augmentation (sols sableux de plaine > sols en montagne > sols calcaires), les stocks de C sur sols calcaires restant globalement stables. Nielsen *et al.* (2012), ont compilé plusieurs études nationales pour leur rapport national annuel des émissions des GES et aboutissent à un taux moyen de séquestration de C dans les sols forestiers (organique seulement, table 7.7 du rapport (RENECOFOR)) de 0.09 tC/ha/an pour les feuillus (chêne et hêtre) et 0.31 tC/ha/an pour les résineux (Picea). Berg *et al.* (2002), sur les sols podzoliques de Suède (41 ans d'inventaire et plus de 82 000 points) aboutissent à une séquestration moyenne de 0,25 tC/ha/an pour les horizons organiques. Lettens et al. (2005), en Belgique, aboutissent également à une séquestration de C dans les sols forestiers de l'ordre de 22 à 29 tC/ha sur une période de 40 ans (soit 0,55 à 0,72 tC/ha/an).

En conclusion, les augmentations constatées dans le cadre du réseau RENECOFOR sont du même ordre de grandeur que celles observées chez nos voisins européens. Une moyenne de 0,4 tC/ha/an pour l'ensemble du territoire représenterait 4,26 pour mille du stock moyen de carbone dans les sols forestiers (environ 94 tC/ha), c'est-à-dire exactement dans les objectifs fixés par la récente initiative française. A l'échelle nationale, les marges de manœuvre pour l'avenir se situent dans les changements d'usage des sols (en dynamique naturelle dans les zones peu productives, par plantation avec des essences adaptées aux changements climatiques dans les zones à plus fortes potentialités forestières), et par changements d'essences en forêt actuelle (répartition entre feuillus, résineux et peuplements mixtes) en tenant compte, en particulier, des relations identifiées par Boca *et al.* (2014). Ces marges de manœuvre devraient être en mesure de résoudre l'équation soulevée par Achat *et al.* (2015) et compenser les pertes induites par une intensification des prélèvements.

I.2.4. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les sols forestiers.

Nous résumons ici les résultats obtenus dans les paragraphes précédents, en discutant les valeurs moyennes de stockage de CO₂ dans les sols forestiers, sur la base des observations du réseau RENECOFOR.

Nous avons affecté un stock initial de carbone dans les sols forestiers, correspondant aux dernières estimations disponibles, soit 94 tC/ha, un stock de 5520 MtCO₂. Pour la dynamique, nous considérerons que les sols forestiers se comportent en moyenne comme des puits de carbone, en lien avec les usages anciens dont ils portent les marques (Dupouey *et al.*, 2002). La vitesse de stockage observée au cours des 15 dernières années dans le réseau RENECOFOR est de 0,49 tC/ha/an sous feuillus et 0,19 tC/ha/an sous résineux (Jonard *et al.*, 2013). Extrapolées au niveau national, de telles vitesses représenteraient un puits de carbone cumulé proche de 22 MtCO₂ eq/an. Or, nous savons que les placettes du réseau RENECOFOR ne sont pas représentatives de toutes les forêts françaises (peuplements standards de forêt publique, avec en majorité un long historique forestier, pas de forêts ouvertes ou très perturbées, peu de milieux méditerranéens...); il n'est pas facile d'évaluer la façon dont les sols de RENECOFOR se distinguent de la moyenne des sols métropolitains, du fait de ces défauts de représentativité (stockant moins, davantage, autant ?). Nous considérerons dans cette étude comme valeur moyenne nationale un tiers de la valeur observée sur RENECOFOR, soit 7,25 MtCO₂ eq/an, et nous supposerons que cette vitesse devrait diminuer dans le futur (dynamique bornée et convergeant exponentiellement, impact du réchauffement sur la vitesse des processus). Ces hypothèses sont probablement assez conservatrices.

II/ Carbone dans la filière forêt-bois

Le réchauffement climatique est aujourd'hui une réalité et s'y opposer est un enjeu majeur de notre civilisation. Ce réchauffement est en particulier l'œuvre des gaz à effet de serre (GES) qui sont produits par les activités humaines (transports, industries, agriculture, etc...) et qui s'accumulent depuis le début de l'ère industrielle dans notre atmosphère faisant ainsi augmenter la température moyenne à la surface de la Terre. Les scientifiques s'accordent à dire que cette augmentation de la température devra être limitée à 2°C afin que ses effets restent contrôlables. Plusieurs voies sont ainsi proposées pour diminuer cette concentration en GES atmosphérique. L'une d'elle consiste à faire appel au matériau bois. En effet, le bois est un matériau carboné. Il est constitué du carbone que l'arbre a prélevé dans l'air pour se développer. Ainsi, contrairement aux énergies dites « fossiles », le cycle carbone lié au bois est beaucoup plus court et peut donc s'inscrire dans une perspective humaine. Dans quelle mesure pouvons-nous alors quantifier l'impact de l'utilisation du matériau bois sur la diminution des GES ? Nous verrons ainsi comment le matériau bois permet de réduire l'impact des GES tant grâce au stock de carbone que dans la manière dont

il peut se substituer aux matériaux traditionnels et aux sources d'énergie fossiles. Notre finalité est d'évaluer les effets de stockage dans les produits bois et les effets de substitution correspondant sur les émissions de CO₂ dans la filière forêt-bois. Nous présenterons ci-dessous une synthèse de la littérature relative aux méthodes d'évaluation des coefficients de substitution et stockage de CO₂ dans les produits bois. Nous tenterons de prendre en compte les possibles évolutions du mix-produit et du mix-énergétique de référence au cours de la période simulée.

II.1. Estimation des stocks de carbone dans les produits bois

Ce premier paragraphe fait un point sur les durées de survie des stocks de carbone dans les produits-bois, en contributions absolues et relatives, en distinguant éventuellement des sous-filières jugées pertinentes. En conclusion, nous donnons une fourchette de stockage de CO₂ dans les produits bois en MtCO_{2eq}/an.

II.1.1. Définition des stocks de carbone dans les produits bois

Il est important en premier lieu de définir la durée de vie. Ce que les scientifiques prennent en compte est la durée d'utilisation du produit depuis sa fabrication jusqu'à sa fin d'utilisation (e.g. démolition pour une maison). Néanmoins s'il l'on veut parler du stock de carbone, cela se complexifie. En effet, le stock de carbone est présent depuis l'abattage de l'arbre car on considère traditionnellement que c'est là qu'il quitte le stock forestier (Oliver *et al.*, 2014). Cependant la durée de vie de l'objet ne commence qu'une fois le processus de fabrication terminé. Par ailleurs, comme il y a des pertes lors du processus de fabrication, seul une partie de ce carbone passera dans le stock du produit bois transformé. En outre, en fin de vie, le produit bois peut soit être mis en décharge, auquel cas le carbone stocké se libérera très lentement, pouvant même être définitivement retiré du cycle court du carbone ou être brûlé en fin de vie, auquel cas nous pouvons appliquer à ce bois la durée de vie du bois-énergie.

Mattews *et al.* (2007) utilisent une représentation mathématique de la variation de la quantité de carbone stocké au cours du temps en divisant cette grandeur totale par le temps de service du produit bois. Cela lui permet, par ailleurs, d'établir la croissance forestière minimale nécessaire pour combler cette perte de carbone afin que le cycle reste équilibré. Cependant, il considère cette modélisation comme étant trop éloignée de la réalité. Nous pouvons néanmoins remarquer qu'elle quantifie bien la diminution d'un stock de bois-énergie. Il faut cependant bien déterminer la durée de vie de ce stock.

Werner *et al.* (2006) effectuent une modélisation de la variation du stock carbone dans les maisons bois et les meubles intérieurs, si la production de ces deux produits augmente. Ils prennent pour base que les produits en fin de vie sont brûlés (il est interdit de les entreposer en décharge en Suisse) et considèrent donc que leur carbone est immédiatement rejeté dans l'atmosphère à la fin de leur vie.

La durée de vie influe donc immédiatement sur le stockage du carbone. En effet, plus la durée de vie du produit est longue, plus le carbone restera présent longtemps dans le stock avant d'être rejeté dans l'atmosphère. C'est ce que Werner *et al.* (2006) montrent dans la figure VI. Nous voyons en effet les flux entrants et sortants correspondant au stock de carbone lié au mobilier intérieur et à celui lié aux maisons bois. La première partie de la courbe suggère la mise en place de cette industrie. Puis le stock augmente de manière continue jusqu'à ce que les premières maisons bois arrivent au bout de leur durée de vie. A ce moment, la production bois servira à remplacer les maisons en fin de vie et donc le stock de carbone n'évoluera plus. Ainsi, si l'on considère l'évolution du stock de carbone au cours du temps, on voit aisément que celui-ci augmente puis arrive à un niveau stable. Comme le stock augmente durant toute la durée de vie de l'objet, on comprend que plus la durée de vie de l'objet est longue, plus le stock de carbone

qu'il contient est important. Preuve en est d'ailleurs donnée si l'on compare les stocks de carbone dus au mobilier intérieur (qui a une durée de vie de 25 ans) par rapport à celle des maisons en bois (durée de vie 80 ans). Nous voyons bien que la quantité de carbone séquestrée dépend de la durée de vie du puits de carbone.

Néanmoins ce n'est pas le seul facteur. Ce stock de carbone dépend aussi du flux entrant de carbone. En effet, plus celui-ci sera grand, plus le stock de carbone pourra augmenter rapidement. Il pourra ainsi atteindre un niveau plus élevé de stockage final. Néanmoins, comme le flux de sortie sera égal au flux d'entrée lorsque les objets ont été mis en place, le flux d'entrée devra être maintenu pour pouvoir garder le même niveau de stockage.

Lauk *et al.* (2012) ont fait une étude portant sur les différents stocks de carbone dans le monde entre 1900 et 2008. Ils cherchent alors à évaluer les différents stocks de carbone dans le monde et leur évolution durant le XXème siècle. Pour cela, ils considèrent les stocks de carbone dans les produits, prenant en compte les produits bois, bitumeux et plastiques et les stocks vivants, qui comprennent les humains, les céréales et les animaux. Il montre ainsi que ces stocks ont quintuplé pendant le XXème siècle passant de 2.31 GtC en 1900 à 11.52 GtC en 2008. Ils montrent en outre que la plupart des stocks de carbones sont effectués dans les produits bois mais, qu'aujourd'hui, près de 40% du stock de carbone est dû aux produits bitumeux et plastiques. On voit ainsi que non seulement la séquestration et le stockage peut permettre de retirer du CO₂ à l'atmosphère mais cela peut aussi empêcher du CO₂ fossile d'y entrer.

Le stockage du carbone augmente donc le temps nécessaire pour que le carbone puisse effectuer complètement son cycle. Le stockage ralentit le cycle du carbone, contrairement à la substitution qui permet d'éviter des émissions de CO₂ dans l'atmosphère.

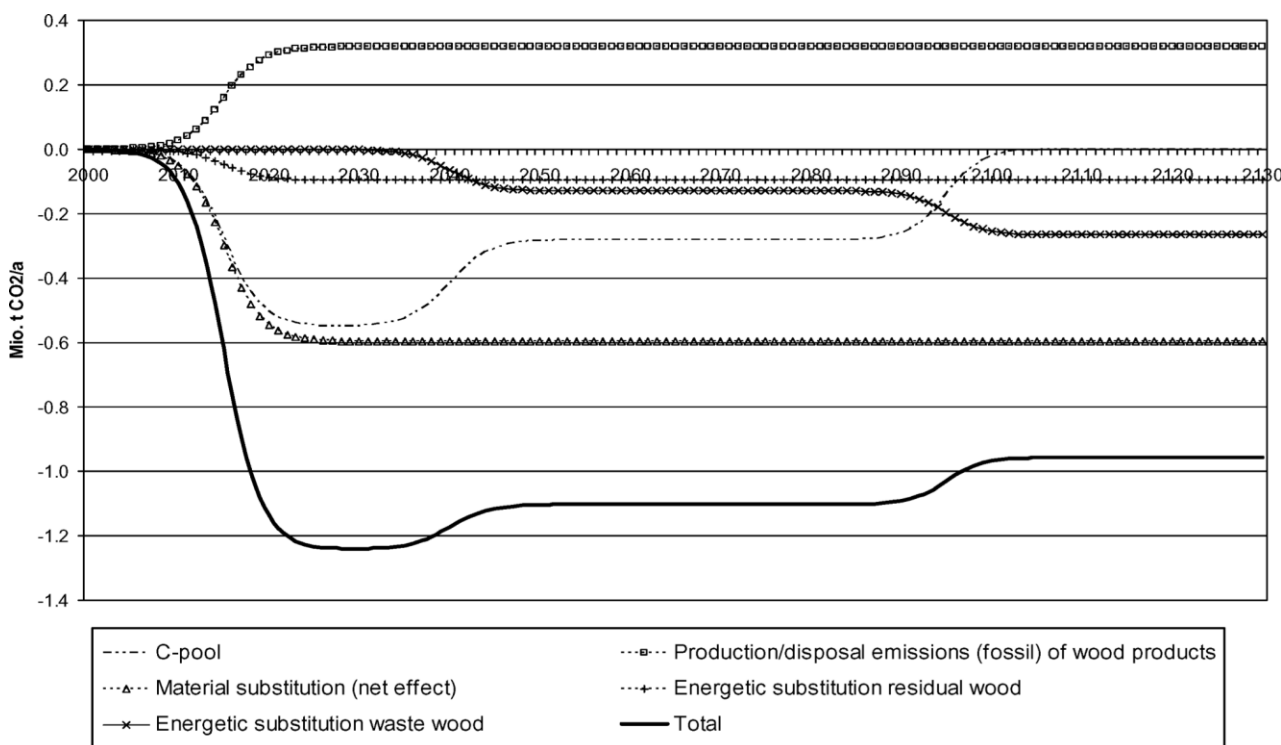


Figure VI: GHG dynamics of an increased use of wood (2000–2130). D'après Werner *et al.* 2006

Werner *et al.* (2006) montrent les effets comparés de la substitution et du stockage. Contrairement au stockage qui est limité par la quantité de carbone qui peut être stocké dans un produit bois, la substitution est potentiellement infinie. Pour s'en convaincre, il suffit de regarder la figure VI.

Ici, on a la variation de la masse de carbone stockée dans le bois en Suisse. Il s'agit de la courbe en pointillé identifiée C-pool. On observe que le potentiel de stockage est important au début mais que rapidement il tend à être constant tandis que celui de la substitution ne fait qu'augmenter au cours du temps.

II.1.2. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les produits bois

Ainsi, en vue d'estimer le stockage de carbone dans les produits bois, nous avons considéré deux systèmes dynamiques indépendants pour le bois d'œuvre et le bois d'industrie, sans échange avec l'extérieur au territoire métropolitain. Nous considérerons que ces systèmes sont alimentés chaque année par les produits et se vident selon une loi exponentielle telle que la durée de demi-vie des produits est 20 ans (BO) ou 5 ans (BI). Enfin, nous supposons que ces 2 systèmes sont actuellement à l'équilibre, c'est-à-dire que les entrées de produits compensent exactement les sorties. La combinaison de ces hypothèses conduit à estimer des stocks actuels de 300 et 80 MtCO₂ (BO et BI respectivement) avec une variation de stocks de 0 et -0.1 MtCO₂eq/an (BO et BI respectivement). Ces hypothèses pour les calculs de stockage dans les produits bois seront appliquées aux calculs des bilans carbonés de la filière forêt-bois. À titre de comparaison, l'étude CARBOSTOCK réalisée par FCBA sur des données 2005 estimait le stock de produits-bois à 313 MtCO₂eq, avec une variation annuelle (stockage) de 4,7 MtCO₂eq/an (FCBA, 2008 et 2012).

II.2 La substitution bois-énergie et bois-matériaux

L'effet de substitution est la comparaison entre les émissions de GES d'un matériau et celles de celui qu'il remplace. D'après Oliver *et al.* (2014), il existe deux grands types de substitution : la substitution énergétique et la substitution des matériaux. Ce paragraphe vise à fournir des éléments généraux sur l'estimation des coefficients de substitution (méthodes employées, hypothèses de calcul, valeurs obtenues) dans différents pays. La nature et l'efficacité des procédés de transformation seront pris en compte dans l'état de l'art réalisé ici et dans la fourniture de coefficients nationaux de substitution. Nous précisons ensuite les fourchettes des estimations d'effets de substitution bois-matériau et bois-énergie en MtCO₂eq/an.

Pour positionner la contribution de ce paragraphe sur la substitution nous utilisons la figure VII ci-dessous de MacKinley *et al.*, (2011), qui compare à l'échelle de la parcelle les impacts-carbone de deux scénarios d'usage des forêts. Pour chaque scénario A et B de la figure VII, l'exploitation est faite à intervalles de 40 ans. Les hypothèses d'obtention de ce graphique sont en premier lieu que l'ensemble de la biomasse forestière récoltée est valorisée et deuxièmement qu'il n'y a pas d'émission de GES au cours de l'exploitation. Le bois est soit transformé en produits bois à longue durée de vie (Products L), soit à courte durée de vie (Products S), dont les stocks au fil du temps sont figurés. L'usage de ces produits induit simultanément des bénéfices de substitution-matériau (intitulés "substitution"), et les sous-produits et co-produits sont utilisés pour produire de l'énergie, ce qui induit des effets de substitution-énergie (intitulés "biomass energy"). Ces diagrammes montrent que les gains en stockage de carbone sont possibles de deux manières. D'une part par l'augmentation du stock de carbone en forêt (figure A) et d'autre part, par la prise en compte du carbone dans les produits « bois » en usage (Products L, Products S) et stockés en décharge (Landfill), de l'effet de substitution d'autres matériaux par le bois. La figure B illustre une période de déstockage suivie de deux cycles de reconstitution.

La production de ces deux graphes implique l'utilisation de modèles de croissance des peuplements et de conversion en produits ainsi que de données sur la teneur en carbone du bois et sur les valeurs de sa densité. Nous rappelons que la teneur en carbone du bois des feuillus peut varier de 46 à 49% et celle du bois des conifères de 47 à 55% et que la variation entre essences est également significative (de 47 à 59%) (Lamlom et Savidge, 2003).

Enfin, rappelons que la propriété du bois prise en compte pour l'estimation des stocks en forêt est l'infradensité (masse anhydre divisée par le volume saturé, pour le bois et les écorces) et que s'agissant du carbone stocké dans les produits « bois », il faut de plus connaître l'infradensité à 12% (masse anhydre divisée par le volume du bois à 12% d'humidité). Aux États-Unis, ces données sont publiées (et utilisées pour la comptabilité nationale du carbone forestier) pour les 156 essences qui représentent 95% du volume total des arbres des forêts des États-Unis (Miles et Smith, 2009). La gamme de variation de l'infradensité est considérable puisqu'elle varie de 0,3 à 0,8, toutes essences confondues (cf. paragraphe I.1.4).

Dans ce contexte et en l'absence de données aussi détaillées pour la France, le paragraphe suivant se base sur des références récentes sur les coefficients de substitution en pointant les précautions qu'il faut prendre pour comparer les valeurs des coefficients de substitution publiés dans les différentes études.

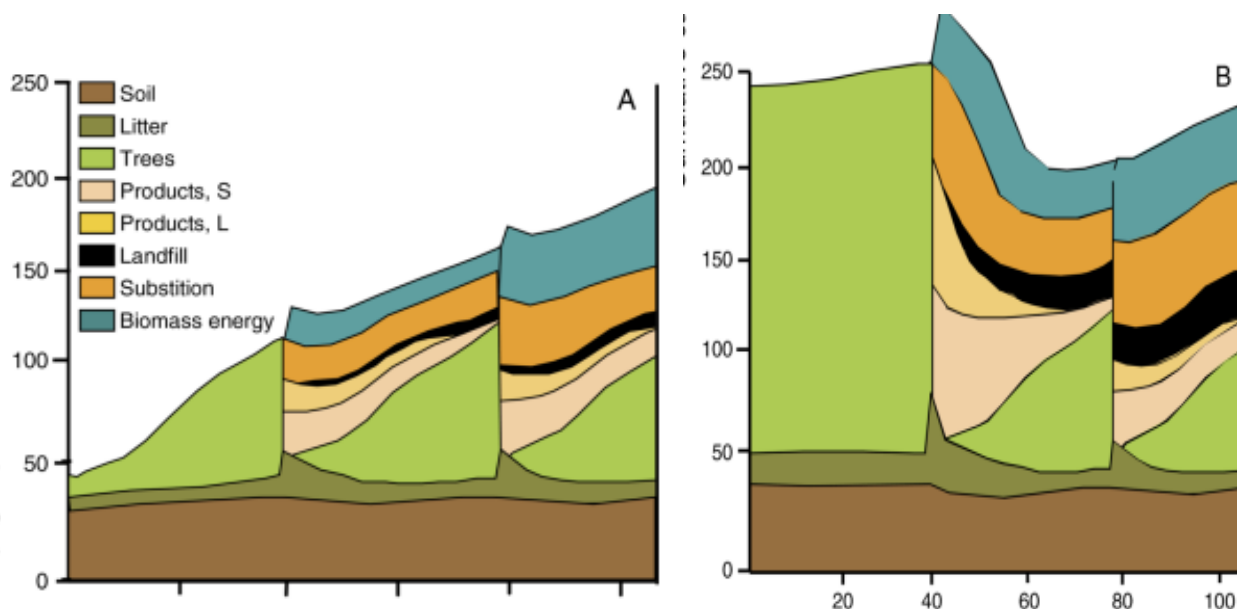


Figure VII: Les variations sur 100 ans des stocks de carbone par unité de surface forestière (Mg/ha) pour deux cas théoriques de gestion (A): plantation ; (B): exploitation d'une forêt ancienne avec un stock initial sur pied important). D'après MacKinley *et al.*, (2011).

Détermination des coefficients de substitution par ACV

Une Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une étude menée le plus souvent sur un logiciel dédié, qui essaie d'estimer l'impact environnemental, en termes de quantité de gaz à effet de serre (GES) et de polluants émis. Pour cela, elle additionne toutes les émissions faites au cours de la vie du produit, de son extraction sous forme de matière première à sa destruction, en passant par sa fabrication et son utilisation. Ainsi, son résultat dépend grandement de ce que l'on appelle les « frontières du systèmes ». C'est-à-dire à partir de quel moment on considère que les émissions sont imputables au produit. Comme les frontières du système dépendent entièrement de l'expérimentateur, les comparaisons entre ACV sont souvent très délicates.

Les études ACV dépendent aussi de la base de données sur laquelle elles sont menées. Ainsi en fonction de la base de données utilisée, une même étude, définie de la même manière pourra

avoir des résultats différents. Elles peuvent être éloignées de la réalité si les bases de données ne sont pas à jour, c'est-à-dire si les procédés de fabrication qui ont été pris en compte pour les mettre en place ne sont plus ceux qui sont réellement utilisés dans les usines.

Par ailleurs, ces études se construisent aussi sur des valeurs de base qui peuvent changer d'une recherche à l'autre. On pourra citer la densité du bois ou bien le pourcentage de carbone contenu dans le bois. Ces valeurs ont été calculées dans certaines publications, mais la plupart des études d'ACV tendent à prendre des valeurs simplifiées pour ne pas avoir à faire de distinction entre les différentes essences de bois. Ce qui, comme le montrent très justement Lamblom et Savidge (2003), n'est pas du tout compatible avec la réalité. En effet, les pourcentages massiques de carbone qu'ils déterminent sont variables pour chaque essence, et même pour une même essence pour les bois de printemps et d'été. Appliquer une valeur moyenne donne un résultat approximatif.

II .2.1. La substitution bois-matériau

La substitution des matériaux consiste à remplacer certains matériaux par du bois. Ainsi, il y a une économie d'énergie faite par ce remplacement, dû à une moindre consommation en énergie fossile pour la confection des produits bois ou à base de bois et à l'origine très majoritairement renouvelable de cette énergie. En effet, celle-ci est en grande partie dépensée pendant l'étape de séchage (Lippke *et al.*, 2009) et provient, dans la plupart des cas, de la combustion des résidus ligneux des étapes de découpe du bois (ex : sciure). Cette substitution reste aujourd'hui difficile à quantifier puisque pour pouvoir déterminer avec précision les GES substitués, il est nécessaire d'estimer correctement les productions de GES dans les deux cas. La substitution à proprement parler s'obtiendra grâce à la différence entre les deux résultats des précédentes études.

Choix des unités pour les coefficients

Sathre et O'Connor dans leur publication de 2010 dans le journal FPIInnovation expliquent très clairement l'importance du choix des unités dans le calcul des coefficients de substitution bois-matériau: « *L'interprétation des coefficients de substitution demande une attention particulière aux unités utilisées dans leur évaluation. Nous exprimons le facteur de substitution en tonnes de réduction de carbone émis par tonnes de carbone ligneux dans les produits en bois. Cependant, cette unité ne peut pas être utilisée pour une étude en construction sans effectuer de conversion. Notre coefficient de substitution moyen de 2.1 peut être exprimé en d'autres unités plus familières ou plus appropriées. Par exemple, notre coefficient moyen correspond à une réduction de 3.9 tonnes de dioxyde de carbone équivalent émis par tonne de bois anhydre utilisé comme matériau de construction. Notez que cette valeur peut également varier selon le taux d'humidité du bois. L'humidité moyenne du bois en construction est de 15%, avec un coefficient de substitution, ajusté pour la variation d'humidité, de 3.4 tonnes de réduction de CO₂eq émis par tonne de bois en service. Le coefficient de substitution peut aussi être exprimé comme une réduction de GES par unité de volume de bois même si cette unité est dépendante de la densité du bois. Une moyenne globale de densité à l'état anhydre pour toutes les espèces de bois serait proche de 500kg/m³. En utilisant cette densité, le coefficient de substitution peut être exprimé comme 1.9 t de réduction de CO₂eq émis par m³ de produit bois utilisé comme matériau. Puisque la construction bois utilise préférentiellement du résineux, il convient de diminuer le coefficient de substitution qui y est lié pour mieux rendre compte des variations de la densité de leur bois plutôt comprise entre 350 à 450 kg/m³. Par exemple, une densité de 420 kg/m³ donne un coefficient de substitution de 1.6 t de réduction de CO₂eq émis par m³ de produit bois ».*

Il existe ainsi différentes manières d'exprimer ces coefficients en fonction de leurs effets grâce à de multiples unités. L'un des avantages de ces coefficients de substitution, c'est qu'ils permettent de bien mesurer l'efficacité d'un procédé, et ce, indépendamment de la quantité de bois utilisée pour le produit final. Cependant, au vu des multiples utilisations du bois et de l'approche scientifique qui peut en être faite, ces coefficients de substitutions doivent traduire plusieurs

réalités. Comme nous l'avons vu, la plus courante est l'expression de la masse de CO₂ substituée en fonction de la masse (m) additionnelle de bois ajoutée suivant la relation suivante :

$$C = \frac{m(\text{CO}_2 \text{ émise solution traditionnelle}) - m(\text{CO}_2 \text{ émise solution bois})}{m(\text{bois utilisé solution bois}) - m(\text{bois utilisé solution traditionnelle})} \quad \text{avec } C \text{ en kgCO}_2\text{eq/Kgbois}$$

(Sathre et O'Connor, 2010)

Le principe de cette formule reste le même quel que soit l'unité choisie. Il s'agit simplement de la différence d'émission de GES sur la différence d'utilisation du bois. On peut prendre l'unité que l'on souhaite pour le numérateur et le dénominateur.

Elle permet donc de comparer deux méthodes de substitution différentes sur la base de la masse de bois utilisée. Cette unité est notamment utilisée chez Oliver *et al.* (2014) pour comparer les effets de substitution de différents matériaux bois remplaçant différents matériaux traditionnels (béton, acier).

Pour comparer les coefficients de substitution entre eux il est utile d'avoir un tableau de conversion (cf. tableau 5) que nous avons construit d'après la revue de littérature de Sathre et O'Connor (2010). Ce tableau n'est pas exhaustif mais il regroupe les unités les plus courantes. Dans leur analyse bibliographique Sathre et O'Connor précisent bien : « *Le pourcentage massique de carbone dans le bois est admis comme étant 50% du bois anhydre. En l'absence d'autres précisions de la part des documents source, les calculs ont été fait en admettant une masse volumique du bois de 500kg de matière anhydre par m³ et une humidité relative de 15% (masse d'eau par masse de bois anhydre)* ». L'humidité est donc un paramètre important du calcul des coefficients de substitution. Il est à prendre en considération lorsque l'on tire le coefficient de substitution d'une publication, puisque celui-ci peut être mentionné à une humidité donnée

Prenons un exemple pour expliciter le fonctionnement de ce tableau 5. Notre coefficient sera le coefficient de substitution moyen déterminé par Sathre et O'Connor, à savoir 2.1 tCeq/tC (bois). Dans le tableau, cela correspond à l'unité kgCeq/kgC (bois). Si nous voulons transformer cette unité en kgCO₂eq/kgbois, nous voyons qu'il faut appliquer la formule : $u * \frac{M * R}{1 + h}$.

Sathre et O'Connor ont considéré un pourcentage massique de carbone dans le bois de 50%. De plus, le coefficient de substitution d'origine est indépendant de l'humidité et nous voulons l'appliquer à du bois utilisé à 18 % d'humidité. Nous avons donc comme application numérique :

$$2,1 * \frac{3,67 * 0,5}{1 + 0,18} = 3,27 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgbois.}$$

Si, au contraire, nous souhaitons avoir le coefficient en tCO₂eq/m³bois pour l'appliquer sur une maison bois construite en résineux, nous devons appliquer la formule : $U * \frac{M * R * \rho_{\text{bois}} * H}{1 + h}$.

Nous connaissons le pourcentage massique de bois et son humidité, mais qu'en est-il de la masse volumique ? Pour la choisir, cela dépendra de l'utilisation que l'on souhaite faire du coefficient de substitution. Si, comme le proposent Sathre et O'Connor dans leur description, nous souhaitons utiliser ce coefficient de substitution pour déterminer la masse de carbone substituée par une maison bois, connaissant le volume de bois utilisé, bien plus souvent que la masse, nous devons appliquer à cette formule la masse volumique moyenne des résineux soit 0,42 t.m⁻³, nous pouvons bien sûr être plus précis si la composition exacte en terme d'essence de la maison est connue.

Mais si l'on garde cette valeur moyenne, on obtient : $2,1 * \frac{3,67 * 0,5 * 0,42}{1 + 0,18} = 1,37 \text{ tCO}_2\text{eq/m}^3\text{bois.}$

Tableau de conversion des unités des coefficients de substitution

Unité du coefficient de substitution		Unité du coefficient de substitution voulu					
		kgCO ₂ eq/kgBois	kgC _{eq} /kgBois	kgC _{eq} /kgC(bois)	n _{cof} /n _{c(bois)}	t _{cof} /m ³ bois	t _{CO2eq} /m ³ bois
kgCO ₂ eq/kgBois	kgCO ₂ eq/kgBois	$\frac{u}{1+h}$	$\frac{u}{(1+h)} * M$	$\frac{u * (1+h)}{M * R}$	$\frac{R}{u * M * (1+h)}$	$\frac{\rho_{bois} * H}{u}$	$u * \rho_{bois} * H$
kgC _{eq} /kgBois	kgC _{eq} /kgBois	$u \frac{M}{1+h}$	$\frac{u}{1+h}$	$\frac{1+h}{u * R}$	$\frac{R}{u * (1+h)}$	$u * \rho_{bois} * H$	$u * M * \rho_{bois} * H$
kgC _{eq} /kgC(bois)	kgC _{eq} /kgC(bois)	$u * \frac{M * R}{1+h}$	$\frac{R}{u}$	u	u	$\frac{\rho_{bois} * R * H}{u * (1+h)}$	$\frac{M * R * \rho_{bois} * H}{u * (1+h)}$
n _{cof} /n _{c(bois)}	n _{cof} /n _{c(bois)}	$\frac{M * (1+h)}{u * R}$	$\frac{1+h}{u * R}$	u	u	$\frac{\rho_{bois} * H * (1+h)}{u * R}$	$\frac{M * \rho_{bois} * H * (1+h)}{u * R}$
t _{cof} /m ³ bois	t _{cof} /m ³ bois	$\frac{M}{u * \rho_{bois} * H}$	$\frac{u}{\rho_{bois} * H}$	$\frac{u}{\rho_{bois} * H}$	$\frac{u * R}{\rho_{bois} * (1+h) * H}$	$\frac{H}{u * (1+h)}$	$\frac{M * H}{u * (1+h)}$
t _{CO2eq} /m ³ bois	t _{CO2eq} /m ³ bois	$\frac{u}{\rho_{bois} * H}$	$\frac{u}{M * R * \rho_{bois} * H}$	$\frac{1+h}{u * M * R * \rho_{bois} * H}$	$\frac{u * R}{M * \rho_{bois} * (1+h) * H}$	$\frac{H}{u * (1+h) * M}$	$\frac{H}{u * (1+h)}$

Avec : u ; le coefficient de substitution d'origine

M le rapport des masses molaires du CO₂ et du C soit $M = \frac{M(CO_2)}{M(C)} = \frac{44}{12} = 3,67$

h la variation d'humidité relative de l'essence considéré (masse d'eau sur masse anhydre) entre l'état initial et l'état final.

H le rapport entre masse volumique anhydre et masse volumique à l'humidité h soit $H = \frac{1+h}{1+gws+h}$ avec gwo le coefficient de gonflement de l'essence considérée.

R le pourcentage massique de carbone dans le bois à l'état anhydre

ρbois : la masse volumique anhydre du bois en t.m³

Tableau 5 : Tableau de conversion des unités des coefficients de substitution. D'après Sathre et O'Connor, 2010.

La figure VIII suivante illustre l'impact important des variations des deux propriétés de base (% de carbone ou teneur massique en carbone du bois et densité ou masse volumique du bois) sur la valeur du coefficient de substitution $2,1 \text{ kgC}_{\text{eq}}/\text{kgC}_{\text{bois}}$ qui peut en effet varier du simple au triple sur les gammes de variations représentées (de 46 à 52% pour le taux de carbone dans le bois et de 0.3 à 0.8 pour la densité du bois).

Evolution du coefficient de substitution en fonction de la masse volumique du bois et sa teneur massique en carbone

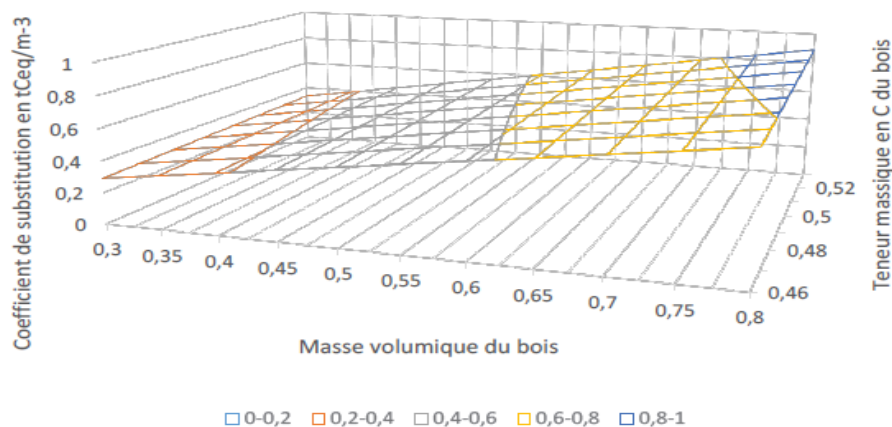


Figure VIII: Evolution du coefficient de substitution en fonction de la masse volumique du bois et sa teneur massique en carbone

Impact de la transformation bois et des matériaux choisis (remplaçant et remplacé) sur les coefficients

Comme nous le voyons dans la figure IX, le coefficient de substitution est très dépendant du matériau remplaçant et du matériau remplacé. Remarquons que le coefficient le plus élevé est celui de la poutre en I. On peut l'expliquer par le fait qu'une poutre en I de même volume apparent qu'une poutre normale, est, vu que ce volume n'est pas plein, plus légère pour une rigidité supérieure. De fait, il y a donc besoin de moins de masse de bois pour remplacer une poutre d'un autre type et donc le coefficient de substitution augmente.

Ainsi, l'impact de la transformation du bois pour la construction n'est pas négligeable lorsque l'on cherche à optimiser la substitution de matériaux traditionnels polluants par du bois. En effet, le but dans ce cas est que le matériau bois soit utilisé en priorité pour les usages qui ont le meilleur coefficient de substitution. Par exemple, comme nous l'avons évoqué précédemment, Oliver *et al.* (2014) détermine que le meilleur coefficient peut être attribué à la poutre en I en bois face à la poutre en acier. De fait, si l'on veut maximiser la substitution, il convient d'utiliser la plus grande quantité de bois possible en poutre en I pour pouvoir substituer le plus grand nombre de poutre en acier. Et de fait moins on aura de perte durant la phase de fabrication, c'est-à-dire que plus le rendement de cette phase sera élevé, plus il y aura de poutre en I produites et donc plus on pourra substituer de poutre en acier.

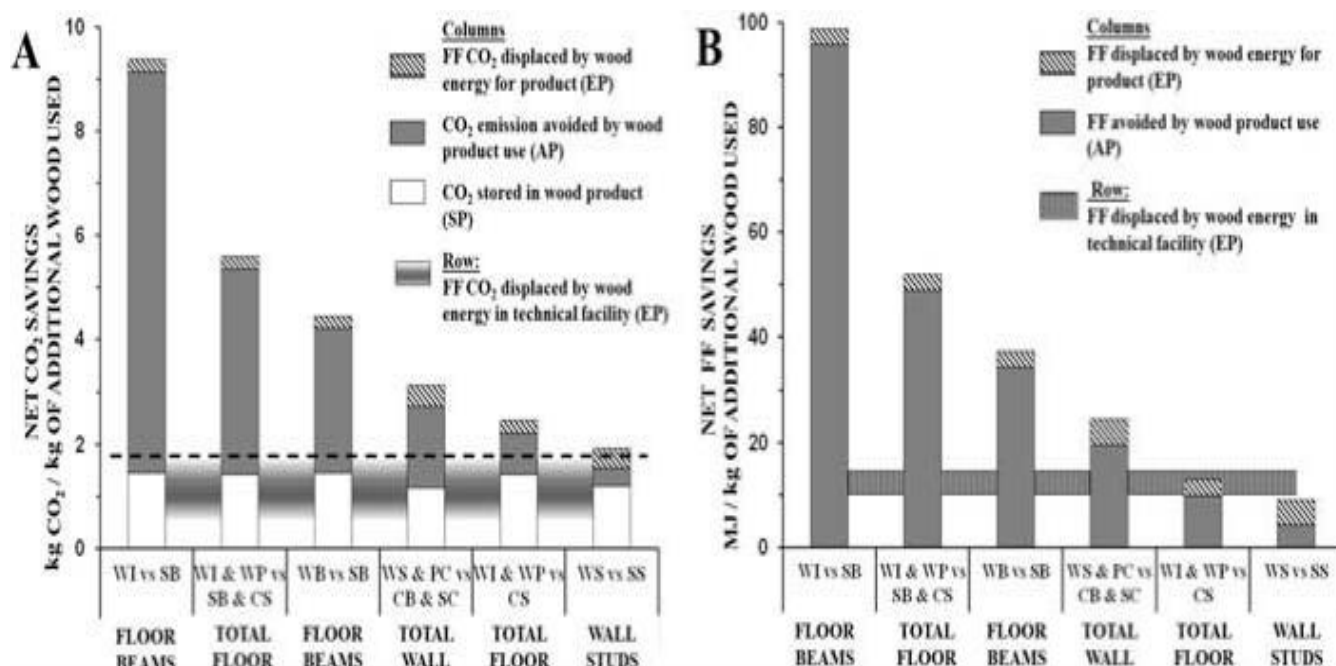


Figure IX: Économies d'émissions de CO₂ et d'énergies fossiles par kg de produits bois utilisé, comparé à des alternatives « acier et béton » de composant de maison (Oliver *et al.*, 2014)

WI (poutre en I), SB (poutre acier), WP (plancher bois), CS (dalle béton), WB (poutre-bois massif), WS (pilier bois), PC (contreplaqués), CB (parpaings), SC (plaques de plâtre), SS (pilier acier)

Par ailleurs, si augmenter l'efficacité des transformations du bois ne change pas le coefficient de substitution (puisque celui-ci est indépendant de la quantité de bois) il peut permettre de changer celui de l'arbre car celui-ci produira proportionnellement plus de produit à haut coefficient de substitution.

Les coefficients de substitution sont donc très utiles pour comparer et choisir entre plusieurs solutions bois dans la construction. Néanmoins, leur calcul reste difficile et nous avons montré ici dans quelle mesure la prise en compte de données plus précises sur les propriétés du bois peut moduler les valeurs de la littérature. Comme nous l'avons vu plus tôt, les coefficients de substitution dépendent à la fois du matériau qui remplace et du matériau qui est remplacé. Ainsi un même matériau peut avoir plusieurs coefficients de substitution. Par exemple la poutre en I a un coefficient de substitution de 9.5 si elle est utilisée à la place d'une poutre acier et seulement de 2.5 si elle remplace des blocs béton (Oliver *et al.*, 2014).

Vu que la base de la détermination du coefficient de substitution est une Analyse du Cycle de Vie (ACV), en théorie, si celle-ci est parfaitement effectuée, le coefficient devrait varier pour chaque objet que l'on considère. Ainsi, il est illusoire de penser qu'un coefficient de substitution donne exactement la quantité de carbone substitué. Il ne donne qu'une estimation. Il convient donc de vérifier avant l'utilisation d'un coefficient de substitution si celui-ci est pertinent. Déterminer des coefficients moyens peut-être utile, mais qu'il faut bien préciser dans quels cas ils s'appliquent (matériaux remplaçants, matériaux remplacés) et garder un œil critique sur le résultat.

II.2.2. La substitution énergie

L'autre solution consiste simplement à faire brûler du bois afin de remplacer les énergies fossiles. De fait, on évite l'émission de GES fossiles. Certes, la combustion du bois génère aussi du CO₂, mais celui-ci provient de l'absorption qu'avait faite la forêt depuis l'atmosphère. Ce carbone est

considéré comme du carbone biomasse et donc non-fossile, n'ayant pas d'effet sur le réchauffement climatique. Ceci n'est cependant vrai que pour les forêts gérées de façon durable.

Dans la figure X, nous voyons les coefficients de substitution pour le bois énergie. On remarque immédiatement que le coefficient de substitution dépend du matériau utilisé (ici le granulé) et du matériau remplacé (le gaz naturel) mais aussi de la façon dont est fabriqué le produit. Ainsi, en fonction du combustible utilisé pour le séchage, le coefficient de substitution varie. Cela nous rappelle qu'une ACV doit toujours être faite avec précision et utilisée avec attention. Par ailleurs nous voyons que ces coefficients sont plus faibles que ceux liés à la substitution des matériaux de construction. D'où l'utilité de promouvoir l'utilisation du matériau bois pour la construction plutôt que pour le bois-énergie.

Réduction des émission de CO2 par kg de bois utilisé

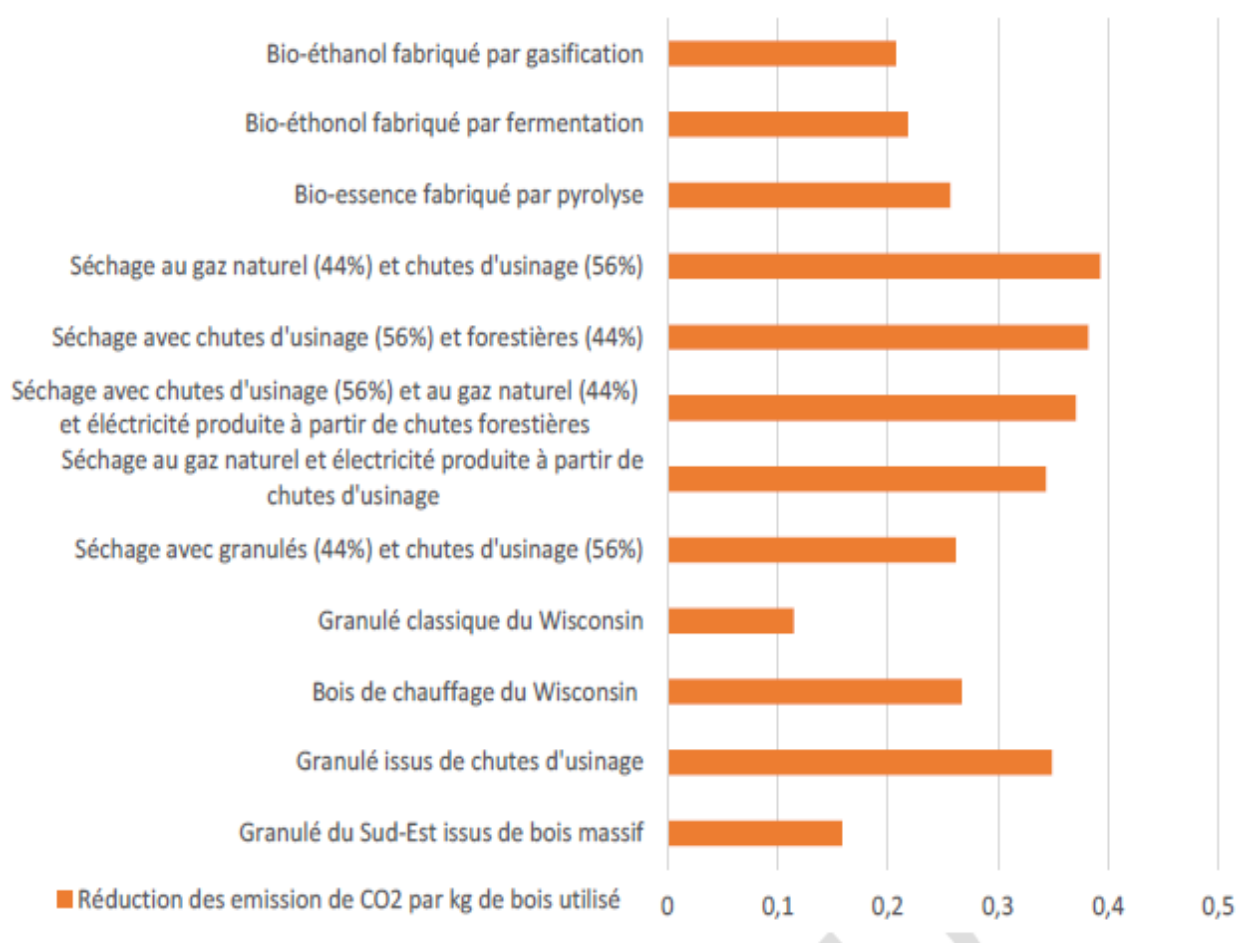


Figure X: Coefficients de substitution énergétique calculés par rapport à une utilisation tout gaz naturel à l'exception des trois premiers qui le sont par rapport au gazole (Lippke *et al.*, 2012)

Oliver *et al.* (2014) comparent l'évolution du carbone séquestré et substitué et disent qu'en-deçà d'un certain coefficient de substitution, il y a un temps de dette carbone avant lequel il y a plus d'émission de CO₂ dans le cas d'utilisation de bois que d'énergie renouvelable. Pingoud *et al.* (2011) vont plus loin car ils cherchent à déterminer l'évolution de ce temps de dette carbone en fonction du coefficient de substitution. Le temps de dette carbone est simplement le temps qu'il faut à la solution bois pour être effectivement plus efficace que la solution issue des énergies fossiles. En effet, de manière générale, la combustion du bois va émettre plus de CO₂ que celle des énergies fossiles (en particulier le gaz naturel, voir Puettmann et Lippke, 2012).

De fait, la concentration de CO₂ dans l'air va être plus importante après la combustion du bois énergie que de l'énergie fossile. Mais, comme il s'agit de carbone biogénique et non fossile, le renouvellement des forêts qui ont produit du bois énergie va séquestrer le carbone émis dans l'atmosphère par cette combustion de bois et faire revenir le niveau de CO₂ à son niveau d'avant la combustion. C'est le temps que prend ce phénomène que l'on appelle dette carbone. Il est souvent admis que cette dette carbone doit être prise en compte pour pouvoir estimer l'impact des substitutions des énergies fossiles par le bois-énergie. Néanmoins, Pingoud *et al.* (2011) ont cherché à déterminer quantitativement le temps de retour carbone en fonction du coefficient de substitution. En prenant en compte les effets directs et indirects des changements d'utilisation des territoires pour produire du bio-essence, ils arrivent à déterminer que le temps de retour carbone est une fonction décroissante du coefficient de substitution et qu'elle dépend aussi du type de bois-énergie utilisé. Regardons sur les courbes de la figure XI.

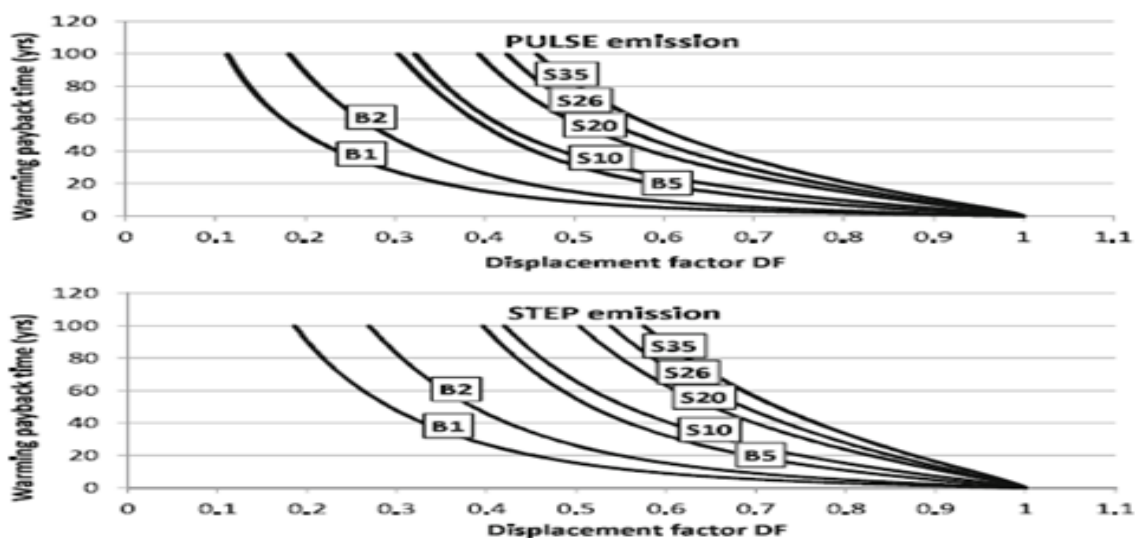


Figure XI: Cumulative warming pay-back time as a function of displacement factor DF for different residue diameters (branches 1, 2 and 5cm; stumps 10, 20, 26 and 35 cm) when the use is instant (pulse energy production vs, continuous (stepwise energy production)).

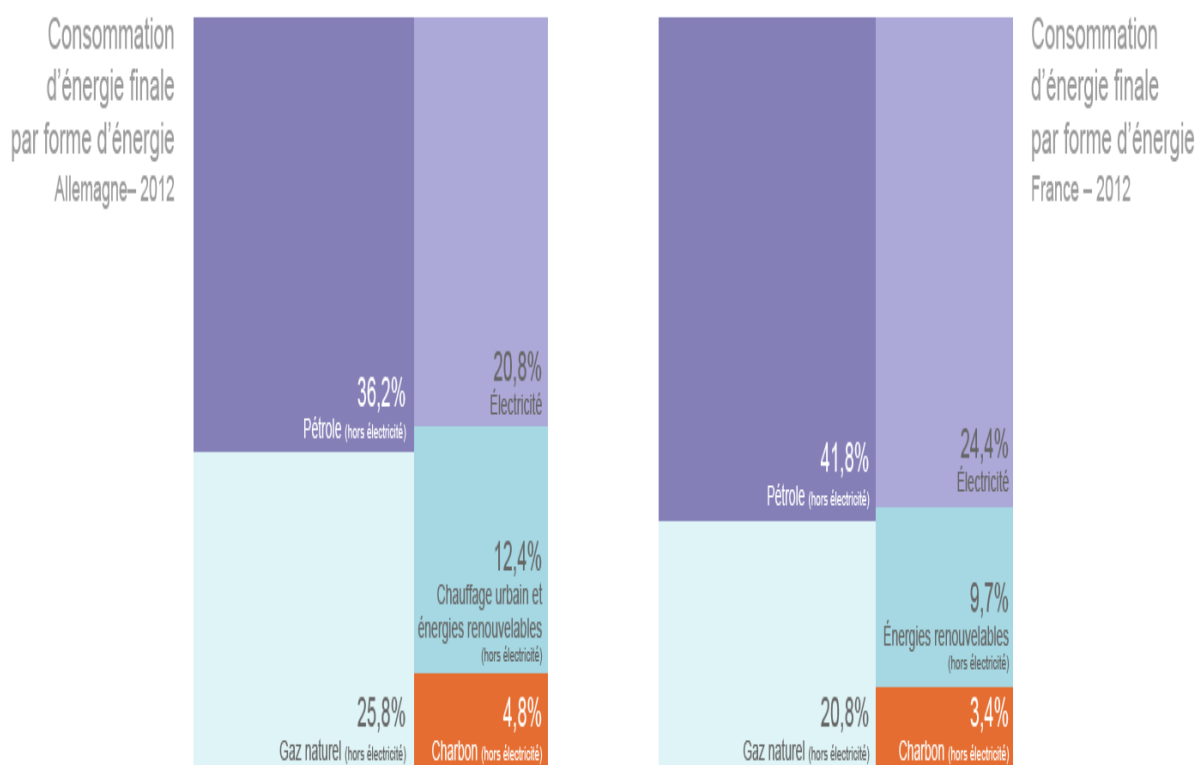
On voit très nettement que le temps de dette carbone dépend du coefficient de substitution. On constate également que dans tous les cas si le coefficient de substitution est égal à 1, ici en kgCeq/kgCbiomasse, le temps de dette carbone est égal à 0. En d'autres termes, lorsque l'utilisation de la biomasse émet exactement autant de CO₂ qu'il en substitue, le temps de dette carbone est nul. De manière générale, un coefficient de substitution supérieur à 1 correspond à l'utilisation de bois-matériau. Il faut donc privilégier l'utilisation de bois-matériaux vis-à-vis du bois énergie.

De manière générale, les ACV sont faites avec les données correspondantes au pays de l'étude soit dans les publications utilisées, surtout celles des États-Unis. Cependant, pour pouvoir appliquer les coefficients de conversions déterminés pour ce pays, il faut pouvoir vérifier si les données sont compatibles.

Deux données peuvent nous permettre de prendre en compte cette différence. Ce sont les mix-énergétiques et les mix-électriques. Le mix-énergétique est l'ensemble des énergies utilisées par un pays pour l'ensemble de ses activités. Pour bien voir cette différence, nous allons comparer le mix-énergétique français et le mix-énergétique allemand.

On voit sur la figure XII que les deux mix-énergétiques sont comparables bien que différents. L'énergie totale utilisée en France est de 152 Mtep et en Allemagne de 221 Mtep (chiffres de 2011). Regardons maintenant le mix électrique (cf. figure XIII). Il s'agit de l'ensemble des énergies

utilisées pour produire l'électricité dans un pays. Comparons celui de la France et de l'Allemagne. On voit que contrairement au mix-énergétique, les mix-électriques français et allemand sont très différents. En effet, le mix-électrique français a la particularité d'être constitué à 75% de production nucléaire ce qui est très spécifique par rapport à l'ensemble des pays développés. Ainsi, par rapport à d'autres pays, l'électricité utilisée émettra moins de CO₂ mais plus de déchets nucléaires. De fait l'utilisation de coefficients de substitution calculés dans un autre pays pour des produits français ne sera pas strictement juste. Néanmoins, cette différence dépend de la proportion que l'énergie électrique aura dans la totalité de l'énergie utilisée pour la transformation. Par exemple, comme il est montré dans la publication de Raymer (2006) (on admet que les processus de fabrication sont les mêmes en France) la fabrication de bois-énergie chez Rondevers ANS, Follidal, en Norvège consomme 0% d'électricité tandis que celle des briquettes chez Gruespon consomme 79% d'électricité. Ainsi la différence sera plus notable avec la France dans le second cas que dans le premier cas. Ensuite, mais cela est valable pour n'importe quel pays, il faut vérifier si les énergies considérées par l'étude correspondent bien à celle qui sont utilisées, à la fois pour le matériau-bois et le matériau substitué.



© 2014 – connaissance-des-energies.org

Figure XII: Mix énergétique national en Allemagne (gauche) et en France (droite)

source : Connaissance-des-energies.org

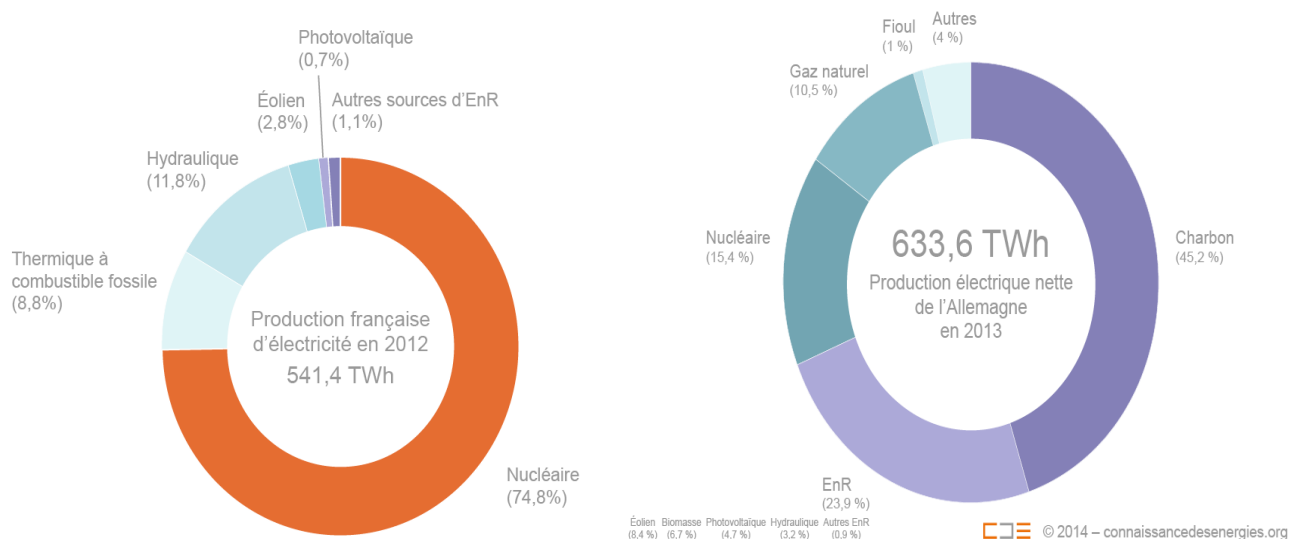


Figure XIII : Mix électrique national en Allemagne (droite) et France (gauche)

source : Connaissancesdesenergies.org

II.2.3. Discussion des résultats obtenus pour l'estimation des coefficients de substitution

Nous résumons ici les résultats obtenus dans les paragraphes précédents, en discutant les valeurs moyennes à retenir pour les coefficients de substitution bois-matériau et bois-énergie sur la base de deux études référencées dans les paragraphes ci-dessous.

Coefficients de substitution matériau.

Nous avons considéré ici 28 des 36 études de la méta-analyse Sathre et O'Connor (2010). Pour tenir compte du procédé constructif prépondérant en France, nous avons écarté de la liste Sathre et O'Connor les 6 études comparant la construction-bois à la construction métallique ; nous avons aussi écarté 2 études qui donnaient des valeurs anormalement élevées (outsiders). Par contre, nous avons conservé celles comparant des fabrications d'utilités en bois plutôt qu'en métal (pylônes de lignes électriques). Cette sélection donne les moyennes 1,0, 2,3 et 4,3 tC/tC comme valeurs basse, centrale et haute. Ces coefficients s'appliquent à la masse de carbone contenue dans les produits finaux mis en œuvre (une poutre, un plancher) (cf. tableau 6). Les émissions évitées par l'usage des coproduits fatalement induits par la fabrication des produits finaux a été prise en compte, dans certaines études (notamment quand ces coproduits servent à produire de la chaleur ou de l'électricité ré-injectée dans le process). Nous avons donc considéré que la totalité des coproduits (ici, 50% du BO et 15% du BI) ne devaient pas être compris dans la base servant au calcul des effets de substitution-énergie (pour éviter un double compte).

La conversion des coefficients tirés de Sathre et O'Connor en tCO_2/m^3 de produit s'est faite en considérant 3 niveaux d'infradensité et 3 niveaux de concentration en carbone. Comme la construction utilise massivement les résineux, nous avons considéré la gamme correspondante issue du chapitre I, partie I.1.8 (soit 0,36 à 0,44 t/m^3). Exprimé en tCO_2/m^3 de produit, le coefficient de substitution-matériau varie donc entre 0,59 et 3,47, avec une valeur centrale à 1,6 (cf. tableau 6). Cette gamme est large et contient la valeur considérée par le rapport CGAER (Madignier *et al.*, 2014). Ces hypothèses de coefficient de substitution matériau seront appliquées pour les calculs des bilans carbonés de la filière forêt-bois. Comme on le verra plus loin, avec la valeur centrale des coefficients, la substitution permise par l'usage du bois-matériau est estimée à 32.7 MtCO₂eq/an.

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

adapté de Sathre et O'Connor (2010)	Basse	Centrale	Haute
Displacement Factor en tC/tC	1,0	2,3	4,3
selon ρ -bois (infradensité en t/m ³ anhydre)	On ne considère que des résineux : usage en structure prépondérant (80% des sciages sont résineux) ; ces coefficients s'appliquent par m ³ de produit mis en œuvre, en revanche, ils incorporent les émissions évitées par les coproduits du bois-rond dont est issu le produit (ne pas les compter une seconde fois) en t CO ₂ /m ³ à 15% humidité.		
ρ -bois = 0,36	0,66	1,52	2,84
ρ -bois = 0,40	0,73	1,69	3,16
ρ -bois = 0,44	0,81	1,86	3,47
pour teneur C = 0,5			
ρ -bois = 0,36	0,63	1,44	2,70
ρ -bois = 0,40	0,70	1,60	3,00
ρ -bois = 0,44	0,77	1,76	3,30
pour teneur C = 0,475			
ρ -bois = 0,36	0,59	1,37	2,56
ρ -bois = 0,40	0,66	1,52	2,84
ρ -bois = 0,44	0,73	1,67	3,12
pour teneur C = 0,45			

Tableau 6: Calcul de coefficients de substitution-matériau rapportés au m³ de produits.

Coefficients de substitution énergie

Pour l'estimation des coefficients de substitution-énergie, nous sommes repartis du travail d'Oliver *et al.* (2014) : émissions évitées par la combustion du bois en substitution du gaz, du fuel et du charbon. Nous avons considéré que, pour l'énergie en France, on consommerait essentiellement du bois feuillu dans un habitat individuel déjà pourvu de chaudière et qu'il remplacerait du fuel à 80%, du gaz à 20% (pas d'électricité remplacée). Dans ce cadre, on a appliqué un mix fuel-gaz à 80-20% aux 3 niveaux retenus pour l'infradensité des bois feuillus. Ces hypothèses de coefficients de substitution énergie seront appliquées pour les calculs des bilans carbonés de la filière forêt-bois. Nous verrons dans le chapitre suivant que sous ces conditions, la substitution permise par l'usage du bois énergie actuellement peut être estimée à 9.1 MtCO₂eq/an.

	Emissions CO ₂ évitées en tCO ₂ /t de bois		
énergie substituée	Basse	Centrale	Haute
Gaz naturel	0,55	0,70	0,86
Fuel domestique	0,76	0,97	1,17
lignite	0,92	1,31	1,71
	Emissions CO ₂ évitées en tCO ₂ /m ³ de bois feuillu		
Infradensité (t/m³)	Basse	Centrale	Haute
0,52	0,37	0,48	0,58
0,55	0,39	0,50	0,61
0,58	0,42	0,53	0,64
	Ratio 80/20 fuel/gaz appliqué à 3 densités-bois		

Tableau 7 : Calcul des coefficients de substitution-énergie. D'après Oliver *et al.* (2014)

La substitution est donc un atout majeur dans l'atténuation du changement climatique, il convient néanmoins de considérer l'ensemble de la filière forêt-bois dans ce mécanisme. Négliger dans l'analyse la dynamique de la filière forêt-bois reviendrait à biaiser la vision globale en n'intégrant pas les déterminants de la substitution nécessaire, à une bonne utilisation des coefficients de substitution.

Chapitre II. Le bilan de carbone filière forêt-bois du rapport CGAAER : actualisation des calculs à partir de la présente étude.

L'objectif de ce chapitre est de mobiliser les coefficients issus de la littérature faite ci-dessus pour discuter le bilan de carbone forestier tel que calculé dans le rapport CGAAER (Madignier *et al.*, 2014). En choisissant des valeurs pertinentes dans notre contexte national, notamment en ce qui concerne les coefficients de substitution et de stockage produits, nous proposons une évaluation de ce bilan carbone pour 2013 ainsi que deux projections aux horizons 2030 et 2035. Les plages de variabilité des valeurs retenues et les autres hypothèses qui ont été nécessaires au calcul ont été spécifiées précédemment dans les tableaux (cf. tableaux 3, 6, 7). Les calculs ci-dessous reprennent donc l'esprit des calculs du rapport CGAAER, en les appliquant aux valeurs actuelles et projetées par le modèle de ressource de l'IGN par classe de diamètre (Colin, 2014), appelé MARGOT (*M*atrix *M*odel of *f*orest *R*esource *G*rowth and *d*ynamics *O*n the *T*erritory scale), notamment dans le but d'obtenir des données plus précises sur la quantité de bois disponible dans les différents usages.

Le résultats des calculs développés ci-dessous sont rassemblés dans les tableaux 9 a,b,c. Les modes de calcul sont présentés dans le tableau 8 et le détail de ces calculs explicités ci-dessous ne se rapportent qu'à l'état 2013.

Variables estimées	FORMULES POUR LES FEUILLES DE CALCUL (Tableaux 9 a,b,c)
(Mm³ VAT/an)	
Stockage de biomasse restant en forêt	[accroissement biologique annuel - prélèvement total - mortalité de fond]
(MtCO₂eq/an)	
Stockage annuel de CO ₂ dans biomasse	[Stock de biomasse resté en forêt * CO ₂ /m ³ VAT]
Stockage annuel de CO ₂ dans le bois mort	[(Stock bois mort * taux de décomposition an.) + Pertes d'exploitations + Mortalité de fond]
Variation annuelle du stock de CO ₂ dans BO	[Récolte BO rés* CO ₂ /m ³ VAT-rés* rendement BO] + [Récolte BO feu* CO ₂ /m ³ VAT-feu* rendement BO] - [Taux de retour BO*stock produits BO]
Variation annuelle du stock de CO ₂ dans BI	[Récolte BI rés * CO ₂ /m ³ VATrés * rendement BI] + [Récolte BI feu * CO ₂ /m ³ VATfeu * rendement BI] - Taux de retour BI * stock produits BI]

Tableau 8 : Formules pour les calculs du tableau 9 a, b, c.

I/ Calculs sur la ressource disponible

Comme spécifié dans Colin, 2014 : « Le modèle de l'IGN est un modèle démographique simulant l'évolution de la ressource moyenne d'un territoire (allant de la région au pays) en fonction de la croissance des arbres, de la mortalité naturelle et des prélèvements de bois. Il est basé sur les observations statistiques collectées sur les placettes de l'inventaire forestier national (IFN). L'IGN utilise classiquement ce modèle pour l'étude des ressources forestières et l'évaluation des disponibilités en bois. Plus spécifiquement, MARGOT est un modèle d'évolution de la ressource sur pied par classe de diamètre. La description de la ressource par classe de diamètre est recommandée dans le cas de peuplements irréguliers en âges et en diamètres. Elle est également applicable dans les peuplements équiennes. Cette approche présente l'avantage de s'intéresser directement au diamètre qui est le paramètre qui pilote l'exploitation forestière, en plus d'être une des variables de la croissance biologique des arbres, avec la hauteur. Ce type de modèle est particulièrement robuste pour projeter à court et moyen terme les états de systèmes à forte inertie comme la forêt française, car ils s'appuient sur des grands nombres d'observations sur le terrain. Le modèle par classe de diamètre de l'IGN est appliqué à l'ensemble des forêts, à l'exception des peupleraies cultivées équiennes » (Colin, 2014, p. 12-15).

Les données concernant la ressource forestière sont donc celles calculées par l'IGN en réponse aux demandes récentes de la DGEC (Colin, 2014), sur la période 2010-2035 : volumes sur pied ventilés résineux/feuillus (en unités de bois-fort tige et de volume aérien total), accroissement brut, prélèvement (récolte effectivement disponible + pertes d'exploitation estimées à 14%), pertes par mortalité dite « de fond ». Les facteurs de conversion (BEFbranch) pour convertir les données IGN volume bois fort tige en volume aérien total (respectivement pour les résineux et les feuillus) sont ceux que nous avons déduits de la littérature en chapitre I et sont résumés dans le tableau 3. Nous

avons considéré les valeurs centrales, soit 1,56 pour le BEF (branch) des feuillus et 1,3 pour le BEF (branch) des résineux.

La récolte fraîche issue de la forêt a été ventilée par taux fixes en bois d'œuvre, bois d'industrie et bois-énergie (respectivement BO-BI-BE, 40-22-38%), sans distinguer le bois-énergie auto-consommé et celui passant par des circuits de commercialisation. Les ratios résineux/feuillus par catégorie de produits ont été ajustés, à chaque date, pour que les totaux correspondent aux valeurs projetées par Colin (2014). La ventilation initiale par produits (40-22-38%) est reproduite du rapport CGAAER (Madignier *et al.*, 2014), lui-même ayant basé ses calculs sur les statistiques de l'enquête annuelle de branche et une estimation de l'autoconsommation. Nous ne prétendons pas que l'hypothèse de maintenir ces proportions constantes jusqu'en 2035 soit très réaliste ; la mise en œuvre d'un modèle de filière bois nationale devrait permettre de traiter ce volet du problème de manière plus robuste.

Le stockage de biomasse restant en forêt après récolte est égal à 61,5 Mm³/VAT/an, dont 15,9 résineux et 45,6 feuillus (cf. tableau 9a).

II/ Calculs du stockage net et substitution

II.1. Stockage de CO₂ dans l'écosystème forestier et dans les produits bois en MtCO₂eq/an

Ces stocks ont été déduits à partir des informations et hypothèses issues du chapitre I (revue de littérature) et exposés dans les conclusions. Les formules de calculs des tableaux 9 sont exposées dans le tableau 8.

Stockage de carbone dans les sols

Pour rappel, nous avons affecté un stock initial de carbone dans les sols forestiers, correspondant aux dernières estimations disponibles, soit 94 tC/ha, soit un stock de 5520 MtCO₂ dans les sols forestiers au niveau national (16Mha de forêt et un coefficient de conversion de 3,67 pour convertir la quantité de C dans 1tCO₂) (cf. tableau 9a). La vitesse de stockage observée au cours des 15 dernières années dans le réseau RENECOFOR est de 0,49 tC/ha/an sous résineux et 0,19 tC/ha/an sous feuillus (Jonard *et al.*, 2013). Extrapolées au niveau national, de telles vitesses représenteraient un puits de carbone cumulé proche de 22 MtCO₂ eq/an. Nous avons considéré ici comme valeur moyenne nationale un tiers de la valeur observée sur RENECOFOR, soit 7,25 MtCO₂ eq/an, et nous avons supposé que cette vitesse devrait diminuer dans le futur (dynamique bornée et convergeant exponentiellement, impact du réchauffement sur la vitesse des processus).

Stockage de carbone dans la biomasse forestière

Les coefficients de calculs définissant la quantité de CO₂/m³ de volume aérien total (VAT) sont résumés dans le tableau 3, et sont issus de la revue de littérature du chapitre I. La valeur centrale de ces coefficients est prise en compte dans les calculs, soit 0,91 tCO₂/m³ VAT pour les résineux, et 1,23 tCO₂/m³ VAT pour les feuillus. La quantité de biomasse stockée en forêt tous les ans après récolte a été estimée à 61,5 Mm³/VAT/an, dont 15,9 résineux et 45,6 feuillus. Ainsi, nous estimons un stockage annuel de CO₂ dans la biomasse à 14,4 MtCO₂eq/an pour les résineux et 55,9 MtCO₂eq/an pour les feuillus. La formule est la même pour les résineux ou les feuillus (cf. tableau 8).

Stockage de carbone dans le bois mort

Le stock initial de 430 MtCO₂ est celui mesuré par l'IGN, en agrégeant les composantes bois-mort sur pied et bois-mort au sol.

L'hypothèse considérée est que le stock bois-mort est gouverné par une dynamique que nous supposons exponentielle, avec une demi-vie estimée à 30 ans. Ainsi, le taux de décomposition annuel du bois mort est estimé à 2,3%. Le stockage net est ainsi estimé à 10,3 MtCO₂eq/an (cf. tableau 9a). Nous rappelons que cette vitesse de dégradation du bois-mort doit être précisée par un approfondissement de la recherche bibliographique.

Stockage de carbone dans les produits bois

Comme exposé précédemment dans le chapitre I, nous considérons deux systèmes dynamiques indépendants pour le bois d'œuvre et le bois d'industrie, sans échanges avec l'extérieur au territoire métropolitain. Notre hypothèse considère que la durée de demi-vie des produits est de 20 ans (BO) ou 5 ans (BI). Ainsi, les taux de retour BO et BI sont estimés respectivement à 3,4% et 12,9%. Les deux systèmes dynamiques (le bois d'œuvre et le bois d'industrie) sont considérés actuellement à l'équilibre, c'est-à-dire que les entrées de produits compensent exactement les sorties. La combinaison de ces hypothèses conduit à estimer des stocks actuels de 300 et 80 MtCO₂eq/an (BO et BI respectivement) avec une variation de stock de 0 et -0,1 MtCO₂eq/an (BO et BI respectivement) (cf. tableau 9a).

Il aurait sans doute été préférable de considérer des courbes de dégradation des produits de type Weibull (modèle issu des analyses de fiabilité, cf. Vallet, 2005). Ce choix impliquait des délais non compatibles avec les ressources affectées à la présente étude.

II.2 Substitution de CO₂ permise par l'usage du bois-matériau et du bois énergie en MtCO₂eq/an

Nous rappelons, d'après le chapitre I, partie II sur le carbone dans la filière forêt-bois, que le coefficient de substitution-matériau varie entre 0,59 et 3,47, exprimé en tCO₂/m³ de produit, avec une valeur centrale à 1,6, qui sera retenue dans les calculs (cf. tableau 6). Le coefficient de substitution-énergie varie entre 0,37 et 0,64 tCO₂/m³, avec une valeur centrale de 0,50, qui sera retenue dans les calculs (cf. tableau 7).

Les quantités de produits effectivement disponibles (Q.efficace (Mm³)) s'en déduisent, et c'est à ces quantités de produits (épures de leurs coproduits : écorces, délignages, sciures et autres chutes) que nous avons appliqués les coefficients de substitution. Les coproduits ont été considérés comme totalement consommés en bois-énergie et ajoutés au bois-énergie « frais » sorti de la forêt. Néanmoins, ces deux « paquets » de bois-énergie n'ont pas reçu le même traitement en ce qui concerne le calcul des effets de substitution-énergie (Cf infra).

Les rendements affectés aux catégories de produits ont été fixés (comme dans le rapport CGAAER, Madignier *et al*, 2014) respectivement à 50%, 85% et 90%, pour BO, BI et BE). À noter que d'autres sources retiennent un rendement nettement inférieur en bois-énergie : Oliver *et al*. (2014) considèrent qu'environ 30% de l'énergie contenue dans le bois-énergie est utilisée pour le préparer, l'acheminer... Il serait utile de vérifier dans quelle mesure cette réflexion est déjà faite dans les analyses de cycle de vie (pour éviter des doubles réflexions), ce que nous n'avons pas eu le temps de faire.

Les rendements considérés ici intègrent l'ensemble des pertes induites par les transformations entre le billon sorti de forêt et le produit mis en œuvre : écorces, délignures et sciures produites en première transformation, chutes et autres pertes lors de la seconde transformation.

L'ensemble des conventions, hypothèses et coefficients ci-dessus ont été consignés dans une feuille de tableur (cf. tableau 9, a, b et c), qui permet d'étudier assez facilement la sensibilité aux différents paramètres : coefficients de substitution, demi-vie du bois-mort et des produits (en lien avec les stockages plus ou moins importants escomptés pour ces compartiments). La feuille

permet aussi de compléter l'indicateur déclaré par la France comme composante « forestière » de son reporting de GES (somme des 2 cellules dites Variation des stocks de biomasse résineuse et feuillue, produits), avec d'autres stocks qui vont évoluer de manière couplée selon les tendances climatiques et de gestion (sols, bois-mort) et avec le bilan de substitution.

Avec la valeur centrale des coefficients, on remarque que les bilans de stockage et substitution ont des ordres de grandeur comparables (40 à 90 MtCO_{2eq}/an). Avec l'ensemble des choix de représentations effectués et compte-tenu du paramétrage retenu, l'impact complet de la filière forêt-bois en termes d'atténuation du changement climatique, exprimé par la somme des effets de stockage (biomasse, produits et sols) et de substitution, est donc estimé à environ 130 MtCO_{2eq}/an en 2013, 146 en 2030 et 150 en 2035.

Cependant, il faut pointer qu'une des limites du modèle MARGOT retenu pour notre étude est sa probable incapacité à simuler correctement des évolutions extrêmes et très rapides (exemples: sécheresse ou dépérissement massifs, tempête majeure). En effet, les paramètres de dynamique des modèles (croissance, mortalité, etc.) ne sont pas explicitement liés aux drivers du système. De même, les modèles de ressource à large échelle spatiale tels que MARGOT livrent des projections sous hypothèses, et pas des prédictions opérationnelles. Ils permettent d'évaluer les conséquences qu'auraient différentes décisions politiques ou de gestion à l'échelle des territoires. Pour cette raison l'utilisation des modèles empiriques pour des projections à long terme où les effets des changements globaux deviennent majeurs doit être faite avec précaution. Plus largement, les modèles quels qu'ils soient et quelles que soient leurs façons de représenter les dynamiques sont fiables dans leur domaine de calibration (climat, station forestière, sylviculture), et leurs résultats restent toujours à consolider quand ils sont en extrapolation (Colin, 2014, p. 13).

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

RESSOURCE DISPONIBLE						
Forêts disponibles pour la production		Croissance biologique		Destination des bois		
Stocks biomasse aérienne (M m3)		Mm3/an		Mm3 VAT/an		
					Rés.	Feu.
volume aérien total	3 814	volume aérien total	134,5	Récolte BO	21,1	16,9
dont résineux	1 209	dont résineux	46,8	Récolte BI	11,6	7,0
dont feuillus	2 605	dont feuillus	87,7	Récolte BE	20,1	20,1
↑ BEF(branch)		↑ BEF(branch)		Prélèvement Total	61,4	27,8
bois fort (brut IGN)	2 600	bois fort (brut IGN)	92,2	Pertes exploitation	8,6	3,9
dont résineux	930	dont résineux	36,0	Récolte eff. disponible	52,8	45%
dont feuillus	1 670	dont feuillus	56,2			55%
				Mortalité « de fond »	11,6	3,1
				Stockage de biomasse en forêt	61,5	15,9
Option coefficients	centrale	ventilation de la récolte				
	Coefficients utilisés	%BO	40%			
BEF(branch) - rés.	1,3	%BI	22%			
		%BE	38%			
BEF(branch) - feu.	1,56	% pertes exploitation	14%			
		% mortalité annuelle	15%			

STOCKAGE ET SUBSTITUTION					
Stockage net		Substitution			
MtCO2eq/an		MtCO2eq/an			
variation du stock		Catégorie	Rendement	Q. efficace	Substit.
			%	Mm3	
produits BO	0,0				
produits BI	-0,1	BO	50%	10,6	16,9
sols*	7,25	BI	85%	9,9	15,8
bois-mort	10,3	BE	90%	18,1	9,1
biomasse résineux	14,4	Connexes BO		10,6	—
biomasse feuillus	56,0	Connexes BI		1,7	—
		Recyclage		?	—
		Total BE		30,4	
Puits forestier total	87,9	Substitution totale			41,9
*Sols : ½ de la vitesse RENECOFOR					

		Coefficients		demi-vies	
*Stock des sols	5 520	CO2/m3 VAT - rés.	0,9	taux de décomposition annuel bois-mort	2,3%
*Stock de bois-mort	430	CO2/m3 VAT - feu.	1,2		30 ans
dont rés.	100	coeff. substit. BO-BI*	1,6	taux retour BO	3,4%
dont feu.	330	coeff. substit. BE**	0,5	taux retour BI	12,9%
Stock produits BO	300	tCO2/m3 de produit			
*Stock produits BI	80	tCO2/m3 **			

Tableau 9-a : Edition du bilan de carbone forestier calculé dans le rapport CGAAER en 2013 [État en 2013 (d'après Colin, 2014)]

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

RESSOURCE DISPONIBLE							
Forêts disponibles pour la production		Croissance biologique		Destination des bois			
Stocks biomasse aérienne (Mm3)		Mm3/an		Mm3 VAT/an			
				Rés.	Feu.		
volume aérien total	4 750	volume aérien total	155,5	Récolte BO	34,8	24,3	10,4
dont résineux	1 365	dont résineux	49,4	Récolte BI	19,1	9,6	9,6
dont feuillus	3 385	dont feuillus	106,1	Récolte BE	33,0		33,0
bois fort (brut IGN)	3 220	bois fort (brut IGN)	106,0	Prélèvement Total	101,1	39,4	61,7
dont résineux	1 050	dont résineux	38,0	Pertes exploitation	14,2	5,5	8,6
dont feuillus	2 170	dont feuillus	68,0	Récolte eff. disponible	86,9	39%	61%
				Mortalité « de fond »	10,7	2,4	8,3
				Stockage de biomasse en forêt	43,7	7,6	36,1
Option coefficients centrale		ventilation de la récolte					
Coefficients utilisés		%BO	40%				
BEF(branch) - rés.	1,3	%BI	22%				
BEF(branch) - feu.	1,56	%BE	38%				
		% pertes exploitation	14%				
		% mortalité annuelle	16%				
STOCKAGE ET SUBSTITUTION							
Stockage net		Substitution					
MtCO2eq/an		MtCO2eq/an					
variation du stock		Catég.	Rendement %	Q. efficace Mm3	Substit.		
produits BO	5,5						
produits BI	3,7						
*sols	6	BO	50%	17,4	27,9		
bois-mort	11,2	BI	85%	16,3	26,1		
		BE	90%	29,7	15,0		
biomasse résineux	6,9	Connexes BO		17,4	—		
		Connexes BI		2,9	—		
biomasse feuillus	44,3	Recyclage		?	—		
Puits forestier total	77,5	Total BE		50,0			
		Substitution totale			68,9		
*Sols : ½ de la vitesse RENECOFOR, réduit à 6							
*Stock des sols	5 632	Coefficients		demi-vies			
*Stock de bois-mort	600	CO2/m3 VAT - rés.	0,9	taux de décomposition annuel bois-mort			
dont rés.		CO2/m3 VAT - feu.	1,2	2,3%	30 ans		
dont feu.		coeff. substit. BO-BI	1,6	taux retour BO	3,4%		
*Stock produits BO	351	coeff. substit. BE	0,5	taux retour BI	12,9%		
Stock produits BI	106	tCO2/m3 de produit			5 ans		
*MtCO2		tCO2/m3 **					

Tableau 9-b : Edition du bilan de carbone forestier calculé dans le rapport CGAAER, projeté en 2030. [Projection en 2030, scénario dynamique d'après Colin, (2014)]

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

RESSOURCE DISPONIBLE						
Forêts disponibles pour la production		Croissance biologique		Destination des bois		
Stocks biomasse aérienne (M m3)		Mm3/an		Mm3 VAT/an		
					Rés.	Feu.
volume aérien total	4 914	volume aérien total	161,5	Récolte BO	38,5	27,0
dont résineux	1 404	dont résineux	50,7	Récolte BI	21,2	9,5
dont feuillus	3 510	dont feuillus	110,8	Récolte BE	36,6	36,6
bois fort (brut IGN)	3 330	bois fort (brut IGN)	110,0	Prélèvement Total	112	42,4
dont résineux	1 080	dont résineux	39,0	Pertes exploitation	15,7	5,9
dont feuillus	2 250	dont feuillus	71,0	Récolte eff. disponible	96,3	38%
				Mortalité « de fond »	11,8	2,7
				Stockage de biomasse en forêt		5,6
						33,2
Option coefficients	centrale	Ventilation de la récolte				
Coefficients utilisés		%BO	40%			
BEF(branch) - rés.	1,3	%BI	22%			
BEF(branch) - feu.	1,56	%BE	38%			
		% pertes exploitation	14%			
		% mortalité annuelle	17%			
STOCKAGE ET SUBSTITUTION						
Stockage net		Substitution				
MtCO2eq/an		MtCO2eq/an				
variation du stock		Catég.	Rendement	Q. efficace	Substit.	
produits BO	6,4		%	Mm3		
produits BI	2,8					
*sols	6	BO	50%	19,3	30,9	
bois-mort	12,6	BI	85%	18,0	28,9	
		BE	90%	32,9	16,6	
biomasse rés.	5,1	Connexes BO		19,3	—	
biomasse feu.	40,7	Connexes BI		3,2	—	
Puits forestier total	73,6	Recyclage		?	—	
		Total BE		55,4		
		Substitution totale				76,4
*Sols : ½ de la vitesse RENECOFOR, réduit à 6						
Stock des sols	5 662	Coefficients utilisés		demi-vies		
Stock de bois-mort	650	CO2/m3 VAT - rés.	0,9	taux de décomposition		
dont rés.		CO2/m3 VAT - feu.	1,2	annuel bois-mort	2,3%	30 ans
dont feu.		coeff. substit. BO-BI	1,6	taux retour BO	3,4%	20 ans
Stock produits BO	378,5	coeff. substit. BE	0,5	taux retour BI	12,9%	5 ans
Stock produits BI	120,5	tCO2/m3 de produit*				
*MtCO2		tCO2/m3**				

Tableau 9-c : Edition du bilan de carbone forestier calculé dans le rapport CGAAER, projeté en 2035. [Projection en 2035, scénario dynamique, d'après Colin (2014)]

Chapitre III. Des mécanismes complémentaires à prendre en compte pour des projections à horizons plus lointains

Comme nous l'avons vu plus haut, les évaluations précédentes ne tiennent pas compte de plusieurs facteurs essentiels tels que le climat ou la gestion forestière. Nous expliciterons ci-dessous la façon dont les impacts du CC pourraient être pris en compte à la fois en termes de modélisation et en termes de scénarios de CC à prendre en compte. De même, nous proposons trois scénarios alternatifs d'évolution de la gestion forestière qui serviront de base à des prolongements ultérieurs de ces études.

I/ Les impacts du changement climatique

I.1. Application de modèles à base de processus pour des prospectives climat-gestion

Cette partie concerne les modèles à base de processus à moyen terme aptes à simuler les impacts de scénarios climatiques et forestiers sur les forêts tempérées. Elle concerne essentiellement le fonctionnement et l'évolution de la production forestière sur la période 2015-2050 voire 2100. Les temps plus longs ne seront abordés que succinctement dans la dernière section avant la conclusion. Une délimitation du périmètre de notre revue sera présentée ici, pour ensuite donner un aperçu comparatif des principaux modèles existants. Puis une synthèse des applications de modèles à base de processus (PBM pour *Process Based Model*) existant dans la littérature pour une prospective forestière 2050 à 2100 sera exposée en plus d'une discussion sur leur capacité à simuler les interactions et forçages impliqués. Enfin, il sera donné un aperçu des modèles utilisés pour les processus à long terme.

Considérant les effets des changements environnementaux sur les écosystèmes forestiers en Europe, deux niveaux de fonctionnement des forêts peuvent être considérés :

- **à court et moyen termes (0-50 ans)**, le fonctionnement biophysique et biogéochimique de l'écosystème. Le premier comprend les flux de rayonnement, de chaleur et de quantité de mouvements échangés entre sol – végétation et atmosphère, le deuxième concernant les flux d'éléments majeurs (C, H, O, N, P, K, Ca, S) dans l'écosystème¹. Ce niveau de fonctionnement concerne les temps courts, de la seconde au siècle. Il inclut des processus « rapides » comme les échanges atmosphériques (bilan radiatif, flux de gaz, échanges turbulents, évapotranspiration) et des phénomènes plus « lents » comme l'altération des minéraux du sol, l'acidification et la capacité d'échange des sols ou la croissance des arbres. Il mobilise les modèles à base de processus.
- **à long terme (>50 ans)**, l'évolution démographique des peuplements qui inclut les processus de sélection génétique et l'adaptation des peuplements en place et considère la démographie des populations des végétaux supérieurs en forêt avec leur régime de reproduction et de régénération, les pressions de sélection existantes et futures, la migration et la mortalité, qu'elles soient d'origine anthropique (récoltes, gestion de la végétation non commerciale, introduction, transport et dissémination d'espèces) ou autre (dépérissements, prédateurs, parasites, pathogènes, événements extrêmes comme feux, tempêtes, inondations). L'évolution démographique et génétique se met en place sur des durées supérieures à celle d'une révolution. Elle inclut des cycles de reproduction et

¹ Le terme « écosystème » est pris ici dans son sens premier et inclut la biocénose (éléments vivants) et le biotope (milieu physique dont le substrat géologique et l'atmosphère).

sélection et donc, pour les arbres forestiers, des révolutions entières. La question de la vitesse de ce niveau de fonctionnement relativement à celle des changements environnementaux est un point clé. Un consensus émergent est que le changement climatique et atmosphérique est d'un ordre de grandeur plus rapide que celle de l'adaptation génétique des peuplements existants, au moins pour le cas des peuplements équiennes. Il mobilise aussi des modèles à base de processus (*Processed Based Models* (PBM)) de génétique des populations et de dynamique de végétation.

I.1.1. Périmètre de l'étude : changements environnementaux pris en compte

Les facteurs de l'environnement conditionnant l'évolution des forêts jusqu'en 2050 et au-delà sont assez bien identifiés, voire, en partie au moins, hiérarchisés. On s'est intéressé à ceux dont l'évolution temporelle est susceptible d'impacter les écosystèmes forestiers de façon significative et détectable.

Il s'agit des facteurs physiques au sens large (température, pression de vapeur de l'air, précipitations, vent, rayonnement solaire incident au niveau de la végétation, concentration en CO₂, dépôts d'azote, d'ozone, de composés acides), de facteurs biotiques (compétition, facilitation, prédation, pathogènes et ravageurs, récoltes) et de la disponibilité des ressources trophiques (lumière, eau, CO₂ et autres éléments minéraux). Leur évolution temporelle est déterminée par l'activité humaine de façon indirecte (climat, CO₂, dépôts azotés, dépôts d'ozone ou de composés soufrés, transport et dissémination de particules biotiques) ou directe (interventions sylvicoles, fertilisation, amendements).

Les changements scénarisés présentent plusieurs particularités importantes :

- Ils sont dynamiques avec une stabilisation difficile à prévoir, qui n'interviendra pas avant le milieu du siècle prochain au plus tôt pour les facteurs climatiques.
- Ils présentent des variations spatiales à fine échelle, qui exigent donc une résolution spatiale relativement fine.
- Leurs effets sur les forêts génèrent des impacts immédiats et des impacts différés.
- L'interaction entre les facteurs biogéochimiques (accroissement de la teneur atmosphérique en CO₂, dépôts azotés) et climatiques (température, précipitations, rayonnement incident) est complexe et souvent encore mal comprise.

Concernant l'évolution de ces facteurs de forçage deux limites importantes de l'approche PBM ressortent de notre synthèse :

- Pratiquement aucune des études analysées ne prend en compte les effets de *feed back* de la végétation sur l'environnement (ex. sur le climat local à régional). Les changements de pratique et les changements d'utilisation des terres peuvent cependant conduire à des modifications de climat locales d'ampleur significative (Luyssaert *et al.* 2014).
- On ne dispose pas encore de scénarios environnementaux régionalisés complets incluant climat, CO₂, dépôts atmosphériques, événements extrêmes, ravageurs, sylviculture. Le plus souvent, les analyses prospectives proposées à partir de PBM sont donc partielles et privilégient donc tel ou tel facteur de forçage.

I.1.2. Modèles de réponse des peuplements aux changements environnementaux

Notre recherche s'est focalisée sur les publications faisant état d'une simulation des effets de scénarios climatiques sur la production forestière en Europe tempérée et pouvant déboucher sur des applications de prospective à l'échelle régionale ou nationale. Nous avons circonscrit notre étude sur les échéances à moyen terme (2015-2050) et l'évolution des populations et peuplements forestiers actuels.

Les PBM sont par principe des modèles dynamiques, aptes à représenter l'évolution dans le temps des forêts. Ces modèles sont basés typiquement sur des équations différentielles simples et explicites. Elles représentent autant de processus de fonctionnement. Ainsi, les PBM sont avant tout des outils de recherche ayant pour but de représenter la réalité du fonctionnement d'un écosystème. L'intérêt de cette approche est de pouvoir intégrer dans un algorithme unique les processus biologiques, physiologiques et biogéochimiques intervenant dans le fonctionnement de l'écosystème, la production primaire et la croissance des arbres et leurs interactions. Elle leur confère une capacité de prédiction dont la portée peut être étendue grâce à l'utilisation de données d'observations (réseau ICP-Forest², inventaires) d'expérimentations in situ (expérimentations de manipulation de fertilité, réchauffement, enrichissement en CO₂, exclusion de pluie ou de dépôts polluants) ou ex situ (laboratoire, serre, chambres climatiques, écotrons). Les PBM sont théoriquement capables de simuler la réponse d'écosystèmes forestiers à des forçages environnementaux inaccessibles à l'observation avec un domaine de validité identifiable et une incertitude quantifiable.

Plusieurs synthèses portant sur l'état d'avancement de cette approche de modélisation et son application à la gestion sont disponibles (Mäkelä *et al.* 2000, Fontes *et al.* 2010, Reyer, 2015). Fontes *et al.* ont recensé 25 PBM appliqués en Europe qu'ils ont classés en fonction de leurs variables de forçage, des variables qu'ils prédisent, des essences représentées et des opérations sylvicoles prises en compte. Au total, ces modèles cumulent 20 essences simulées, un peu plus de la moitié d'entre eux sont capables de simuler des peuplements inéquiennes ou mélangés. Reyer a recensé 27 références d'études de projections de PBM en Europe dont 13 en zone boréale. La proportion de rayonnement solaire diffus ou le dépôt d'ozone sur la végétation ne sont toutefois pas mentionnés dans cette revue comme des facteurs de forçage bien que chacun d'eux puisse provoquer des variations de productivité dépassant en valeur absolue 20% et 10% respectivement (Mercado *et al.* 2009, Subramian *et al.* 2015). De même très peu de publications documentent les effets des principales perturbations du fonctionnement de ces écosystèmes (avalanches, tempêtes, incendies, ravageurs, pathogènes, inondation, dégradation du sol).

Nous avons recensé 172 articles scientifiques publiés dans des revues indexées par le W.O.S, et qui décrivent, calibrent ou appliquent 24 PBM ; nous avons classé ces modèles en fonction de leur capacité à simuler les facteurs d'évolution en cause, de la richesse de leurs variables de sortie (informations délivrées sur les différents services écosystémiques), de leur référencement dans la littérature (nombre de citations), des applications de chaque modèle effectuées et documentées sur l'implémentation de scénarios de sylviculture et de climat et leur sophistication (cf. tableau 10). Cette recherche bibliographique réalisée avec un délai relativement court ne prétend pas être exhaustive mais elle aborde les principales approches utilisées.

La plupart d'entre eux partagent des formalismes identiques pour décrire des processus comme les transferts radiatifs, la photosynthèse, la respiration, la dynamique du carbone et nutriments dans le sol pour certains, l'évapotranspiration, la phénologie. Ils diffèrent en revanche par la façon dont sont implémentés ces différents processus en termes de résolutions spatiale et temporelle, la représentation de la structure du couvert et du feuillage (monocouche, multicouches), du peuplement du sol et du système racinaire. La sensibilité de ces processus aux facteurs de l'environnement est également variable d'un modèle à l'autre.

² <http://icp-forests.net/>

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

Nom du modèle	Cycles d'éléments pris en compte								Forçages					paramètres	citations (NOS)	Référence
	croissance individuelle	Recoltes	R temporelle (h)	R spatiale	Bilan d'énergie	Carbone	Azote	Phosphore	Eau	Ozone	Climat	CO2	N deposition			
1 3-PG	x	x	0.15	ha	0	X			x	x	x	x		50	>1000	Landsberg & Waring
2 ANAFORE	x	x	0.5	arbre	?	X	x		x	X	x	x		>90	20	Deckmyn 2006
3 BASFOR		x	24	ha	0	X	x		x	x	x			39	124	Van Oijen et al 2005
4 CABALA	x	x	6	ha	?	X	x		x	x			x	>100	116	Battaglia 2004
5 CASTANEA	x	X	1	ha	X	X			X	x				>100	78	Dufrêne & Davi 2006
6 CenW	x	x	24	ha	x	X	x		x	x	x		vent	80	111	Kirschbaum 1999
7 FORCLIM	x	x	24x30	ha	0	x	x		x	x			herbivore		153	Bugmann H 1996
8 FORMIND	x	x	24	ha	0	X	x			x	x				14	Bohn et al 2014
9 FORESEE (4C)	x		24			X	x		x	x	x				63	Bugmann et al.1997
10 FORESt-BGC						X	x		x	x			insectes, feu,		333	Rurning & Gower
11 GDAY	x	x				X	x		x	x	x					Comins et Mac Murtrie (1993)
12 GO+	x	x		ha	X	X			x	x			insectes	>100	55	Loustau et al. 2005, Moreaux 2011
13 GOTILWA	x	x	x	ha	x	x			x		x					Gracia, 1997
14 LANDCLIM			720													Schumacher 2006
15 LANDSCAPE DND	x	x	24			x	x		x							Haas et al 2012
16 LPJ Guess	x		1	ha	?	x	x		x	x	x					Haxeltine and Prentice 1996
17 ORCHIDEE-FM	x	x	1	ha	x	x			x	x				>100	21	Bellasseem et al. 2010, 2011.
18 SSW	x	x	365x24		?	x	x		x	x	x				9	Wamelink et al 2009
19 EFM	x	x			x	x	x		x	x	x			>100	60	Thornley et Cannell, 1996
20 FinnFOR	x	x	1	ha		x			x		x					Kellomaki et Vaisanen 1997

Tableau 10: Modèles à base de processus recensés, cycles et facteurs de forçage décrits par ces modèles.
(Suite en page suivante)

Modèle	Climat	Sylviculture	interactions	Espèces	Spatialisation	Références
1 3-PG	A2, B2, Ozone	x	x	>10, Eu	local, Brésil	Subramian et al. 2015, Almeida et al. 2009
2 ANAFORE						
3 BASFOR	A2,	x			local	Van Oijen et al 2005
4 CABALA						
5 Castanea		x		Qs, Fs,	local	Ciais et al. 2010
6 CenW	A2; 450, 550, A1, B2? A1B	x	x	Pr	multilocal	Simioni et al. 2011, Kirschbaum et al. 2012
7 FORCLIM		x	x	>30	Alpes suisses	Bugmann et al. 1997
8 FORMIND						Bohn et al 2014
9 FORESEE	A2, B2	x	x	Ps, Q, Fs, Picea	Multi local (13	Reyer et al. 2011, Lasch et al; 2005
10 FORESt-BGC	constant	x	x		Suisse	Schmid et al 2006
11 Gday			x	Pr		multiples
12 GO+	A2, B2, RCP 2.6, 4.5, 6.0, 8.5	x	x	Pp, Fs, Pm, Eu,	local et spatia	Loustau et al. 2005, 2013, Moreaux, 2012.
13 GOTILWA	A2	x	x	Ps, Pp, Fs,	local	Sabaté et al. 2002, Nadal Sala D. 2013
14 Landclim		x			Alpes suisses	Schumacher et Bugmann 2006
15 LANDSCAPE DNDC	A2, B2	x	x	Ps, Fs,		Haas et al 2012
16 LPJ Guess	A2, B2				Europe	Morales et al. 2006, Smith et al. 2006
17 ORCHIDEE (sans FM)	A2, B2	x	x	PFT	Europe	Ciais et al. 2010
18 SSW	A2		x	Ps, Fs, etc..	multilocal	Wamelink et al 2009, Pussinnen et al. 2009
19 EFM	Is 92 a	x	x	Pc, Ps	multilocal	Thornley et Cannell, 1996
20 FINNFOR	A2, B2	x	x	Pa, Ps, B		Ge et al. 2011

B: bouleau, Ps: Pin sylvestre, Pp: Pin maritime, Pr: Pin radiata, Fs: Hêtre, Q: chênes, Pa: Epicea, Eu: Eucalyptus; PFT: types fonctionnels de plantes, Pc: Epicea de Sitka

Tableau 10 (suite) : Principales expériences de projection de scénarios réalisées et publiées. La colonne « climat » indique les scénarios climatiques projetés, la colonne « sylviculture » se réfère à la prise en compte d'itinéraires techniques sylvicoles et la colonne « interaction » indique la prise en compte des interactions entre sylviculture et climats futurs. La colonne « spatialisation » indique le type d'expérience réalisée ; local, multilocal ou spatial (cf. texte)

I.1.3. Analyses de scénarios prospectifs basés sur les PBM

Les premières simulations des effets de scénarios climatiques sur les forêts Européennes sont issues des projets européens LTEEF1&2 (1991-1999) et basées sur des modèles simples, à faible résolution spatiale, ou sur des approches conceptuelles (Thornley et Cannell 1996). En permettant de dépasser les premières approches de simulation restées essentiellement locales et avec un climat à basse résolution jusqu'alors (Kramer *et al.* 2000, 2002 ; Mohren *et al.* 2002 ; Sabaté *et al.* 2002), la régionalisation des données de scénarios climatiques à partir de 2000 a autorisé des simulations locales plus fines mais aussi multi-locales, puis spatialisées³ des forêts (Loustau *et al.* 2005, 2007, Ciais *et al.* 2010). Ces analyses prospectives spatialisées se basent sur des scénarios environnementaux où ne figurent le plus souvent que des changements climatiques (température, précipitations, humidité de l'air) et de CO₂. Les interactions du climat avec la sylviculture d'une part

³ **Locale** : concernant un site particulier à quelques sites ; **Multi-locale** : concernant un ensemble de sites représentatifs d'une région, pays, continent ; **Spatialisé** : projection systématique sur l'ensemble des points d'une grille couvrant une région, pays, continent.

et avec les biogéocycles des autres éléments d'autre part ne commencent à être pronostiquées qu'après 2007, le plus souvent en mode multi-local.

Plusieurs dizaines d'approches locales, concernant quelques sites ou une région particulière sont disponibles. Parmi elles, on peut citer celle sur le Pin radiata en Australie (Simioni *et al.*, 2009, modèle CenW) qui examine 4 scénarios climatiques et soulignent les effets température et sécheresse ainsi que l'importance des interactions avec les conditions stationnelles. Ge *et al.* (2011) (modèle FINNFOR), ont exploré la dynamique d'un mélange bouleau, épicéa, pin sylvestre en Finlande et montré l'interaction entre mélanges d'espèces et climat, tout comme Zheng *et al.* (2002) en Norvège (modèle BIOMASS) ou Bergh *et al.* (2003) (même modèle) pour les pays scandinaves.

En mode multi-local, Wamelink *et al.* (2009) avec une suite de PBM bilan hydrique – biogéochimie du sol - végétation à basse résolution temporelle (jour-mois) simulent les effets combinés du scénario climatique A2, du CO₂ et de dépôts azotés diminuant. Ils montrent un effet positif décroissant du Nord au Sud sur le bilan de carbone et la croissance. Ces conclusions confirment les résultats obtenus en France métropolitaine par le projet CARBOFOR (Loustau *et al.* 2005, 2010) et sont cohérentes avec les projections de Pussinen *et al.* (2009) et De Vries et Posch (2011) sur 160 stations ICP-FOREST de niveau 2 qui montrent une ligne de partage située entre 47 et 49° de latitude au sud de laquelle les impacts des scénarios climatiques deviennent plutôt négatifs pour la production forestière.

Les projections spatialisées des effets de scénarios environnementaux sur les forêts sont relativement peu nombreuses et ciblent surtout les latitudes moyennes et élevées au détriment du sud de l'Europe et des forêts méditerranéennes. Les premières simulations de ce type ont été opérées avec des modèles globaux de végétation à une résolution spatiale de 50x50 km (0.5°) qui n'incluent pas d'effet de la gestion (Lasch *et al.* 2005 modèle FORESEE, Ciais *et al.* 2010 avec le modèle ORCHIDEE sans son module de gestion ajouté plus tard par Bellassen *et al.* (2010, 2011), Morales *et al.* (2007) avec le modèle LPJ-Guess). Le projet FAST en France est venu affiner ces projections avec une résolution spatiale plus élevée (8x8 km) (Granier *et al.* 2013, Loustau *et al.* 2013a et b). Smith *et al.* (2006) avaient aussi utilisé le modèle LPJ combiné au modèle RothC pour une projection spatialisée de l'effet de scénarios A1F A2, B1 et B2 + CO₂ sur le carbone minéral du sol minéral 0-30 cm de profondeur des forêts européennes à 0.5 ° (~50 km) de résolution et en supposant l'absence de contrainte nutritionnelle. Suivant le scénario considéré, ils simulent (modèle Roth-C) que l'effet climat + CO₂ seuls provoqueraient soit une diminution soit un accroissement de l'ordre de - 0.3 à 4.6 PgC en 2100 (soit - 0.3 à + 4.5% du stock 2000) du stock de carbone du sol minéral (litière et humus exclus) sous l'hypothèse, peu réaliste, que les prélèvements n'augmentent pas et que la nutrition minérale n'est pas limitante (Smith *et al.*, 2006).

I.1.4. Interaction entre cycles du carbone, des éléments majeurs et le climat.

Onze PBM ont été comparés sur leur capacité à décrire l'interaction entre enrichissement de l'atmosphère en CO₂ et cycle de l'azote. Cette comparaison se base sur les données de deux expériences d'enrichissement d'écosystèmes entiers en CO₂ atmosphérique à l'air libre, de durées égales à 11 et 10 années respectivement sur feuillu et conifère en climat tempéré. Celle-ci montre que même pour ce cas simple d'interaction carbone-azote, aucun modèle ne parvient à décrire et expliquer correctement l'impact de l'enrichissement en CO₂ sur la croissance et la production (Zaehle *et al.* 2014). Même si les modèles testés simulaient correctement le fonctionnement du peuplement témoin non enrichi, aucun ne parvenait à décrire la réponse du cycle de l'azote à l'enrichissement en CO₂, quel que soit le peuplement et qu'il s'agisse du prélèvement d'azote minéral par la végétation ou de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Cameron *et al.* (2013), comparent les simulations à 2010-2030 de 4 PBM (BASFOR, DNDC, DayCent et Integrator) pour un conifère et un feuillu. Ils montrent aussi que ces modèles divergent entre eux sur l'interaction C-

N et ses répercussions sur le stockage de C et les bilans en CO₂ et N₂O des forêts à l'échelle européenne. Bien qu'elle ne s'appuie pas véritablement sur une modélisation de processus, on peut cependant mentionner l'étude prospective européenne de DeVries et Posch (2011) simulant l'évolution des stocks de C et N de la forêt européenne sous un scénario climatique A1 et deux hypothèses d'évolution des dépôts azotés avec prise en compte des limitations en cations et phosphore. Cette étude relève plutôt d'une approche de modélisation de données et suppose que les interactions climat-nutrition-croissance restent inchangées depuis 1980, ce qui constitue une hypothèse lourde. Elle conclut que les effets du climat devraient dominer ceux de la nutrition minérale dans le futur, l'inverse ayant été vrai dans le passé.

Cette conclusion est étayée par une deuxième étude provenant de la même équipe et basée sur une chaîne de PBM de biogéochimie du sol (SMART), végétation (SUMO) et bilan hydrique (WATBAL) qui fonctionne au pas de temps annuel et donc avec une représentation très simplifiée des interactions végétation-climat-biogéochimie (Wamelink *et al.* 2009). Pussinen *et al.* (2009) développent la même approche avec le même modèle pour les forêts de moyenne et haute latitude et simulent un effet positif des changements environnementaux scénarisés (Scénario A2 et réduction des dépôts azotés) sur la production. On peut cependant questionner la façon dont le bilan hydrique et l'impact des sécheresses sont représentés par ce modèle (module non publié, au pas de temps mensuel), les forêts méditerranéennes n'étant d'ailleurs pas représentées chez Pussinen *et al.* (2009). Milne et Van Oijen (2005) dans une approche similaire parvenaient à la même conclusion avec un nombre plus limité de sites (22).

I.1.5. Composition des peuplements et adaptation génétique

Concernant le niveau « démogénétique » qui aborde l'impact du changement climatique sur la dynamique des populations d'arbres en forêt, on pourra se référer aux travaux de Thuiller (2003, 2004), Araujo *et al.*, 2005 ou Duputié *et al.*, 2015) sur le hêtre. Les effets de scénarios climatiques sur l'évolution des essences sont aussi explorés à partir d'approches empiriques statistiques (Badeau *et al.*, 2010) ou mécanistes (PBM) utilisant des modèles dynamiques de végétation ou « gap model » (Kramer *et al.*, 2008, 2010, Hickler *et al.*, 2010, Saltré *et al.*, 2015). Cette approche empirique permet d'anticiper comment de futurs climats redessineraient le contour des aires climatiques potentielles des essences d'intérêt en Europe. Outre qu'elle demeure entachée d'une incertitude liée aux données de calibration utilisées (carte de végétation et données climatiques passées), elle ne prend que rarement en compte la capacité migratoire réelle des essences (Saltré *et al.*, 2015).

La compétition interspécifique est abordée par Ge *et al.* (2011) ou Mette *et al.* (2013). Ils proposent une simulation de réponse de la composition spécifique de peuplements feuillus tempérés mélangés hêtre – chênes au changement climatique en Europe centrale, à partir de modèles de dynamique de végétation hybrides (SILVA, LANDCLIM) incluant la démographie des populations mais avec des processus biogéochimiques et biophysiques très simplifiés, voire frustrés.

I.1.6. Conclusion

La capacité des PBM à simuler les effets de scénarios environnementaux est limitée actuellement à des analyses partielles ciblant les effets d'un seul facteur ou d'un groupe de facteurs. Récemment, on a cependant commencé à voir proposées des projections incluant les interactions biophysiques et biogéochimiques. Un PBM calibré et validé représentant les interactions climat, C, N, P, K, sur sol et plante et pouvant tenir compte des retours d'expérience sur l'atmosphère n'existe pas dans la littérature aujourd'hui et demeure un défi pour la recherche.

Les scénarios climatiques sont sources d'incertitude à deux niveaux. Le premier niveau est le modèle de circulation (*Global Circulation Model*) utilisé pour résoudre un climat global à partir de scénarios d'accumulation de gaz à effet de serre ou de forçage radiatif croissant dans

l'atmosphère. Le deuxième niveau vient du mode de désagrégation des données climatiques à fine échelle opérées par différents modèles (Regional Climate Model) comme HadCM2 (Cullen, 1993) ou ARPEGE (Déqué *et al.*, 1998) en Europe. Ces sources d'incertitude conduisent à des forçages climatiques assez variables au sein même de chaque scénario climatique envisagé. Les projections disponibles sont forcées par des scénarios dont la probabilité de réalisation est inaccessible et les possibilités de bifurcation innombrables, mais non prises en compte.

Les modèles PBM disponibles sont actuellement capables de projections de scénarios partiels avec un certain réalisme et une certaine cohérence entre eux, et ces projections sont utilisables nous semble-t-il à chaque niveau de décision. Ces projections ne doivent cependant pas être présentées ou interprétées comme des prévisions. L'utilisation de ces résultats pour une analyse prospective de la forêt française est donc souhaitable et possible mais demeure délicate. Leur capacité et l'intérêt pratique des projections des PBM semblent désormais d'avantage limités par l'état des connaissances sur les processus de fonctionnement et leurs interactions (Cameron *et al.*, 2013, Zaehle *et al.*, 2014) que par les capacités de calcul ou de spatialisation. Bien que les impacts sur les forêts tempérées de l'évolution conjointe du climat et de la pollution diffuse en azote soient avérés (Luyssaert *et al.*, 2011, Jonard *et al.*, 2013, Martinez *et al.*, 2015), un modèle représentant les processus et interactions impliquées de façon calibrée et validée n'existe pas actuellement. La calibration des PBM doit être effectuée sur des jeux de données représentant les conditions du domaine d'application ciblé. On manque donc de jeux de données observés détaillant les impacts croisés des facteurs de forçage à considérer sur le fonctionnement des forêts et la croissance des arbres: climat, nutrition minérale, ravageurs et maladies. On peut interroger la stratégie d'observation des forêts et ses infrastructures d'observation qui ne répondent qu'imparfaitement à ce besoin en raison d'une dispersion, d'un cloisonnement et d'un manque d'intégration et de coordination patents. Concernant la projection de scénarios climatiques, il est impérieux de pouvoir utiliser pour la calibration des données couvrant l'ensemble de l'aire géographique des essences concernées, afin d'embrasser une amplitude climatique appropriée. Se limiter au territoire national comme le demande la plupart des appels à recherche des agences nationales est donc un handicap de même que la fragmentation par pays de sources de données nécessaires, les inventaires forestiers et des sols notamment.

Dans le but de simuler les impacts du CC sur les ressources forestières, nous choisissons d'utiliser le modèle GO+, qui a été utilisé dans l'étude de Loustau *et al.* (2012), pour trois espèces importantes : pin maritime, douglas et hêtre.

1.2. Les scénarios climatiques

En concertation avec le comité de suivi de cette étude, deux scénarios climatiques peuvent être retenus combinant les trajectoires de forçage radiatif du GIEC, les températures attendues, les perturbations de grande taille telles que méga-sécheresses, incendies, tempêtes, gradation d'insectes ravageurs, maladies émergentes.

On a souligné le caractère émergent des régimes de perturbation, liés au changement climatique, observés depuis une vingtaine d'années dans diverses régions du monde (non-stationnarité, échelles de temps ou d'espace inusitées, combinaisons de risques, potentiel de déstabilisation et de saturation des capacités de réaction des services forestiers). On a étudié plusieurs représentations de l'incertitude en cascade et de la gamme d'effets attendus, dans le temps et l'espace, lorsqu'on fait varier les scénarios climatiques et les modèles permettant de les simuler. Les capacités de simulation des différents forçages climatiques ont été illustrées.

Le débat avec les commanditaires a permis de dégager les attentes suivantes :

- comme la France se situe dans une zone de forte incertitude climatique, il est utile de savoir à quels déplacements géographiques équivalent les changements climatiques attendus : élargir la gamme des possibles
- la prise en compte des seules dérives moyennes annuelles du climat est réductrice, car les phénomènes extrêmes ont un effet structurant, ils peuvent modifier les dynamiques écologiques et/ou socio-économiques sur le long-terme ; on doit envisager l'occurrence de grandes perturbations, pour ne pas créer de biais
- les sécheresses représenteront des contraintes majeures, et les forestiers devront adapter pratiques et choix des essences pour réduire la consommation d'eau ; en Europe, depuis 50 ans, les tempêtes et les incendies sont les perturbations les plus déstabilisantes aux différents niveaux de gestion ; la survenue d'une crise analogue à la situation que connaît depuis 20 ans le continent nord-américain (méga-sécheresses, scolyte des pins, incendies) constituerait un changement de régime qui doit être pris en compte, à une échelle régionale ou nationale
- lorsqu'il s'agit d'anticiper de telles combinaisons, le savoir-faire est encore peu étoffé au niveau international (les chercheurs déchiffrent ces situations lorsqu'elles se présentent) : une réponse à cette attente pourrait venir d'une démarche de prospective multi-risques, rassemblant des spécialistes des différents aléas et dommages
- quelles que soient les suites données aux engagements pris lors de la COP21 à Paris en décembre 2015, le climat actuel ne sera très probablement plus expérimenté dans un avenir proche ; il peut néanmoins constituer une référence à laquelle comparer d'autres trajectoires.

Compte-tenu de l'inertie qui caractérise les choix d'aménagement forestier (essences-objectifs à longue durée de vie), il serait imprudent de fonder la réflexion prospective sur l'hypothèse que le réchauffement restera cantonné aux modalités les moins impactantes diffusées par le GIEC. Nous proposons donc de retenir 2 modalités pour le climat : réaliste-optimiste (RCP 2.6 du GIEC) ; réaliste-pessimiste (RCP 8.5 du GIEC, correspondant à un réchauffement proche de +2°C en 2050). Pour des raisons pratiques (garder raisonnable le nombre des cas à simuler), ce choix ne permet pas *a priori* de contraster des options variées pour le niveau des précipitations.

II/ Des scénarios qui précisent les options de gestion à croiser avec les scénarios climatiques pour projeter aux horizons 2020, 2030, 2035 et 2050

Dans le but de projeter à des horizons lointains les résultats précédents, il est nécessaire de fixer les trajectoires de gestion et mobilisation de la ressource. Pour ce faire, les indicateurs analysés concernent la discordance offre/demande en ce qui concerne le ratio feuillus/résineux, la production de sciages, les modes de commercialisation (sur pied vs par contrats d'approvisionnement bord de route ou rendus usine), le degré de mécanisation des coupes, l'impact des procédés de sciage sur la formation de la valeur, la progression des stocks de gros bois-très gros bois, la consommation de plants forestiers (divergence Aquitaine-reste du pays), la densité des populations de grands ongulés, l'hétérogénéité géographique des taux de récolte et les difficultés commerciales pour la ressource hêtre depuis la tempête Lothar.

Nous nous sommes inspirés d'une étude réalisée en France pour dégager des perspectives de valorisation de la ressource feuillue (FCBA, 2011) et de la prospective européenne SCAR-4 sur le développement de la bioéconomie (Mathijs *et al.*, 2015). Nous reprenons la trame de fonds du rapport FCBA (2011) : modération de la croissance économique, changement démographique structurel (vieillesse), essor des objectifs environnementaux (dont les priorités peuvent varier entre recherche de naturalité, énergies renouvelables, prévention des dégâts), mondialisation des échanges, progrès de la valorisation énergétique, abondance de la ressource feuillue. Toutefois,

alors que l'étude FCBA n'avait retenu que deux scénarios (marginalisation de la forêt feuillue et filière feuillue dynamique et compétitive), nous avons fait ici un choix analogue à la partition en trois scénarios de la prospective SCAR (*bio-scarcity*, *bio-boom*, *bio-modesty*)⁴. Nos scénarios résultent donc du croisement complet entre 2 modalités de climat d'une part, 3 modalités de gestion d'autre part, décrites dans ce qui suit.

Les *drivers* qui différencient les 3 scénarios à suivre sont d'une part la disposition des différents acteurs à investir en forêt, d'autre part le devenir industriel de la ressource feuillue française. La disposition à investir, elle-même, dépend des conditions économiques (prix/coûts en valeurs apparentes, y compris fiscalité, subventions, coût du travail...), mais sans doute aussi de valeurs subjectives liées aux modes de représentation de la durabilité et de la multifonctionnalité. La valorisation de la ressource feuillue revêt de nombreux aspects technologiques, réglementaires, socio-économiques et sylvicoles ; elle aura un effet critique sur l'ensemble de la filière forêt-bois, compte-tenu de l'affaiblissement actuel très prononcé des capacités de transformation nationales et de l'effet d'entraînement et de rupture qu'aurait un renversement de la tendance régressive des 30 dernières années.

II.1. Scénario « Extensification et allègement des prélèvements »

Un contexte de signaux prix et politique peu incitatifs, aussi bien pour les industriels que pour les forestiers, encourage la poursuite d'une extensification, voire d'un abandon de la gestion. Ces processus, déjà bien engagés en haute montagne, s'étendent peu à peu à de grandes zones de plaine et moyenne montagne où les propriétés forestières de petite taille, privées ou communales, ont peu de ressources pour faire face aux risques climatiques. La paupérisation industrielle locale, induite par la préférence pour la vente de grumes haut-de-gamme sur les marchés internationaux, contribue directement à la vulnérabilité socio-économique et organisationnelle.

Les attributs de naturalité des forêts se renforcent très significativement, avec de vastes surfaces forestières en libre évolution. Ces espaces, mal ou pas du tout équipés pour la sylviculture, font l'objet de quelques coupes de cueillette sporadiques. La fréquence croissante de dégâts non récoltés (arbres secs, chablis, pullulation d'insectes...) induit une accumulation de bois-mort bien perçue par les groupes sociaux proches de la philosophie naturaliste mais qui, par son caractère massif, donne aux paysages un caractère inhospitalier, rebutant pour la majorité des populations urbaines. L'expansion de la surface forestière se fait sur un rythme modéré (400 km²/an), uniquement sous forme d'accrûs spontanés. Les forêts en haute montagne et en région méditerranéenne font l'objet d'une gestion minimale (débroussaillage réglementaire dans les zones à risque d'incendie), tandis que les forêts du Massif Central restent sous-exploitées.

Parallèlement, une minorité de forêts (30 à 40 %) restent gérées avec un objectif de production-bois : forêts domaniales, forêts communales des régions où la tradition de sylviculture productive

⁴ « Scenario A assumes that the growth in demand for biomass for materials and energy is relatively low, for instance because solar, wind and other clean energy technologies take off more quickly than expected, making bio-based solutions less competitive. In this scenario, it does not matter so much whether the supply growth is low or high, so here we only assume a medium level of supply growth. We call this scenario BIO-MODESTY. Scenario B assumes that growth in demand for biomass for materials and energy is relatively high, while supply growth is also high. We therefore call this the BIO-BOOM scenario—a scenario in which a high demand for biomass coming from the non-food biobased economy is met by supply. Scenario C assumes that the same driving forces leading to high demand for biomass to be used by non-food applications apply. Low supply growth is assumed, for instance because of societal resistance towards new technologies. As a result, the amount of biomass available for bio-based materials & chemicals and bio-energy is lower than it is now (and even 0 for biofuels). However, when the food-first rule cannot be enforced, high demand will increase prices for biomass considerably, as biomass is a scarce commodity. We thus call this scenario BIO-SCARCITY » (Mathijs *et al.*, 2015)

perdure (notamment le nord-est), forêts privées de grande taille, massif landais qui s'adapte aux dégâts climatiques et entretient sa singularité d'étroite intégration forêt-industries. Sauf dans les Landes, la pratique dominante est une sylviculture proche de la nature, basée sur la régénération naturelle, la minimisation des travaux et la recherche de marchés de niche à l'export.

L'attitude vis-à-vis de l'adaptation au changement climatique privilégie la protection des habitats, avec une extension modérée des aires protégées. Au-delà, elle est principalement passive : les sylviculteurs n'engagent pas de travaux de transformation, ils ont confiance dans les capacités d'adaptation spontanée des écosystèmes forestiers et dans le pilotage de la dynamique naturelle. La faible propension à ouvrir des cloisonnements d'exploitation contraint la mécanisation des récoltes feuillues. L'option (en partie contrainte) d'éviter travaux et investissements est parfois rationalisée en affirmant que, dans la période d'après-guerre, la transformation des forêts par des méthodes « agronomiques » a été responsable de leur vulnérabilité actuelle.

Le niveau de récolte national reste proche du niveau actuel en valeur absolue, soit 55 Mm³ vat/an⁵ (volume récolté, cumul national tout usages). Les usages des bois feuillus se déplacent vers le débouché bois-énergie, complétant un petit marché de grumes haut de gamme pour l'export. La consommation de bois-énergie est en augmentation modérée, assurée par les importations en conséquence d'une offre locale limitée.

Avec la poursuite de l'affaiblissement du sciage feuillu, la transformation nationale est concentrée sur la ressource résineuse et réalisée par quelques sites industriels à longs rayons d'approvisionnement. Les progrès de la bioéconomie sont alimentés par des importations de plaquettes, sciages, pâte, panneaux, meubles, creusant le déficit commercial de la filière forêt-bois. Les investissements se concentrent sur le renouvellement des dessertes existantes et des travaux sylvicoles minimaux dans les zones productives ou à fort risque d'incendie.

Compte tenu de l'abandon de la gestion qui caractérise une majorité de forêts dans ce scénario, on attend dans un premier temps la poursuite de la capitalisation rapide observée depuis 30 ans, dont le corollaire est un approfondissement du puits de carbone déclaré en application de la CCNUCC par notre pays. À l'échéance de quelques décennies, la recrudescence d'accidents sanitaires et les faibles capacités de la filière à y faire face induisent une évolution chaotique, les épisodes de forts dépérissements ayant pour effet de réduire, voire d'annuler lors de séquences analogues à Lothar-Martin, la force du puits de carbone forestier.

II.2. Scénario « Adaptation et atténuation »

Ici, le contexte économique et politique est favorable à une transition approfondie pour les forêts de métropole : d'une part la consommation des bois feuillus est facilitée par une combinaison d'innovations technologiques, normalisation, investissements venant de multinationales étrangères et/ou de filières industrielles françaises en voie de reconversion, efforts de formation et fortes incitations publiques au regroupement des propriétés, à la contractualisation et à la simplification des pratiques d'aménagement ; d'autre part, le climat est plus propice à l'investissement forestier, du fait de marchés motivants et d'une fiscalité plus favorable aux secteurs vertueux du point de vue climatique et moins pénalisante pour les activités intensives en main d'œuvre. Ce contexte favorise une gestion plus active des forêts, conçue dans un but combinant les différentes facettes du changement climatique : amplifier la contribution à l'atténuation ; permettre la mise en œuvre de diverses stratégies d'adaptation, notamment pour sécuriser les services écosystémiques ; améliorer l'efficacité de la filière pour mieux absorber les chocs consécutifs aux événements extrêmes.

⁵ « vat » correspond au volume aérien total (tige et branches, découpe 0 cm)

L'usage des sols forestiers évolue, sous l'effet d'innovations d'organisation : gestion groupée par grands massifs (y compris massifs composites associant propriétés publiques et privées), forte extension de la contractualisation (chasse, commercialisation, bilan de gestion durable, mesures spécifiques de biodiversité), adaptation des objectifs de Natura 2000 au contexte du changement climatique. Les forêts de montagne (haute et moyenne) sont en partie remises en gestion, et les forêts méditerranéennes fournissent davantage de bois-énergie, de bois d'industrie et sciages résineux. L'expansion de la surface forestière se fait sur un rythme modéré (400 km²/an), avec une part significative de plantations.

Les modes de gestion sylvicole sont marqués par un équilibre forêt-gibier restauré, des âges d'exploitabilité raccourcis (réduction des risques et adaptation aux procédés de transformation valorisant les petits diamètres), un usage accru de la plantation comme mode de renouvellement, la pratique régulière d'amendements. La maîtrise, la réorientation et le monitoring du matériel végétal deviennent des marqueurs importants de gestion durable : cela concerne bien sûr les variétés améliorées, mais aussi les pratiques de migration assistée, l'introduction de nouvelles essences et variétés offrant de bons compromis performance/résistance, la conservation des ressources génétiques coordonnée à l'échelle européenne. L'application des guides de sylviculture est facilitée par les procédures de gestion groupée. Les plantations forestières ont un fort impact, grâce à la diffusion de variétés très productives (résineux, peuplier, eucalyptus), issues de programmes de sélection redéfinis en contexte changement climatique-bioéconomie.

L'attitude vis-à-vis du changement climatique est principalement pro-active : diversification des options, transformations, recherche de résilience organisationnelle à travers les systèmes de production, renouveau de la planification et du monitoring. Pour stimuler la contribution forestière à l'atténuation, un programme « néo-FFN » de plantations à forte productivité est mis en œuvre, et on observe un développement soutenu de forêts à cycle court, tournées vers l'industrie, à la fois dans le massif landais et dans d'autres régions où ces itinéraires viennent contribuer à la diversification des massifs.

Le niveau de récolte nationale augmente progressivement jusqu'à 100 Mm³ vat/an, soit 75% de la production biologique nette en 2030. La valorisation des bois feuillus se développe autour de 2-3 sous-filières nouvelles, stimulées par le cadre politique plus incitatif ; la transformation est structurée autour de grands groupes industriels et d'un réseau de PME émergeant pour tester de nouveaux procédés et financées par de nouveaux canaux financiers (mécénat, *crowdfunding*...). Les Coopératives voient leur activité stimulée en forêt privée, avec une forte augmentation de la collecte et la prise en charge de la gestion complète des nouvelles entités de gestion groupée. La filière reste déficitaire, mais plus modérément.

Le niveau des investissements est élevé : numérisation des procédés, doublement de la desserte en montagne, efforts de mécanisation et process pour les feuillus et résineux de gros diamètre, plantations, travaux sylvicoles, amendements et recyclage des cendres de chaufferies... Les investissements en formation sont également significatifs, avec un effort pour attirer les jeunes sur les technologies adaptées à une gestion active (planification, logistique, commercialisation, travaux, intégration amont-aval, optimisation de la chaîne de valeur...).

La mortalité est atténuée par la reconversion des peuplements vieillissants ou dépérissants, de même que les dégâts induits par les incendies et tempêtes. Les accidents sanitaires d'origine biotique sont prépondérants (ex. chalarose sur frêne, maladie des bandes rouges sur Pin laricio). Le puits de carbone national est inférieur par rapport à 2015, en lien avec une mobilisation plus importante de l'accroissement biologique.

II.3. Scénario dynamique moyen

Nous sommes ici dans une trajectoire d'évolution par paliers et réactive, où acteurs de la filière et politiques forestières s'appuient sur les crises pour induire des changements, et de divergence des trajectoires prises par les territoires, avec un fort rôle d'orientation pris par les nouvelles grandes régions qui se substituent à l'État en tant que cadre de l'action collective.

Dans un contexte de fortes transformations sociales et économiques (recherche d'autonomie énergétique locale, essor de l'agroécologie, ré-insertion des aires urbaines dans les circuits de production - notamment agricole), les professionnels forestiers sont « aspirés » vers d'autres domaines d'activité qui sollicitent et valorisent leurs compétences davantage que le secteur forestier lui-même (agroforesterie, écologie urbaine, développement des pratiques circulaires dans les industries « grises »...). Du fait de cette concurrence extérieure, le moteur de ce scénario est la force de la demande en biomasse (les évolutions sont tirées par l'extérieur), surtout pour l'énergie et associée à des prix peu rémunérateurs, ce qui induit une simplification des pratiques de gestion et une spécialisation des objectifs.

Les forêts s'étendent à un rythme modéré, principalement sous forme d'accrus spontanés avec quelques grandes zones de plantation. La gestion des forêts reste extensive dans les régions de haute montagne et méditerranéennes, tandis que les propriétaires privés du Massif Central et les régions de forêts communales de l'est font des efforts de regroupement et de contractualisation. Les régions prennent le relais de l'État pour l'élaboration de politiques forestières, en prenant des options variées selon les configurations locales (à la fois en termes d'usages encouragés et de financements). L'offre de bois augmente en provenance de l'agroforesterie et de plantations dédiées périurbaines.

Forestiers et industriels sont conscients des risques climatiques, mais le jeu des contraintes socio-économiques, sylvicoles et environnementales laisse peu d'opportunités pour transformer les pratiques comme ils le souhaiteraient (par exemple, dégâts de gibier très contraignants pour le renouvellement). Combinées à la forte demande en biomasse, à la simplification des pratiques et à la régionalisation, ces changements accentuent progressivement l'hétérogénéité des paysages forestiers, ce qui se révèle plutôt favorable à la biodiversité.

Le prélèvement augmente par à-coups, essentiellement orienté par les récoltes de sauvegarde après incendies, chablis ou épisodes de pullulation de ravageurs, jusqu'à environ 75 Mm³ vat/an, soit 50% de l'accroissement biologique net. De nouveaux procédés sont développés pour valoriser les feuillus, principalement par des groupes industriels étrangers qui s'installent là où les approvisionnements sont sécurisés par contrats (cette réindustrialisation des feuillus est donc, elle aussi, hétérogène entre régions). La répartition du bois entre les différents usages est pilotée exclusivement par les marchés, notamment le bois d'industrie est pénalisé par la forte demande en bois-énergie pour alimenter des réseaux de chaleur. La collecte des coopératives progresse de manière inégale entre territoires.

Le tissu industriel national est structuré par des entreprises de tailles moyenne à grande. L'exportation des grumes feuillues se poursuit sur un rythme modéré ; le déficit en sciages résineux et plus généralement celui de la balance commerciale de la filière forêt-bois restent forts. Le niveau des investissements est hétérogène, avec une légère extension des dessertes et des travaux sylvicoles concentrés dans les régions où la demande-aval et l'action politique locale combinent leurs effets.

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

Scénario	Extensification et allègement des prélèvements	Adaptation/Atténuation	Dynamique moyen
<i>Mise en œuvre de la gestion forestière durable</i>	Vastes espaces en libre évolution + sylviculture-proche de la nature	Maîtrise du gibier, âges d'exploitabilité raccourcis, transformation des essences, plantations, amendement	Prépondérance de la régénération naturelle, transformations après grandes crises, gibier très contraignant
<i>Modes d'adaptation au changement climatique</i>	Passif : on fait confiance aux capacités d'adaptation spontanée et au pilotage de la dynamique naturelle	Pro-actif: programmation et gestion adaptative (diversification, transformations visibles et intentionnelles, recherche de résilience via systèmes de production)	Réactif/passif : décisions d'adaptation programmée après crises, ou bien on laisse faire (selon intensité de gestion régionale)
<i>Régulation de l'usage des sols</i>	Légère extension des aires protégées	Gestion groupée, contractualisation, PPP, adaptation de Natura 2000 au CC	Contrats d'approvisionnement en forêts communales, adaptation de Natura 2000 au CC
<i>Variations entre régions</i>	Sous-gestion Massif Central, gestion minimale en haute montagne et régions méditerranéennes	Remise en gestion partielle de tous les massifs montagneux, récoltes de bois-énergie et industries en secteur méditerranéen	Fortes divergences dans les options et l'investissement ; la haute montagne et les régions méditerranéennes restent extensives
<i>Expansion de la surface forestière</i>	Rythme soutenu (800 km ² /an), uniquement sous forme d'accrus spontanés	Rythme modéré (400 km ² /an), avec une forte proportion de nouvelles plantations	Rythme modéré (400 km ² /an), quelques plantations localisées

Tableau 11 (début): Synthèse des trois scénarios de gestion – mobilisation des ressources

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

Scénario	Extensification et allègement des prélèvements	Adaptation/Atténuation	Dynamique moyen
<i>Niveau de récolte national</i>	Maintien au niveau 2015 en valeur absolue (volume récolté, cumul national tous usages), soit ≈55 Mm ³ VAT/an	Découle des hypothèses sylvicoles ci-dessous : ≈70% de l'accroissement (100 Mm ³ VAT/an) en 2035	Maintien des taux de coupes, ≈50% de l'accroissement net (75 Mm ³ VAT/an) en 2035
<i>Allocation de la récolte entre usages</i>	Déplacements d'usages : poursuite de la tendance de « grignotage » des gros diamètres par des débouchés bois-énergie	Nouveaux procédés pour valoriser les feuillus, extension des forêts spécialisées, contrats d'approvisionnement équilibrant l'offre entre BO, BI et BE	Hétérogène selon les options prises régionalement, allocation commandée par l'aval (bois d'industrie pénalisé/BE)
<i>Bois-énergie</i>	Augmentation modérée via les importations (offre locale limitée)	Augmentation très forte (chaleur + cogénération + biocarburants 2G)	Augmentation forte (réseaux de chaleur)
<i>Tissu industriel national</i>	Poursuite de la diminution du sciage feuillu, transformation nationale concentrée par quelques sites industriels à longs rayons d'approvisionnement	Transition vers de nouvelles industries du feuillu ; Développement de 2-3 sous-filières nouvelles pour valoriser les ressources, transformation structurée autour de grands industriels et PME, forte progression collecte des coopératives forestières	Entreprises de tailles moyenne à grande connectées entre elles, légère progression de la collecte des coopératives forestières, alimentation progressive en bois énergie et bois d'industrie avec les surplus de récolte
<i>Commerce international</i>	Exportation de grumes feuillues, importations (plaquettes, sciages, pâte, panneaux, meubles), déficit commercial très fort	Déficit commercial modéré, pour compenser l'inadéquation offre/demande (feuillus/résineux) + meubles	Moins de grumes feuillues à l'export, fort déficit en sciages résineux, déficit commercial fort
<i>Investissements forestiers</i>	Renouvellement des dessertes existantes, travaux sylvicoles minimaux	Développement des outils numériques, doublement de la desserte en montagne, mécanisation (feuillus + montagne), travaux sylvicoles, plantation, recyclage des cendres de chaufferie	Dans certaines régions, extension de desserte, travaux sylvicoles, cloisonnement, protection contre le gibier

Tableau 11 (suite) : Synthèse des trois scénarios de gestion – mobilisation des ressources

Rapport INRA-DEPE « Leviers forestiers pour l'atténuation du CC »

Scénario	Extensification et allègement des prélèvements	Adaptation/Atténuation	Dynamique moyen
<i>Investissements de formation</i>	Maintien du dispositif actuel de formation	Évolution approfondie : numérique, planification, logistique, travaux, commercialisation, mécanisation, intégration de l'amont-aval, optimisation de la chaîne de valeur	Priorité + forte à la commercialisation, aux travaux forestiers, à la mécanisation
<i>Puits de C - évolution attendue</i>	Capitalisation rapide, approfondissement du puits de C (dans une première phase) puis évolution chaotique liée aux dégâts	Régression du puits de C forestier : celui-ci est inférieur à sa valeur 2015	Capitalisation modérée
<i>Impact des plantations forestières</i>	Quasiment imperceptible (sauf Aquitaine)	Fort : transformations proactives, diffusion des plantations à forte productivité (résineux, peuplier, eucalyptus), remise en production de forêts feuillues et résineuses en montagne	Modéré : Aquitaine, transformation des forêts publiques de plaine, quelques introductions à but expérimental dans la recherche de solutions pour l'adaptation au CC
<i>Impact attendu des dégâts forestiers</i>	Mortalité de fond en hausse + bois-mort & combustible + dépérissements dus à la mauvaise adaptation + accidents sanitaires (ex. chalarose/frêne)	Reconversion des peuplements dépérissants + accidents sanitaires (ex. chalarose/frêne) Atténuation des risques incendie & tempête	Mortalité de fond en hausse + dépérissements dus à la mauvaise adaptation + accidents sanitaires (ex. chalarose/frêne)

Tableau 11 (fin) : Synthèse des trois scénarios de gestion – mobilisation des ressources

Chapitre IV

Méthode pour appuyer la conception de mesures politiques stimulant la contribution forestière à l'atténuation du changement climatique aux horizons 2020, 2030, 2035 et 2050

La démarche d'évaluation de la contribution forestière à l'atténuation du CC sur la base des scénarios élaborés au chapitre précédent, ne peut plus s'appuyer sur le mode de calcul retenu au chapitre II. Nous devons faire évoluer le modèle de ressource MARGOT pour y intégrer d'une part les impacts du CC sur l'évolution de la ressource forestière et d'autre part les impacts des scénarios de gestion sur la nature et le niveau des prélèvements. La proposition méthodologique qui suit vise à coupler le modèle MARGOT avec le modèle GO+ pour l'intégration des effets du CC et du modèle FFSM pour les dimensions économiques. Nous chercherons également à mieux intégrer les risques de catastrophe naturelle induites par le CC.

I/ Couplage et calibration de modèles, traduction numérique des scénarios et simulations

I.1. Couplage de modèles dynamiques pour la simulation

Nous proposons ici une méthode permettant d'appuyer la conception de mesures de politique forestière en anticipant, au niveau national et sur plusieurs décennies, la contribution de la filière forêt-bois aux efforts d'atténuation du changement climatique, en tenant compte des impacts que ce même changement aura sur les forêts (état de santé, productivité, viabilité des activités) et des mesures que les sociétés mettront en œuvre pour s'y adapter. Compte-tenu d'une part des fortes incertitudes attachées à la trajectoire de forçage climatique que subiront les différentes régions françaises, aux impacts sur les écosystèmes et aux stratégies qu'adopteront les acteurs, d'autre part du caractère différé de nombreux effets, de l'inertie du système forestier et des interactions dynamiques entre les processus, le recours à des projections appuyées sur des modèles de simulation et des scénarios nous paraît la moins mauvaise solution. Il s'agit non de prévisions, mais bien de projections destinées à soutenir une réflexion politique et à fournir des ordres de grandeur.

La construction des scénarios est présentée dans le chapitre III. Pour aborder la complexité des avènements possibles (interactions climat*écosystèmes*stratégies de gestion), et pour ne pas oublier le besoin d'exhaustivité/diversité qui caractérise les problèmes de politique forestière, nous proposons de combiner 3 familles de modèles de simulation, différents et complémentaires par leurs objectifs et points forts :

- les modèles démographiques (encore dénommés matriciels, ou à compartiments, ou structurés par classes de taille), qui sont conçus pour projeter l'évolution de structure d'une population d'arbres (dans notre cas, la ressource française métropolitaine, stratifiée en tant que de besoin selon des critères régionaux, de type de propriété, d'essences) ; le point fort de ces modèles est d'être conçus pour actualiser des inventaires forestiers et calibrés d'après ces inventaires ; leur handicap réside dans le caractère empirique du paramétrage, les coefficients de transition étant contingents des conditions actuelles (climat, modalités de gestion prédominantes...)
- les modèles à base de processus (*process-based models (PBM)*), dont une revue a été présentée au § I du chapitre III, sont conçus pour simuler la dynamique d'écosystèmes en représentant de manière fidèle les principaux facteurs externes/ressources du milieu, processus et cycles de matière et d'énergie (eau, carbone, nutriments) ; leur point fort réside dans la

capacité à simuler les effets de climats variés, les interactions sylviculture-fonctionnement et entre les différents cycles ; leur handicap est lié à la grande taille du jeu de paramètres, qui rend les extrapolations hasardeuses

- Les modèles de secteur forestier sont conçus pour représenter le comportement des acteurs, forestiers et industriels (équilibre offre-demande, prix, quantités échangées), compte-tenu des particularités de l'offre de bois locale et de l'environnement politique, régional et international (taxes, incitations, contrats, échanges, commerce extérieur...); leur point fort est dans la capacité à représenter la sensibilité plus ou moins forte des acteurs aux signaux-prix et aux mesures incitatives ; leur handicap est la difficulté à représenter avec précision la ressource forestière, pour préserver la capacité de résolution numérique des équilibres.

Chacune de ces familles de modèles est maîtrisée par l'une ou l'autre des équipes de recherche, R&D ou étude/expertise actives sur le suivi et la gestion des ressources forestières. Après avoir consulté plusieurs scientifiques et experts, nous proposons de combiner les modèles suivants :

- Le modèle matriciel MARGOT de l'IGN, qui décrit la dynamique de populations d'arbres exploitées, structurées par classes de taille ; ce modèle permet de représenter la variabilité spatiale de l'offre de bois, de manière exhaustive et cohérente avec les données servant de base au reporting-carbone national
- Le modèle à base de processus GO+ (INRA-ISPA Pierroton) qui permet de simuler l'effet du climat, les interactions climat*sylviculture et le cycle du carbone ; ce modèle a été calibré et utilisé pour plusieurs essences (pin maritime, hêtre, douglas)
- Le modèle de secteur forestier national FFSM (INRA-LEF Nancy) qui permet d'étudier l'équilibre offre-demande, le jeu des acteurs et l'effet de politiques publiques.

L'approche envisagée consisterait à construire, à partir de l'exécution indépendante des modèles GO+ et FFSM, des facteurs de forçage exogènes qui seraient introduits dans le modèle MARGOT. Ces facteurs pourraient par exemple consister en courbes de dérive (d'origine climatique) pour les coefficients dynamiques (croissance, mortalité) ou en tendances des coefficients de prélèvement (cf. figure XIV). Cette méthode permettrait, dans un temps court, de commencer à simuler de manière interactive changements de climat et de gestion, tout en assurant une bonne continuité avec les études précédentes confiées à l'IGN (notamment étude DGEC de 2014).

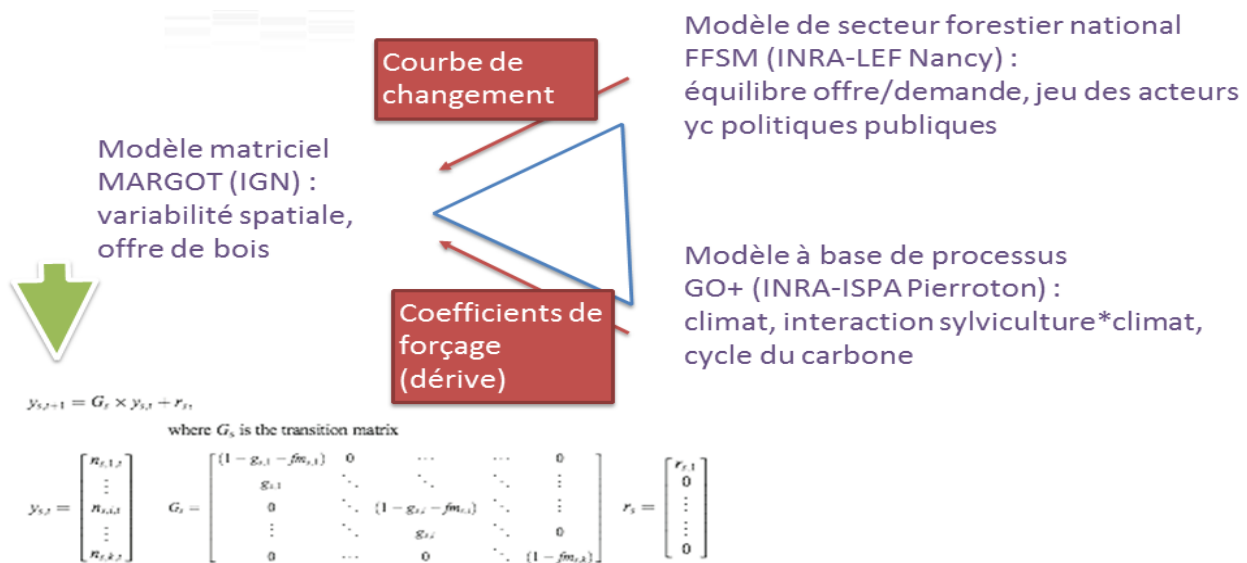


Figure XIV : Articulation envisagée entre les 3 modèles dynamiques afin d'explorer les différents scénarios croisés climat*gestion

I.2. Traduction numérique des scénarios

Six scénarios, formulés jusqu'en 2050, ont été décrits sous forme de récits (chapitre III). Nous proposons de traduire chaque scénario par des matrices de transition déclinées par région, type de propriété, groupes d'essences (feuillus/résineux) ; ces matrices rendraient compte, en particulier, de différentes évolutions pour le niveau de prélèvement, le renouvellement et les modalités d'adaptation au changement climatique.

La simulation d'un ambitieux programme de reboisement, prévu par un des scénarios, supposerait qu'on le documente assez précisément : assise foncière, espèces, productivité attendue.

Sur la période 2016-2050 et en contrastant les scénarios, on décrirait l'évolution du mix-produit forestier et du mix-énergétique national de référence, afin de calculer des effets de substitution non forfaitaires et répondant au contexte industriel.

Concernant l'évolution du stock de carbone des sols forestiers, selon les données et le temps disponibles pour les simulations, on peut imaginer trois options : stabilité des stocks à leur valeur actuelle, tendances de vitesse constante (forfaitaire sur la période), tendances liées aux scénarios climatiques si on parvient à les documenter.

II/ Affinements des hypothèses des différents scénarios par approfondissement de certains mécanismes

Deux ateliers pour documenter les hypothèses industrielles et situations de crise

À l'échéance 2050, la période de projection est suffisamment longue pour qu'on envisage l'occurrence d'une grande crise sanitaire, d'un ordre de grandeur égal ou supérieur aux tempêtes Lothar-Martin ou Klaus. Les dimensions spatiale et temporelle inusitées de la crise du *Mountain Pine Beetle* en Amérique du Nord peuvent aussi stimuler l'imagination. Intuitivement, on peut penser que la capacité à prévenir et/ou atténuer les dégâts, en termes d'impact sur la fonction d'atténuation des forêts, pourrait dépendre de la trajectoire suivie pour le climat et les modalités de gestion.

Nous proposons donc de documenter une telle crise potentielle (nature et ampleur des risques, gestion des dégâts), en confrontant les compétences d'experts spécialistes des différents risques forestiers (pathologistes, zoologistes, écophysiologistes, physiciens, modélisateurs...). On spécifierait les modalités d'une crise de grande ampleur, combinant différents aléas (assise régionale, nature/ampleur des dégâts, intensité/modalités des récoltes de sauvetage, évolution de la nécromasse résiduelle) ; les caractéristiques de cette crise alimenteraient ensuite le travail de simulation.

Nous proposons enfin, grâce à l'auditions de quelques professionnels de la filière forêt-bois, de tester la crédibilité des hypothèses économiques émises dans les différents scénarios de gestion (ex. la valorisation prévue des feuillus aux horizons retenus est-elle réalisable ?) ; ces réflexions serviront à préciser les scénarios de gestion-mobilisation des ressources, et à renseigner leurs conditions de faisabilité.

CONCLUSION

L'état de l'art réalisé au premier chapitre nous a donc permis d'identifier les plages de variation des coefficients de stockage et substitution permettant de calculer le bilan carbone de la filière, selon les 4 leviers forestiers identifiés dans l'atténuation des émissions de CO₂ : stockage de carbone dans l'écosystème forestier (biomasse et sols) et dans les produits bois, substitution bois-énergie et substitution bois-matériau. Nous proposons ainsi une nouvelle estimation du bilan carbone forestier calculé dans le rapport CGAAER en 2013 et projeté à 2030 au regard de ces valeurs issues de la littérature scientifique.

Les projections du bilan carbone ont été réalisées aux horizons 2013, 2030 et 2035, selon les modalités du scénario dynamique de l'étude Colin (2014), avec les valeurs centrales des plages de variation des coefficients de stockage et de substitution. Ces calculs nous ont permis d'estimer le potentiel de stockage de l'écosystème forestier et des produits bois (« puits » forestier total), ainsi que le potentiel de substitution par la filière aval (substitution totale). Sommées, ces deux valeurs permettent une nouvelle évaluation du potentiel d'atténuation des émissions de CO₂ de la filière forêt-bois.

Ainsi, selon les horizons pris en compte, la variation de stock carbone de la filière forêt-bois varierait de 87,9 MtCO₂eq/an en 2013 à 77,5 MtCO₂eq/an en 2030 et 73,6 MtCO₂eq/an en 2035, du fait de l'augmentation envisagée des prélèvements. Parallèlement, la substitution permise par l'utilisation du bois pour l'énergie et les matériaux varierait de 41,9 MtCO₂eq/an en 2013, à 68,9 MtCO₂eq/an et 76,4 MtCO₂eq/an en 2030 et 2035 respectivement. La forte augmentation de récolte envisagée dans le scénario dynamique de l'étude Colin (2014) induit un changement de poids respectif du stockage et de la substitution dans le bilan d'ensemble (bilan actuellement dominé par le stockage, qui se rééquilibre en 2035). On observe que même une forte augmentation de la récolte forestière pénaliserait peu le stockage dans l'écosystème forestier, compte-tenu de la situation actuelle des forêts françaises (expansion rapide et tendance à la capitalisation) et de la compensation partielle (et transitoire) par les stocks dans les produits et le bois-mort. Avec l'ensemble des choix de représentation effectués et compte tenu du paramétrage retenu, l'impact complet de la filière forêt-bois en termes d'atténuation du changement climatique, exprimé par la somme des effets de stockage (biomasse, produits et sols) et de substitution, est donc estimé à environ 130 MtCO₂eq/an en 2013, 146 MtCO₂eq/an en 2030 et 150 MtCO₂eq/an en 2035.

Cependant, cette estimation globale ainsi que la contribution relative du stockage et de la substitution, sont sensibles aux plages de variation des différents coefficients identifiés à partir de l'état de l'art international du chapitre I :

- Les coefficients de substitution : ils présentent en effet une large gamme de variation : de 0,37 à 0,64 tCO₂eq/m³ pour la substitution énergie et de 0,59 à 3,47 tCO₂eq/m³ pour la substitution matériau.
- Les coefficients de conversion de la ressource : les facteurs de conversion volume bois-mort IGN en volume aérien total (BEF branches) varient de 1,25 à 1,35 pour les résineux et de 1,5 à 1,6 pour les feuillus. De même, les coefficients intégrés permettant d'estimer le stockage de CO₂ dans la biomasse en tCO₂/m³ VAT varient de 0,71 à 1,05 tCO₂/m³ VAT pour les résineux et de 1,03 à 1,38 tCO₂/m³ VAT pour les feuillus.

De même ces valeurs sont sensibles aux hypothèses faites pour le calcul du bilan carbone et notamment à :

- l'utilisation du modèle MARGOT pour les données sur la ressource forestière (volume sur pied ventilé résineux/feuillus, accroissement brut, taux de prélèvement, pertes d'exploitation, et par mortalité) ;

- le taux de ventilation de la récolte BO BI et BE (40, 22, 38% pour BO, BI, BE respectivement) restent fixes et sont issus des estimations de l'étude de Colin (2014), et du rapport Madignier *et al.* (2014) ;
- les valeurs de rendements pour les catégories BO, BI et BE ont été fixés sur la base du rapport Madignier *et al.* (2014) ;
- les dynamiques d'évolution des stocks [entrées-sorties] du bois-mort en forêt ou des produits bois dans la filière, points qui n'ont pas été approfondis dans le chapitre I par l'étude de la littérature internationale ;
- les demi-vies du bois-mort (stock initial calculé par l'IGN) et des produits (en lien avec les stockages plus ou moins importants escomptés pour ces compartiments), qui ont été fixées sur la base des données issues de la littérature internationale ;
- enfin, les stocks de carbone dans les sols ainsi que les hypothèses sur leur évolution, qui ont été estimés selon les données de la littérature internationale et sur la base des observations du réseau de mesure RENECOFOR.

Ainsi, les valeurs de « puits » forestier et de la substitution pourraient varier fortement compte tenu de la plage de variabilité des coefficients ainsi que des hypothèses retenues. Ces variations et les gammes d'incertitude auxquelles elles correspondent doivent donc être prises en compte dans les utilisations des résultats de la présente étude.

Le travail a montré qu'il fallait consacrer davantage de temps à améliorer la caractérisation des dimensions suivantes du bilan de carbone de la filière forêt-bois française :

- Durée de vie des catégories de produits et du bois-mort en forêt ainsi que les dynamiques d'évolution des stocks du bois-mort en forêt (e.g. interactions entre bois-mort, sols et risques physiques ou abiotiques (feux, ravageurs) ou des produits bois dans la filière).
- Caractérisation de l'infradensité des bois, selon des procédures compatibles avec l'inventaire de la ressource (comme l'IGN l'a récemment fait pour les prélèvements). Celles-ci auront un impact sur le calcul des coefficients de substitution-matériau.
- Caractérisation des valeurs de rendement pour les catégories BO, BI et BE entre la forêt et le produit mis en œuvre. Ainsi, nous sommes conscients que les coefficients 50 %, 85 % et 90 % (pour BO, BI et BE respectivement) devront être mis à l'épreuve.
- Explicitation de la dépendance contextuelle des coefficients de substitution et formalisation de leur dynamique sur plusieurs décennies (en lien avec les changements structurels pour l'énergie et la construction...). Il nous faudra par la suite réduire l'intervalle d'incertitudes quant à ces estimations.
- Amélioration de la caractérisation du taux de ventilation de la récolte en catégories BO BI et BE. Comme nous l'avons évoqué au chapitre II, l'hypothèse de maintenir ces proportions constantes jusqu'en 2035 n'est sûrement pas la plus réaliste et la mise en œuvre d'un modèle de filière bois nationale devrait permettre de traiter ce volet de manière plus robuste.
- Enfin, nous pressentons que l'évaluation des options (stockage/substitution) dépendra des tendances qui affecteront l'état de santé des forêts, leur productivité, leur composition en essences et, au-delà, les capacités industrielles et logistiques pour absorber les impacts des grandes perturbations attendues.

Ainsi, du fait du caractère dynamique, non stationnaire et couplé des cycles du carbone dans un nombre élevé de compartiments, dont certains relèvent des écosystèmes et d'autres de la société, le travail réalisé montre d'ores et déjà l'intérêt qu'il y aurait à appuyer la réflexion sur les effets des orientations de politique sur un atelier de simulation rassemblant l'ensemble des métriques

nécessaires. C'est pourquoi, en complément des estimations réalisées pour ce travail, nous avons proposé une nouvelle méthode d'estimation par modélisation permettant de prendre en compte les différents paramètres évoqués dans notre conclusion. Nous ferions évoluer le modèle de ressource MARGOT pour y intégrer, d'une part, les impacts du changement climatique sur l'évolution de la ressource forestière (avec 2 scénarios climatiques) et, d'autre part, les impacts des scénarios de gestion sur la nature et le niveau des prélèvements. La proposition méthodologique vise à coupler le modèle MARGOT avec le modèle GO+ pour l'intégration des effets du CC et du modèle FFSM pour les dimensions économiques et comportement des acteurs de la filière (ex. estimation des taux de ventilation de la récolte). Nous chercherons également à intégrer dans cette démarche les risques de catastrophe naturelle induites par le changement climatique et leurs effets sur les variations du stockage carbone dans la filière.

Références bibliographiques

Bibliographie générale

- ADEME. 2015. Forêt et atténuation du changement climatique. Les avis de l'ADEME, Paris, Juin 2015, 12 p.
- CLIP. 1998. Le bois-énergie en Europe. Evaluation du potentiel mobilisable à l'horizon 2020, impacts sur l'environnement global et conditions socioéconomiques de sa mobilisation. Club d'Ingénierie Prospective Energie et Environnement. ed, Les Cahiers du CLIP. Meudon (France), 113p.
- Colin, A. 2014. Emissions et absorptions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier et au développement de la biomasse énergie en France aux horizons 2020 et 2030 - Tâches C et D. Contribution de l'IGN aux projections du puits de CO₂ dans la biomasse des forêts gérées de France métropolitaine en 2020 et 2030, selon différents scénarios d'offre de bois (*Rapport final, mars 2014 Convention MEDDE.DGEC / IGN n°2200682886*). IGN, Nancy (France), 55p.
- De Cara, S., Thomas, A. 2008. Projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020 (*Rapport final, Convention MAP-GES*). INRA, Paris, 194p.
- Dupouey, J.L., Dambrine, E., Laffite, J.D., Moares, C. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83, 2978–2984.
- FCBA, 2010. Note sur la prise en compte du stockage de carbone dans les produits dérivés du bois (*Compte-rendu de la Réunion du Groupe Méthodologie de la Plateforme ADEME AFNOR*). FCBA, Paris, 12p.
- FCBA, 2011. Perspectives de valorisation de la ressource de bois d'œuvre feuillus en France. *Rapport FCBA, Champs sur Marne, février 2011, 83p.*
- Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P., Colin, A., 2009. Évaluation des volumes de bois mobilisables à partir des données de l'IFN "nouvelle méthode". Actualisation 2009 de l'étude "biomasse disponible" de 2007 (*Rapport final, Convention Cemagref / IFN / DGFAR n°E 10 / 08 du 19 juin 2008 (IFN N°2008-CER-2-090)*). Irstea/Cemagref, Nogent/Vernisson (France), 62p.
- Haberl, H., Sprinz, D., Bonazountas, M., Cocco, P., Desaubies, Y., Henze, M., Hertel, O., Johnson, R.K., Kastrup, U., Laconte, P., Lange, E., Novak, P., Paavola, J., Reenberg, A., van den Hove, S., Vermeire, T., Wadhams, P., Searchinger, T., 2012. Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. *Energy Policy* 45, 18–23
- IFN, FCBA, SOLAGRO, 2009. Biomasse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie à l'horizon 2020 (Rapport final, Contrat n°0601C0134 avec l'ADEME). ADEME, Paris, 105p.
- Johnson, E., 2009. Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. *Environmental Impact Assessment Review* 29, 165–168
- Lamers, P., Junginger, M., 2013. The "debt" is in the detail: A synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7, 373–385
- Madignier, M.L., Benoit, G., Roy, C., 2014. Les contributions possibles de l'agriculture et de la forêt à la lutte contre le changement climatique (*Rapport du Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux No. CGAAER n°14056*). Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux, Paris, 51p.
- Mäkipää, R., Linkosalo, T., Komarov, A., Mäkelä, A., 2015. Mitigation of climate change with biomass harvesting in Norway spruce stands: are harvesting practices carbon neutral? *Canadian Journal of Forest Research* 45, 217–225
- Mathijs, E., Brunori, G., Carus, M., Griffon, M., Last, L., Gill, M., Koljonen, T., Lehoczky, E., Olesen, I., Potthast, A., 2015. Sustainable Agriculture, Forestry and Fisheries in the Bioeconomy - A Challenge for Europe (*Stand Committee on Agricultural Research - 4th Foresight Exercise*). Commission Européenne, Bruxelles, 153p
- ONF, 2015. Polémique autour du « carbone neutre » : quels leviers à la disposition des gestionnaires forestiers pour l'atténuation du changement climatique ? *Rendez-Vous Techniques*, 48-49: 48-52.
- Repo, A., Ahtikoski, A., Liski, J., 2015. Cost of turning forest residue bioenergy to carbon neutral. *Forest Policy and Economics* 57, 12–21

- 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, 611–616. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01169.x
- Searchinger, T., Hamburg, S.P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D.M., Likens, G.E., Lubowski, R.N., Oberssteiner, M., Oppenheimer, M., Robertson, G.P., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 2009. Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science* 326, 527–528
- Sedjo, R.A., Sohngen, B., Riddle, A., 2013. Wood Bioenergy and Land Use: A Challenge to the Searchinger Hypothesis. *Industrial Biotechnology* 9, 319–327
- Solagro, Oréade-Brèche, ISL, 2011. Facteur 4 - Agriculture et forêt (*Rapport final d'étude pour ADEME et MAAF*). ADEME, Paris, 153p.
- Walton, A., 2013. Provincial-Level Projection of the Current Mountain Pine Beetle Outbreak: Update of the infestation projection based on the Provincial Aerial Overview Surveys of Forest Health conducted from 1999 through 2012 and the BCMPB model (year 10). *Report, British Columbia Forest Service (Canada)*, 13p.
- Withers, M.R., Malina, R., Barrett, S.R.H., 2015. Carbon, climate, and economic breakeven times for biofuel from woody biomass from managed forests. *Ecological Economics* 112, 45–52

État et évolution du stock de carbone des sols forestiers

- Amelung, W., Brodowski, S., Sandhage-Hofmann, A. and Bol, R., 2008. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter, *Advances in Agronomy*. Academic Press, Burlington, pp. 155-250.
- Arantes, V. and Goodell, B. 2014. Current Understanding of Brown-Rot Fungal Biodegradation Mechanisms: A Review. In *Deterioration and Protection of Sustainable Biomaterials*, 3-21: American Chemical Society.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F. and Stengel, P. 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA Edition, Paris.
- Augusto, L., et al, 2002. "Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility." *Annals of Forest Science* 59(3): 233-253.
- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. and Augusto, L., 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5, p 10.
- Batjes, N. 2009. Harmonized soil profile data for applications at global and continental scales: updates to the WISE database. *Soil Use and Management* 25, 124-127.
- Balesdent et al., in prep. Contribution of deep soil organic matter to soil-atmosphere carbon exchange
- Baldock, J. A., Oades, J. M., Nelson, P. N., Skene, T. M., Golchin, A., & Clarke, P. 1997. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 1061-1083.
- Brooks, P. D., Grogan, P., Templer, P. H., Groffman, P., Öquist, M. G., and Schimel, J. 2011. Carbon and nitrogen cycling in snow-covered environments. *Geography Compass* 5.9, 682–699. doi: 10.1111/j.1749-8198.2011.00420.x.
- Brédoire, F., Nikitich, P., Barsukov, P.A., Derrien, D., Litvinov, A., Rieckh, H., Rusalimova, O., Zeller, B. and Bakker, M.R. 2015. Distributions of fine root length and mass with soil depth in natural ecosystems of southwestern Siberia. *Plant and Soil*, 1-21.
- Bird, M.I., Wynn, J.G., Saiz, G., Wurster, C. and McBeath, A. 2015. The Pyrogenic Carbon Cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 43, 273-298.
- Bensid, Z et al. 2015. "Status of soil organic matter of cedar stands in forest mountains of Belezma (Aures, Algeria)." *Research Journal of Forestry* 9(1), 6-21.
- Boca, A., et al. 2014. "Forest Overstory Effect on Soil Organic Carbon Storage: A Meta-analysis." *Soil Science Society of America Journal* 78, 35-47.
- Badeau, V., Dambrine, E., & Walter, C., 1999. Propriétés des sols forestiers français: Résultats du premier inventaire systématique. *Etude et gestion des sols*, 6(3), 165-180.

- Berg, B., Meentemeyer, V., 2002. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*, 242: 83-92.
- Burns, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub, M.N. and Zoppini, A., 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology & Biochemistry* 58, 216-234.
- Carvalhais, N., Forkel, M., Khomik, M., Bellarby, J., Jung, M., Migliavacca, M., Mu, M., Saatchi, S., Santoro, M., Thurner, M., Weber, U., Ahrens, B., Beer, C., Cescatti, A., Randerson, J.T. and Reichstein, M., 2014. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature* 514(7581), 213-217.
- Ciais, P. et al. in *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (eds Stocker, T. F. et al.) 465–570 (Cambridge Univ. Press, 2013).
- Chenu, C. and Plante, A., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex'. *European Journal of Soil Science* 57, 596–607.
- Christophel, D., et al. 2015. "Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps." *European Journal of Forest Research* 134(4), 623-640.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S. and Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6), 1781–2088
- Davidson, E.A. and Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173.
- Dar, J. A. and S. Somaiah. 2014. "Soil organic carbon stock assessment in two temperate forest types of western Himalaya of Jammu and Kashmir, India." *Forest Research: Open Access* 3(1): 114-114.
- Diaz-Pines, E., et al. 2011. "Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests?" *Forest Ecology and Management* 262(10): 1895-1904.
- Diaz-Pines, E., et al. 2011. "Aboveground soil C inputs in the ecotone between Scots pine and Pyrenean oak in Sierra de Guadarrama." *Forest Systems* 20(3): 485-495.
- De Marco, A., et al. 2013. "Soil C and N sequestration in organic and mineral layers of two coeval forest stands implanted on pyroclastic material (Mount Vesuvius, South Italy)." *Geoderma* 209–210: 128-135.
- Dang, Y., et al. 2014. "Climate and Land Use Controls on Soil Organic Carbon in the Loess Plateau Region of China." *Plos One* 9(5).
- De Brogniez, D., Ballabio, C., Stevens, A., Jones, R.J.A., Montanarella, L. and van Wesemael, B. 2015. A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science* 66(1), 121-134.
- Derrien, D., Plain, C., Courty, P.-E., Gelhaye, L., Moerdijk-Poortvliet, T.C.W., Thomas, F., Versini, A., Zeller, B., Koutika, L.S., Boschker, H.T.S. and Epron, D. 2014. Does the addition of labile substrate destabilise old soil organic matter? *Soil Biology & Biochemistry* 76, 149-160.
- Ekschmitt, K., Kandeler, E., Poll, C., Brune, A., Buscot, F., Friedrich, M., Gleixner, G., Hartmann, A., Kästner, M., Marhan, S., Miltner, A., Scheu, S. and Wolters, V. 2008. Soil-carbon preservation through habitat constraint and biological limitation on decomposer activity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 27-35.
- Fontaine, S., Mariotti, A. and Abbadie, L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry* 35(6), 837-843.
- Fontaine, S., Henault, C., Aamor, A., Bdioui, N., Bloor, J.M.G., Maire, V., Mary, B., Revalliot, S. and Maron, P.A. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology & Biochemistry* 43, 86-96.
- Falsone, G., et al. 2015. "Soil processes related to organic matter modifications following Douglas-fir mature reforestation." *Biology and Fertility of Soils* 51(3): 277-287.
- Froberg, M., et al. 2013. "Long-term effects of experimental fertilization and soil warming on dissolved organic matter leaching from a spruce forest in Northern Sweden." *Geoderma* 200: 172-179.

- Frey, S.D., Knorr, M., Parrent, J.L. and Simpson, R.T. 2004. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *Forest Ecology and Management* 196, 159-171.
- Grueneberg, E., Ziche, D. and Wellbrock, N. 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20(8), 2644-2662.
- Galka, B., et al. 2014. "Conversion of Norway spruce forests will reduce organic carbon pools in the mountain soils of SW Poland." *Geoderma* 213: 287-295.
- Gurmesa, G. A., et al. 2013. "Soil carbon accumulation and nitrogen retention traits of four tree species grown in common gardens." *Forest Ecology and Management* 309: 47-57.
- Gruba, P., Socha, J., Blonska, E. and Lasota, J. 2015. Effect of variable soil texture, metal saturation of soil organic matter (SOM) and tree species composition on spatial distribution of SOM in forest soils in Poland. *Science of the Total Environment* 521, 90-100.
- Guidi, C., et al. 2014. "Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions." *Plant and Soil* 385(1-2): 373-387.
- Haider, K., & Martin, J. P. 1975. Decomposition of specifically carbon-14 labeled benzoic and cinnamic acid derivatives in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 39(4), 657-662.
- Hatton, P.-J., Kleber, M., Zeller, B., Moni, C., Plante, A., Townsend, K., Lajtha, K. and Derrien, D. 2012. Transfer of a ¹⁵N litter label from the organic surface layer (O) to mineral-organic associations in the A-horizon: a decadal perspective. *Organic Geochemistry* 42, 1489-1501.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., & Midgley, B. M. 2013. 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.
- Jobbagy, E.G. and Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2), 423-436.
- Jeong, H.-M. 2013. "Litter Production and Soil Organic Carbon Dynamics of *Pinus densiflora*, *Quercus mongolica* and *Robinia pseudo-acacia* Forests in Mt. Nam." *Korean Journal of Environmental Biology* 31(2): 87-95.
- Janssens, I.A., Dieleman, W., Luysaert, S., Subke, J.-A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Grace, J., Matteucci, G., Papale, D., Piao, S.L., Schulze, E.-D., Tang, J. and Law, B.E., 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature geoscience* 3, 315-322.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K. and Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137(3-4), 253-268.
- Kleber, M. and Johnson, M.G., 2010. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. *Advances in Agronomy* 106, 77-142.
- Kuz'yakov, Y. 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1363-1371.
- Kotroczo, Z., et al. 2014. "Influence of temperature and organic matter content on soil respiration in a deciduous oak forest." *Eurasian Journal of Soil Science* 3(4): 303-310.
- Lehmann, J. and Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lin, H. (2011). Three principles of soil change and pedogenesis in time and space. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2049-2070.
- Lutfalla, S., 2015. Long-term persistence of soil organic matter: chemical characterization and mineralogical control, Université de Paris-Saclay, 197 pp.
- Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220(1-3), 242-258.
- Lu, N., et al. 2013. "Soil organic carbon dynamics of black locust plantations in the middle Loess Plateau area of China." *Biogeosciences* 10(11): 7053-7063.
- Lajtha, K., et al. 2014. "Litter and Root Manipulations Provide Insights into Soil Organic Matter Dynamics and Stability." *Soil Science Society of America Journal* 78: S261-S269.

- Letten, S., et al. 2005. "Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990." *Global Change Biology* 11(12): 2128-2140
- Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L. and Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences* 8, 1053-1065.
- Meersmans, J., Martin, M.P., Lacarce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N.P.A., Bispo, A. and Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon, *Agronomy for sustainable development*. Springer Verlag, pp. 841-851.
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B. and Kästner, M., 2012. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111, 41-55.
- Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L. and Wiesenberg, G.L.B., 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 91-110.
- Mikutta, R., Kleber, M., Torn, M. and Jahn, R., 2006. Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry* 77, 25-56.
- Maraseni, T. N. and Pandey, S. S. 2014. "Can vegetation types work as an indicator of soil organic carbon? An insight from native vegetations in Nepal." *Ecological Indicators* 46: 315-322.
- Maly, S., et al. 2014. "The relationships among microbial parameters and the rate of organic matter mineralization in forest soils, as influenced by forest type." *Pedobiologia* 57(4-6): 235-244.
- Nussbaum, M., Papritz, A., Baltensweiler, A. and Walthert, L., 2014. Estimating soil organic carbon stocks of Swiss forest soils by robust external-drift kriging. *Geoscientific Model Development* 7(3), 1197-1210.
- Norby, R. J., Warren, J. M., Iversen, C. M., Medlyn, B. E., & McMurtrie, R. E. 2010. CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(45), 19368-19373.
- Novák, T. J., et al. 2014. "Soil and vegetation transformation in abandoned vineyards of the Tokaj Nagy-Hill, Hungary." *Catena* 123: 88-98.
- Oren, R., Ellsworth, D.S., Johnsen, K.H., Phillips, N., Ewers, B.E., Maier, C., Schäfer, K.V.R., McCarthy, H., Hendrey, G., McNulty, S.G. and Katul, G.G., 2001. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature* 411, 469-472.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Philips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S.L., Rautiainen, A., Sitch, S. and Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045), 988-993.
- Ponge, J.-F., 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 935-945.
- Ponge, J.-F., 2013. Plant-soil feedbacks mediated by humus forms: A review. *Soil Biology & Biochemistry* 57, 1048-1060
- Prescott, C. E. and Grayston, S. J. 2013. "Tree species influence on microbial communities in litter and soil: Current knowledge and research needs." *Forest Ecology and Management* 309: 19-27.
- Prietzl, J. and Christophel, D., 2014. Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma* 221, 28-39.
- Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101(1-3), 133-149.
- Ponette, Q., Ulrich, E., Brêthes, A., Bonneau, M., Lanier, M., 1997. RENECOFOR - Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau, campagne de mesures 1993/95. Editeur : Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques, ISBN 2 - 84207 - 100 - X, 427 p.
- Parker, J. L., et al. 2001. "Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen." *Soil Science Society of America Journal* 65(4): 1248-1255.
- Reich, P. B., Hobbie, S. E., Lee, T., Ellsworth, D. S., West, J. B., Tilman, D. & Trost, J. 2006. Nitrogen limitation constrains sustainability of ecosystem response to CO₂. *Nature*, 440(7086), 922-925.

- Rial, M., Cortizas, A.M. and Rodriguez-Lado, L., 2016. Mapping soil organic carbon content using spectroscopic and environmental data: A case study in acidic soils from NW Spain. *The Science of the total environment* 539, 26-35.
- Salleles, J., 2014. Étude du devenir de l'azote dérivé des litières dans le sol et dans l'arbre sur le moyen terme dans les forêts de hêtres par traçage isotopique et modélisation., Université de Lorraine, 90 pp.
- Sanchez, P. A., Ahamed, S., Carré, F., Hartemink, A. E., Hempel, J., Huising, J., ... & Minasny, B., 2009. Digital soil map of the world. *Science*, 325(5941), 680-681.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberg, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, M., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S. and Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.
- Stevenson, F. J., 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons.
- Sutton, R., & Sposito, G., 2005. Molecular structure in soil humic substances: the new view. *Environmental Science & Technology*, 39(23), 9009-9015.
- Sollins, P., Swanston, C., Kleber, M., Filley, T., Kramer, M., Crow, S., Caldwell, B.A., Lajtha, K. and Bowden, R., 2006. Organic C and N stabilization in a forest soil: Evidence from density fractionation. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 3313-3324.
- Sollins, P., Homann, P., & Caldwell, B. A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1), 65-105.
- Schulp, C. J. E., et al. (2008). "Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories." *Forest Ecology and Management* 256(3): 482-490.
- Song, X., et al. (2014). "Chinese Grain for Green Program led to highly increased soil organic carbon levels: a meta-analysis." *Scientific Reports* 4(4460): srep04460-srep04460.
- Shi, S., et al. (2013). "A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils." *Forest Ecology and Management* 296: 53-63.
- Swanston, C., et al. (2004). "Long-term effects of elevated nitrogen on forest soil organic matter stability." *Biogeochemistry* 70(2): 227-250.
- Schrumpf, M., et al. (2011). "How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories?" *Biogeosciences* 8(5): 1193-1212.
- Thevenot, M., Dignac, M.F. and Rumpel, C., 2010. Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 1200-1211.
- Trumbore, S.E. and Czimczik, C.I., 2008. An uncertain future for soil carbon. *Science* 321, 1455-1456.
- Tonitto, C., et al. (2014). "The effect of nitrogen addition on soil organic matter dynamics: a model analysis of the Harvard Forest Chronic Nitrogen Amendment Study and soil carbon response to anthropogenic N deposition." *Biogeochemistry* 117(2-3): 431-454.
- Ulrich, E., 1995. Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française*, 47, 2 : 107-124.
- Ulrich, E., Croisé, L., Lanier, A., Brêthes, A., Cecchini, S., 2009. RENECOFOR - Manuel de référence n° 4 pour l'échantillonnage des sols et des litières en grappes et la préparation des échantillons, 3ème version. Editeur : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, Département Recherche, 41 p.
- Von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E. and Guggenberg, G., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57(4), 426-444.
- Wiesmeier, M., et al. (2013). "Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) - Implications for carbon sequestration." *Forest Ecology and Management* 295: 162-172.
- Zhou, Y., Stuart-Williams, H., Grice, K., Kayler, Z. E., Zavadlav, S., Vogts, A., ... & Gessler, A. 2015. Allocate carbon for a reason: Priorities are reflected in the 13 C/12 C ratios of plant lipids synthesized via three independent biosynthetic pathways. *Phytochemistry*, 111, 14-20.
- Zhang, Y.-Q., et al. (2013). "Soil Organic Carbon Accumulation in Arid and Semiarid Areas after Afforestation: a Meta-Analysis." *Polish Journal of Environmental Studies* 22(2): 611-620.

Zhang, Y., et al. (2013). "Variations of carbon stock with forest types in subalpine region of southwestern China." *Forest Ecology and Management* 300: 88-95.

Estimation des stocks dans la biomasse ligneuse et les produits

Brown, S.L., Schroeder, P.E., 1999. Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern US forests. *Ecological Applications* 9, 968–980.

Brown, S., 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental pollution* 116, 363–372.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20, 3177–3190

Cienciala, E., Tomppo, E., Snorrason, A., Broadmeadow, M., Colin, A., Dunger, K., Exnerova, Z., Lasserre, B., Petersson, H., Priwitzer, T., Sanchez, G., Stahl, G., 2008. Preparing emission reporting from forests: use of National Forest Inventories in European countries. *Silva Fennica* 42, 73–88.

Colin, A., 2014. Emissions et absorptions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier et au développement de la biomasse énergie en France aux horizons 2020 et 2030 - Tâches C et D. Contribution de l'IGN aux projections du puits de CO₂ dans la biomasse des forêts gérées de France métropolitaine en 2020 et 2030, selon différents scénarios d'offre de bois (*Rapport final, mars 2014 Convention MEDDE.DGEC / IGN n°2200682886*). IGN, Nancy (France), 55p.

Dassot, M., Colin, A., Santenoise, P., Fournier, M., Constant, T., 2012. Terrestrial laser scanning for measuring the solid wood volume, including branches, of adult standing trees in the forest environment. *Computers and Electronics in Agriculture* 89, 86–93.

Dupouey, J.L., Pignard, G., Badeau, V., Thimonier, A., Dhôte, J.F., Nepveu, G., Bergès, L., Augusto, L., Belkacem, S., Nys, C., 2000. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Revue Forestière Française* 52, 139–154.

Dupouey, J.-L., Pignard, G., Hamza, N., Dhôte, J.-F., 2010. Estimating carbon stocks and fluxes in forest biomass: 2. Application to the French case based upon National Forest Inventory data (chapter 5), in: *Forests, Carbon Cycle and Climate Change*. éd. Loustau D., Paris, pp. 101–129.

Dupouey J.L., 2002. Estimation de la densité du bois pour les espèces ligneuses de la flore de France à partir d'une synthèse bibliographique. *Rapport interne, INRA Champenoux (France), novembre 2002, 14p.*

FCBA, 2012. Carbone Forêt-Bois : des faits et des chiffres. *Document interne, mai 2012, 27p.*

FCBA, 2008. Carbone stocké dans les produits bois - Conception d'une méthodologie de quantification des variations de stock dans les produits du bois répondant aux exigences du GIEC et application à l'année 2005 pour un rapportage volontaire dans le cadre de la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique. *Rapport final de la Convention FCBA-MAP n°G13-2007, FCBA, Paris, 87p.*

Gregoire, T.G., Stahl, G., Næsset, E., Gobakken, T., Nelson, R., Holm, S., 2011. Model-assisted estimation of biomass in a LiDAR sample survey in Hedmark County, Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 83–95

Joosten, R., Schumacher, J., Wirth, C., Schulte, A., 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management* 189, 87–96.

Lehtonen, A., Mäkipää, R., Heikkinen, J., Sievänen, R., Liski, J., 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188, 211–224.

Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P., Mäkipää, R., 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63, 687–697

- Longuetaud, F., Santenoise, P., Mothe, F., Senga Kiessé, T., Rivoire, M., Saint-André, L., Ognouabi, N., Deleuze, C., 2013. Modeling volume expansion factors for temperate tree species in France. *Forest Ecology and Management* 292, 111–121.
- Loustau, D., Bosc, A., Colin, A., Ogée, J., Davi, H., François, C., Dufrêne, E., Déqué, M., Cloppet, E., Arrouays, D., Le Bas, C., Saby, N., Pignard, G., Hamza, N., Granier, A., Bréda, N., Ciais, P., Viovy, N., Delage, F., 2005.
- Löwe, H., Seufert, G., Raes, F., 2000. Comparison of methods used within Member States for estimating CO₂ emissions and sinks according to UNFCCC and EU Monitoring Mechanism: forest and other wooded land. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement* 4, 315–319.
- Mäkelä, A., Valentine, H.T., 2006. Crown ratio influences allometric scaling in trees. *Ecology* 87, 2967–2972.
- Miles, P.D., Smith, W.B., 2009. Specific Gravity and Other Properties of Wood and Bark for 156 Tree Species Found in North America. USDA-Forest Service, Research Note NRS-38, Newton Square (PA), USA, 39p.
- Oudin A., 1930. Vues d'ensemble sur l'organisation en France des recherches de sylviculture et d'économie forestière - Les méthodes. *Annales de l'École Nationale des Eaux et Forêts* 3, fascicule 2.
- Parresol, B.R., 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest science* 45, 573–593.
- Saint-André, L., Vallet, P., Pignard, G., Dupouey, J.-L.J.-L., Colin, A., Loustau, D., Le Bas, C., Meredieu, C., Caraglio, Y., Porté, A., Hamza, N., Cazin, A., Nouvellon, Y., Dhôte, J.-F., 2010. Estimating carbon stocks in forest stands: 1. Methodological developments. In: « *Forests, Carbon Cycle and Climate Change* ». éd. Loustau D., Paris, pp. 79–100.
- Seidel, D., Albert, K., Fehrmann, L., Ammer, C., 2012. The potential of terrestrial laser scanning for the estimation of understory biomass in coppice-with-standard systems. *Biomass and Bioenergy*
- Shinozaki K., Yoda K., Hozumi K., Kira T., 1964. A quantitative analysis of plant form: the pipe model theory. I. Basic analyses. *Japanese Journal of Ecology*, 14:97–105
- Skovsgaard, J.P., Stupak, I., Vesterdal, L., 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470–488
- Ter-Mikaelian, M.T., Korzukhin, M., 1997. Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97, 1–24.
- Vallet, P., Dhôte, J.F., Le Moguédec, G., Ravart, M., Pignard, G., 2006. Development of total aboveground volume equations for seven important forest tree species in France. *Forest ecology and management* 229, 98–110. doi:10.1016/j.foreco.2006.03.013
- Vallet, P., 2005. Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction "puits de carbone" des peuplements forestiers - Modélisation et simulation à l'échelle de la parcelle. *Thèse de Doctorat, AgroParisTech, Nancy (France), 208p.*
- Vastaranta, M., Wulder, M.A., White, J.C., Pekkarinen, A., Tuominen, S., et al., 2013. Airborne laser scanning and digital stereo imagery measures of forest structure: comparative results and implications to forest mapping and inventory update. *Can. J. Remote Sensing* 39, 1–14. doi:0.5589/m13-046
- Vilén, T., Cienciala, E., Schelhaas, M.J., Verkerk, P.J., Lindner, M., Peltola, H., 2016. Increasing carbon sinks in European forests: effects of afforestation and changes in mean growing stock volume. *Forestry* 89, 82–90. doi:10.1093/forestry/cpv034
- Xiao, C.W., Ceulemans, R., 2004. Allometric relationships for below-and aboveground biomass of young Scots pines. *Forest ecology and management* 203, 177–186.
- Zhang, Y., Borders, B.E., 2004. Using a system mixed-effects modeling method to estimate tree compartment biomass for intensively managed loblolly pines—an allometric approach. *Forest Ecology and Management* 194, 145–157.
- Zianis, D., Mencuccini, M., 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management* 187, 311–332.
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R., Mencuccini, M., 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe, *Silva Fennica Monographs*. Finnish Society of Forest Science, Finnish Forest Research Institute.

Coefficients de substitution bois-énergie et bois-matériaux

- Lamlom, S.H.; Savidge, R.A., 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass & Bioenergy*, 25 (4): 381-388
- Lauk, C.; Haberl, H.; Erb, K.H.; Gingrich, S.; Krausmann, F., 2012. Global socioeconomic carbon stocks in long-lived products 1900-2008. *Environmental Research Letters*, 7 (3): 10
- Lippke, B.; Gustafson, R.; Venditti, R.; Steele, P.; Volk, T.A.; Oneil, E.; Johnson, L.; Puettmann, M.E.; Skog, K., 2012. Comparing Life-Cycle Carbon and Energy Impacts for Biofuel, Wood Product, and Forest Management Alternatives. *Forest Products Journal*, 62 (4): 247-257
- Lippke, B.; Puettmann, M.E.; Johnson, L.; Gustafson, R.; Venditti, R.; Steele, P.; Katers, J.F.; Taylor, A.; Volk, T.A.; Oneil, E.; Skog, K.; Budsberg, E.; Daystar, J.; Caputo, J., 2012. Carbon Emission Reduction Impacts from Alternative Biofuels. *Forest Products Journal*, 62 (4): 296-304.
- Lippke, B.; Wilson, J.; Meil, J.; Taylor, A., 2010. Characterizing the importance of carbon stored in wood products. *Wood and Fiber Science*, 42: 5-14
- Lippke, B.; Wilson, J.; Perez-Garcia, J.; Bowyer, J.; Meil, J., 2004. CORRIM: Life-cycle environmental performance of renewable building materials. *Forest Products Journal*, 54 (6): 8-19. <GO to ISI>://WOS:000222145800004
- McKinley, D. C., Ryan, M. G., Birdsey, R. A., Giardina, C. P., Harmon, M. E., Heath, L. S., ... Skog, K. E. (2011). A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications*, 21(6), 1902–1924.
- Matthews R. W., Robertson K., Marland G. & Marland E. (2007) Carbon in Wood Products and Product Substitution. In: • P.H.Freer-Smith, M.S.J. Broadmeadow & J.M. , J. M. Forestry and Climate Change, 91-104
- Oliver C.D., Nedal N., Lippke B., McCarter J. (2014) Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests, *Journal of Sustainable Forestry*, 33:3, 248-275
- Pingoud, K.; Ekholm, T.; Savolainen, I., 2012. Global warming potential factors and warming payback time as climate indicators of forest biomass use. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17 (4): 369-386
- Pingoud, K.; Pohjola, J.; Valsta, L., 2010. Assessing the Integrated Climatic Impacts of Forestry and Wood Products. *Silva Fennica*, 44 (1): 155-175
- Puettmann, M.E.; Lippke, B., 2012. Woody Biomass Substitution for Thermal Energy at Softwood Lumber Mills in the US Inland Northwest. *Forest Products Journal*, 62 (4): 273-279
- Raymer, A.K.P., 2006. A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass & Bioenergy*, 30 (7): 605-617
- Sathre, R.; O'Connor, J., 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*, 13 (2): 104-114
- Sathre, R. & O'connor, J. (2010). A synthesis of research on wood products and greenhouse gas impacts. 2nd edition. Technical report n° TR-19R, FPInnovation, 123 pages.
- Werner, F.; Taverna, R.; Hofer, P.; Richter, K., 2006. Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic Change*, 74 (1-3): 319-347.

Application de modèles à base de processus pour des prospectives climat-gestion

- Battaglia, M. and P. J. Sands., 1998. "Process-based forest productivity models and their application in forest management." *Forest Ecology and Management* 102(1): 13-32.
- Battaglia, M., E. A. Pinkard, P. J. Sands, J. L. Bruce and A. Quentin., 2011. "Modelling the impact of defoliation and leaf damage on forest plantation function and production." *Ecological Modelling* 222(17): 3193-3202.
- Battaglia, M., P. Sands, D. White and D. Mummery., 2004. "CABALA: a linked carbon, water and nitrogen model of forest growth for silvicultural decision support." *Forest Ecology and Management* 193(1-2): 251-282.

- Bellassen, V., G. Le Maire, J. F. Dhote, P. Ciais and N. Viovy (2010). "Modelling forest management within a global vegetation model Part 1: Model structure and general behaviour." *Ecological Modelling* 221(20): 2458-2474.
- Bellassen, V., G. le Maire, O. Guin, J. F. Dhote, P. Ciais and N. Viovy (2011). "Modelling forest management within a global vegetation model-Part 2: Model validation from a tree to a continental scale." *Ecological Modelling* 222(1): 57-75.
- Bergh, J., M. Freeman, B. Sigurdsson, S. Kellomaki, K. Laitinen, S. Niinisto, H. Peltola and S. Linder (2003). "Modelling the short-term effects of climate change on the productivity of selected tree species in Nordic countries." *Forest Ecology and Management* 183(1-3): 327-340.
- Bohn, F. J., K. Frank and A. Huth (2014). "Of climate and its resulting tree growth: Simulating the productivity of temperate forests." *Ecological Modelling* 278: 9-17..
- Bugmann, H., R. Grote, P. Lasch, M. Lindner and F. Suckow (1997). A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning. *Impacts of Global Change of Tree Physiology and Forest Ecosystem*, . G. M. J. Mohren, K. Kramer and S. Sabate. Ecosystem, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands: 225-261.
- Cameron, D. R., M. Van Oijen, C. Werner, K. Butterbach-Bahl, R. Grote, E. Haas, G. B. M. Heuvelink, R. Kiese, J. Kros, M. Kuhnert, A. Leip, G. J. Reinds, H. I. Reuter, M. J. Schelhaas, W. De Vries and J. Yeluripati (2013). "Environmental change impacts on the C- and N-cycle of European forests: a model comparison study." *Biogeosciences* 10(3): 1751-1773.
- Deckmyn, G., B. Mali, H. Kraigher, N. Torelli, M. Op de Beeck and R. Ceulemans (2009). "Using the Process-based Stand Model ANAFORE Including Bayesian Optimisation to Predict Wood Quality and Quantity and Their Uncertainty in Slovenian Beech." *Silva Fennica* 43(3): 523-534.
- Deckmyn, G., H. Verbeeck, M. O. de Beeck, D. Vansteenkiste, K. Steppe and R. Ceulemans (2008). "ANAFORE: A stand-scale process-based forest model that includes wood tissue development and labile carbon storage in trees." *Ecological Modelling* 215(4): 345-368.
- Deckmyn, G., M. Campioli, B. Muys and H. Kraigher (2011). "Simulating C cycles in forest soils: Including the active role of micro-organisms in the ANAFORE forest model." *Ecological Modelling* 222(12): 1972-1985.
- Deckmyn, G., M. O. de Beeck, M. Loew, C. Then, H. Verbeeck, P. Wipfler and R. Ceulemans (2007). "Modelling ozone effects on adult beech trees through simulation of defence, damage, and repair costs: Implementation of the CASIROZ ozone model in the ANAFORE forest model." *Plant Biology* 9(2): 320-330.
- Dufrene, E., H. Davi, C. Francois, G. le Maire, V. Le Dantec and A. Granier (2005). "Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE." *Ecological Modelling* 185(2-4): 407-436.
- Fischlin, A., H. Bugmann and D. Gyalistras (1995). "SENSITIVITY OF A FOREST ECOSYSTEM MODEL TO CLIMATE PARAMETRIZATION SCHEMES." *Environmental Pollution* 87(3): 267-282.
- Fontes, L., J. D. Bontemps, H. Bugmann, M. Van Oijen, C. Gracia, K. Kramer, M. Lindner, T. Roetzer and J. P. Skovsgaard (2010). "Models for supporting forest management in a changing environment." *Forest Systems* 19: 8-29.
- Ge, Z. M., S. Kellomaki, X. Zhou, K. Y. Wang, H. Peltola, H. Vaisanen and H. Strandman (2013). "Effects of climate change on evapotranspiration and soil water availability in Norway spruce forests in southern Finland: an ecosystem model based approach." *Ecohydrology* 6(1): 51-63.
- Ge, Z.-M., S. Kellomaki, H. Peltola, X. Zhou, K.-Y. Wang and H. Vaisanen (2011). "Effects of varying thinning regimes on carbon uptake, total stem wood growth, and timber production in Norway spruce (*Picea abies*) stands in southern Finland under the changing climate." *Annals of Forest Science* 68(2): 371-383.
- Ge, Z.-M., S. Kellomäki, H. Peltola, X. Zhou, K.-Y. Wang and H. Väisänen (2011). "Impacts of changing climate on the productivity of Norway spruce dominant stands with a mixture of Scots pine and birch in relation to water availability in southern and northern Finland." *Tree Physiology* 31(3): 323-338.

- Gehring, E., G. B. Pezzatti, P. Krebs, S. Mazzoleni and M. Conedera (2015). "On the applicability of the pipe model theory on the chestnut tree (*Castanea sativa* Mill.)." *Trees-Structure and Function* 29(2): 321-332.
- Gracia, C. A., S. Sabate and E. Tello (1997). Modelling the responses to climate change of a Mediterranean forest managed at different thinning intensities: effects on growth and water fluxes.
- Granier, A., A. Bosc, J. Kumari, J.-M. Carnus, V. Moreaux, T. Rabemanantsoa, D. Loustau, M.-L. Desprez-Loustau, V. Badeau, E. Gritti, R. Rabastens, D. Piou, B. marçais, P. Peylin, T. Bélouard, A. Roques, C. Robinet, C. Le Bas, M. Martin and D. Arrouays (2013). FAST - Analyse et Spatialisation de scénario intégré de changement global sur la Forêt Française. : 97-112.
- Kirschbaum, M. U. F. (1999). "CenW, a forest growth model with linked carbon, energy, nutrient and water cycles." *Ecological Modelling* 118(1): 17-59.
- Kirschbaum, M. U. F. and K. I. Paul (2002). "Modelling C and N dynamics in forest soils with a modified version of the CENTURY model." *Soil Biology & Biochemistry* 34(3): 341-354.
- Kirschbaum, M. U. F. and M. S. Watt (2011). "Use of a process-based model to describe spatial variation in *Pinus radiata* productivity in New Zealand." *Forest Ecology and Management* 262(6): 1008-1019.
- Kirschbaum, M. U. F., B. E. Medlyn, D. A. King, S. Pongracic, D. Murty, H. Keith, P. K. Khanna, P. Snowdon and R. J. Raison (1998). "Modelling forest-growth response to increasing CO₂ concentration in relation to various factors affecting nutrient supply." *Global Change Biology* 4(1): 23-41.
- Kirschbaum, M. U. F., M. S. Watt, A. Tait and A.-G. E. Ausseil (2012). "Future wood productivity of *Pinus radiata* in New Zealand under expected climatic changes." *Global Change Biology* 18(4): 1342-1356
- Kramer, K., I. Leinonen and D. Loustau (2000). "The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview." *International Journal of Biometeorology* 44(2): 67-75.
- Kramer, K., I. Leinonen, H. H. Bartelink, P. Berbigier, M. Borghetti, C. Bernhofer, E. Cienciala, A. J. Dolman, O. Froer, C. A. Gracia, A. Granier, T. Grunwald, P. Hari, W. Jans, S. Kellomaki, D. Loustau, F. Magnani, T. Markkanen, G. Matteucci, G. M. J. Mohren, E. Moors, A. Nissinen, H. Peltola, S. Sabate, A. Sanchez and M. Sontag (2002). "Evaluation of six process-based forest growth models using eddy-covariance measurements of CO₂ and H₂O fluxes at six forest sites in Europe." *Global Change Biology* 8(3): 213-230.
- Landsberg, J. J. and R. H. Waring (1997). "A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning." *Forest Ecology and Management* 95(3): 209-228.
- Lasch, P., F.-W. Badeck, F. Suckow, M. Lindner and P. Mohr (2005). - 207(- 1-2): - 74.
- Lasch-Born, P., F. Suckow, M. Gutsch, C. Reyer, Y. Hauf, A. Murawski and T. Pilz (2015). "Forests under climate change: potential risks and opportunities." *Meteorologische Zeitschrift* 24(2): 157-172.
- Le Maire, G., N. Delpierre, M. Jung, P. Ciais, M. Reichstein, N. Viovy, A. Granier, A. Ibrom, P. Kolari, B. Longdoz, E. J. Moors, K. Pilegaard, S. Rambal, A. D. Richardson and T. Vesala (2010). "Detecting the critical periods that underpin interannual fluctuations in the carbon balance of European forests." *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 115.
- Londero, E. K., M. V. Schumacher, D. A. Szymczak and E. F. Araujo (2015). "CALIBRATION OF MODEL 3-PG FOR *Eucalyptus saligna* IN THE REGION OF GUAIBA, RIO GRANDE DO SUL STATE." *Ciencia Florestal* 25(2): 293-305.
- Loustau, D., A. Bosc, C. Moisy, P. Trichet, C. Chipeaux, T. Rabemanantsoa, C. Jolivet, P. Ciais and V. Moreaux (2013). Past and future changes in water and carbon fluxes in temperate managed Pine forests from Southern France : attribution to climate, management and biophysical drivers. AGU Annual Assembly, 2013, San Francisco, USA.
- Loustau, D., V. Moreaux, A. Bosc, P. Trichet, J. Kumari, T. Rabemanantsoa, J. Balesdent, C. Jolivet, B. E. Medlyn, S. Cavaignac and N. Nguyen-The (2012). A climate sensitive model of carbon transfer through atmosphere, vegetation and soil in managed forest ecosystems. AGU Annual Assembly, 2012, San Francisco, USA.

- Loustau, D., V. Moreaux, D. Picart, S. Lafont, J.-P. Lagouarde, F. Benest and A. Bosc (2014). Intensification effects on the energy, water and carbon balance of managed forests. Annual Assembly of the European Geophysical Union. Vienna.
- Loustau, D., Moreaux, V., Bosc, A., Trichet, P., Kumari, J., Rabemanantsoa, T., Balesdent, J., Jolivet, C., Medlyn, B.E., Cavaignac, S., Nguyen-The, N., 2012. A climate sensitive model of carbon transfer through atmosphere, vegetation and soil in managed forest ecosystems. *Presented at the American Geophysical Union, Fall Meeting 2012.*
- Luysaert, S., M. Jammet, P. C. Stoy, S. Estel, J. Pongratz, E. Ceschia, G. Churkina, A. Don, K. Erb, M. Ferlicoq, B. Gielen, T. Gruenwald, R. A. Houghton, K. Klumpp, A. Knohl, T. Kolb, T. Kuemmerle, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, M. J. McGrath, P. Meyfroidt, E. J. Moors, K. Naudts, K. Novick, J. Otto, K. Pilegaard, C. A. Pio, S. Rambal, C. Rebmann, J. Ryder, A. E. Suyker, A. Varlagin, M. Wattenbach and A. J. Dolman (2014). "Land management and land-cover change have impacts of similar magnitude on surface temperature." *Nature Climate Change* 4(5): 389-393.
- Mahecha, M. D., M. Reichstein, M. Jung, S. I. Seneviratne, S. Zaehle, C. Beer, M. C. Braakhekke, N. Carvalhais, H. Lange, G. Le Maire and E. Moors (2010). "Comparing observations and process-based simulations of biosphere-atmosphere exchanges on multiple timescales." *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 115.
- Makipaa, R., T. Linkosalo, A. Komarov and A. Makela (2015). "Mitigation of climate change with biomass harvesting in Norway spruce stands: are harvesting practices carbon neutral?" *Canadian Journal of Forest Research* 45(2): 217-225.
- Mercado, L. M., N. Bellouin, S. Sitch, O. Boucher, C. Huntingford, M. Wild and P. M. Cox (2009). "Impact of changes in diffuse radiation on the global land carbon sink." *Nature* 458(7241): 1014-U1087.
- Milne, R. and M. Van Oijen (2005). "A comparison of two modelling studies of environmental effects on forest carbon stocks across Europe." *Annals of Forest Science* 62(8): 911-923.
- Mohren, G. M. J., H. H. Bartelink, K. Kramer, F. Magnani, S. Sabaté and D. Loustau (2000). Modelling long-term effects of CO₂ increase and climate change on European forests, with emphasis on ecosystem carbon budgets. Forest ecosystem modelling, upscaling and remote sensing. R. J. M. "Ceulemans, F. Veroustraete, V. Gond and J. B. H. F. Van_Rensbergen. The Hague, The Netherlands, SPB Academic Publishing bv: 179-192.
- Morales, P., M. T. Sykes, I. C. Prentice, P. Smith, B. Smith, H. Bugmann, B. Zierl, P. Friedlingstein, N. Viovy, S. Sabate, A. Sanchez, E. Pla, C. A. Gracia, S. Sitch, A. Arneth and J. Ogee (2005). "Comparing and evaluating process-based ecosystem model predictions of carbon and water fluxes in major European forest biomes." *Global Change Biology* 11(12): 2211-2233.
- Moreaux, V. (2012). Observation et modélisation des échanges d'énergie et de masse de jeunes peuplements forestiers du Sud-Ouest de la France. Ecole Doctorale 304 "Sciences et Environnements", Thématique "Physique de l'Environnement". Bordeaux, Université de Bordeaux-1. Ph. D.thesis.: 262 pages.
- Nadal Sala, D., S. Sabate and C. Gracia (2013). "GOTILWA+: a process-based model that evaluates the effects of climate change on forests and explores forest management options for its mitigation." *Ecosistemas* 22(3): 29-36.
- Pussinen, A., G. J. Nabuurs, H. J. J. Wieggers, G. J. Reinds, G. W. W. Wamelink, J. Kros, J. P. Mol-Dijkstra and W. de Vries (2009). "Modelling long-term impacts of environmental change on mid- and high-latitude European forests and options for adaptive forest management." *Forest Ecology and Management* 258(8): 1806-1813
- Reyer, C. (2015). "Forest Productivity Under Environmental Change—a Review of Stand-Scale Modeling Studies." *Current Forestry Reports* 1(2): 53-68.
- Reyer, C., P. Lasch-Born, F. Suckow, M. Gutsch, A. Murawski and T. Pilz (2014). "Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide." *Annals of Forest Science* 71(2): 211-225.
- Running, S. W. (1994). "TESTING FOREST-BGC ECOSYSTEM PROCESS SIMULATIONS ACROSS A CLIMATIC GRADIENT IN OREGON." *Ecological Applications* 4(2): 238-247.

- Running, S. W. and S. T. Gower (1991). "FOREST-BGC, A GENERAL-MODEL OF FOREST ECOSYSTEM PROCESSES FOR REGIONAL APPLICATIONS .2. DYNAMIC CARBON ALLOCATION AND NITROGEN BUDGETS." *Tree Physiology* 9(1-2): 147-160.
- Running, S. W., R. R. Nemani, D. L. Peterson, L. E. Band, D. F. Potts, L. L. Pierce and M. A. Spanner (1989). "MAPPING REGIONAL FOREST EVAPOTRANSPIRATION AND PHOTOSYNTHESIS BY COUPLING SATELLITE DATA WITH ECOSYSTEM SIMULATION." *Ecology* 70(4): 1090-1101.
- Sabate, S., C. A. Gracia and A. Sanchez (2002). "Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region." *Forest Ecology and Management* 162(1): 23-37.
- Schmid, S., E. Thuerig, E. Kaufmann, H. Lischke and H. Bugmann (2006). "Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison." *Forest Ecology and Management* 237(1-3): 65-82.
- Schumacher, S. and H. Bugmann (2006). "The relative importance of climatic effects, wildfires and management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps." *Global Change Biology* 12(8): 1435-1450.
- Schumacher, S., B. Reineking, J. Sibold and H. Bugmann (2006). "Modeling the impact of climate and vegetation on fire regimes in mountain landscapes." *Landscape Ecology* 21(4): 539-554.
- Simioni, G., P. Ritson, M. U. F. Kirschbaum, J. McGrath, I. Dumbrell and B. Copeland (2009). "The carbon budget of *Pinus radiata* plantations in south-western Australia under four climate change scenarios." *Tree Physiology* 29(9): 1081-1093
- Subramanian, N., P. E. Karlsson, J. Bergh and U. Nilsson (2015). "Impact of Ozone on Sequestration of Carbon by Swedish Forests under a Changing Climate: A Modeling Study." *Forest Science* 61(3): 445-457.
- Valentine, H. T. and A. Mäkelä (2005). "Bridging process-based and empirical approaches to modeling tree growth." *Tree Physiology* 25(7): 769-779.
- Van Oijen, M., C. Reyer, F. J. Bohn, D. R. Cameron, G. Deckmyn, M. Flechsig, S. Harkonen, F. Hartig, A. Huth, A. Kiviste, P. Lasch, A. Makela, T. Mette, F. Minunno and W. Rammer (2013). "Bayesian calibration, comparison and averaging of six forest models, using data from Scots pine stands across Europe." *Forest Ecology and Management* 289: 255-268.
- Van Oijen, M., D. R. Cameron, K. Butterbach-Bahl, N. Farahbakhshazad, P. E. Jansson, R. Kiese, K. H. Rahn, C. Werner and J. B. Yeluripati (2011). "A Bayesian framework for model calibration, comparison and analysis: Application to four models for the biogeochemistry of a Norway spruce forest." *Agricultural and Forest Meteorology* 151(12): 1609-1621.
- Van Oijen, M., J. Balkovi, C. Beer, D. R. Cameron, P. Ciais, W. Cramer, T. Kato, M. Kuhnert, R. Martin, R. Myneni, A. Rammig, S. Rolinski, J. F. Soussana, K. Thonicke, M. Van der Velde and L. Xu (2014). "Impact of droughts on the carbon cycle in European vegetation: a probabilistic risk analysis using six vegetation models." *Biogeosciences* 11(22): 6357-6375.
- Van Oijen, M., J. Rougier and R. Smith (2005). "Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data." *Tree Physiology* 25(7): 915-927
- Wamelink, G. W. W., H. F. van Dobben and F. Berendse (2009). "Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: A modelling approach." *Forest Ecology and Management* 258(8): 1762-1773.
- Wamelink, G. W. W., H. J. J. Wieggers, G. J. Reinds, J. Kros, J. P. Mol-Dijkstra, M. van Oijen and W. de Vries (2009). "Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils." *Forest Ecology and Management* 258(8): 1794-1805.
- White, A; Cannell, M. G. R and Friend, A. D. 1999. "Climate change impacts on ecosystems and the terrestrial carbon sink: a new assessment." *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 9: S21-S30.

Zheng, D; Freeman, M.; Bergh, J; Rosberg, I and Nilsen, P. 2002. "Production of *Picea abies* in south-east Norway in response to climate change: A case study using process-based model simulation with field validation." *Scandinavian Journal of Forest Research* 17(1): 35-46.