



HAL
open science

Bilan carbone de la ressource forestiere francaise - Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants

Aude Valade, Valentin Bellassen, Sebastiaan Luysaert, P. Vallet, Sylvestre
Njakou Djomo

► **To cite this version:**

Aude Valade, Valentin Bellassen, Sebastiaan Luysaert, P. Vallet, Sylvestre Njakou Djomo. Bilan carbone de la ressource forestiere francaise - Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants. [Rapport de recherche] auto-saisine. 2017, pp.66. hal-01629845

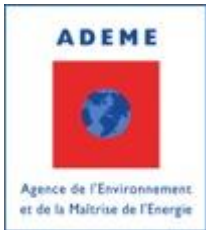
HAL Id: hal-01629845

<https://hal.science/hal-01629845>

Submitted on 6 Nov 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



BILAN CARBONE DE LA RESSOURCE FORESTIERE FRANCAISE

Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants

Rapport final
Projet BiCaFF

Aude Valade, Valentin Bellassen, Sebastiaan Luyssaert, Patrick Vallet, Sylvestre Njakou Djomo

Mars 2017, Paris

Etude financée avec le soutien de l'ADEME (Contrat n°1260C0056)

Suivi ADEME:

Caroline Rantien, Isabelle Feix & Miriam Buitrago

Service Agriculture et Forêts – Direction Productions et Energies Durables– ADEME Angers

Nous remercions les membres du comité de pilotage, David Achat, Dominique Arrouays, Frédéric Branger, Miriam Buitrago, Claire Cornillier, Gérard Deroubaix, Pierre Ducray, Isabelle Feix, Mathieu Fortin, Julia Grimault, Olivier de-Guibert, Denis Loustau, Joseph Lunet, Simon Martel, Manuel Martin, Jérôme Mousset, Elisabeth Pagnac-Farbiaz, Jean-Luc Peyron, Olivier Picard, Gwenael Postec, Caroline Rantien, Marianne Rubio, Laurent Saint-André, Murielle Trouillet, Patrick Vallet, Estelle Vial, Lise Wlérick.

Pour citer ce rapport:

Valade A., Luysaert S., Bellassen V., Vallet P., Njakou Djomo S., 2017, Bilan carbone de la ressource forestière française. Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants. Rapport final. Mars 2017, Paris. ADEME/1260C0056.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou des ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

PARTIE I. Projections du puits de carbone et incertitude sur ses déterminants

I. Bilan carbone de la filière forêt-bois française	5
I.1 Objectifs et approche	5
I.2 Simulateur empirique de croissance forestière	5
a. Hypothèses de modélisation.....	5
b. Relations de croissance.....	11
c. Mortalité.....	12
d. Simulation de la gestion forestière.....	12
I.3 Description des scénarios	13
a. Niveaux de gestion de la forêt française.....	13
b. Scénarios de mobilisation de la ressource en biomasse.....	15
I.4 Simulation des flux dans la filière de transformation du bois	18
a. Simulation des flux de carbone dans la filière bois.....	19
b. Emissions de carbone des produits bois.....	21
c. Simulation de la filière bois dans les scénarios de mobilisation accrue.....	23
I.5 Résultats des projections et discussion	24
a. Distribution des catégories de gestion.....	24
b. Scénario de référence.....	25
c. Scénarios de mobilisation accrue de biomasse.....	31
I.6 Limites de l'approche	37
II. Déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois en Europe	38
II.1 Objectifs et approche	38
II.2 Analyse de sensibilité des flux de carbone dans une forêt européenne-type	39
a. Modèle simplifié des flux de carbone forestiers.....	39
b. Compilation de données & paramétrage du modèle.....	42
d. Analyse de sensibilité.....	44
e. Analyse de la variance (ANOVA).....	46
II.3 Résultats	47
II.4 Discussion	50
II.5 Limites de l'approche	51
III. Conclusions	53
IV. Références	55
V. Annexe	61
V.1 Indices de fertilité	61
V.2 Indices de densité	61
V.3 Diamètres de récolte	62
a. Identification des diamètres courants de récolte par essence.....	62
b. Comparaison avec les taux de prélèvement IFN.....	62
V.4 Résultats	63
a. Production biologique brute.....	63
b. Volume bois fort tige.....	63
c. Récolte.....	64
V.5 Déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois	64

Résumé

Dans le contexte de la réduction des émissions de gaz à effet de serre encadrée par les accords internationaux comme le protocole de Kyoto et l'accord de Paris, la gestion des forêts apparaît comme un possible levier pour l'atténuation du changement climatique, mais de grandes incertitudes persistent sur la stratégie à adopter. Laisser pousser les forêts pour bénéficier du puits qu'elles représentent et ainsi augmenter la séquestration du carbone dans la biosphère terrestre ou augmenter les récoltes de bois pour substituer aux produits consommateurs de carburant fossile leurs alternatives issues de la forêt?

Le projet BiCaFF (Bilan Carbone de la forêt française) a pour objectif d'évaluer plusieurs stratégies de gestion forestière et d'utilisation des produits de la filière bois pour la forêt française pour comparer les bénéfices de chaque stratégie sur la séquestration de carbone dans l'ensemble de la filière, de la forêt aux produits bois en prenant en compte les effets de substitution matériaux et énergie. Pour cela, la croissance de la forêt et la production de bois sont modélisées par deux approches empiriques complémentaires à deux échelles différentes.

Ce document rapporte l'approche mise en place ainsi que les résultats du projet BiCaFF dont la partie scientifique a débuté en Juillet 2013.

D'une part un modèle 'empirique national', modèle de projection de la ressource forestière adapté aux spécificités de la gestion de la forêt du territoire européen de la France, a été développé spécifiquement pour le projet BiCaFF. Des scénarios de gestion forestière ont été élaborés et validés par le comité de pilotage puis mis en œuvre dans le modèle empirique sous forme d'analyse de sensibilité du bilan carbone à l'intensité de la mobilisation de bois dans différentes catégories de forêts. Un modèle de filière bois a également été développé pour estimer les flux de biomasse et les volumes de bois d'œuvre, d'industrie, énergie résultant de chaque stratégie de mobilisation. Cette approche fournit un niveau de détails découlant des variables de l'inventaire forestier national mais n'est applicable qu'à une courte échelle de temps en raison de la non intégration des variations environnementales.

D'autre part, un modèle 'empirique grande échelle' a été développé à partir des données de littérature à l'échelle de l'Europe et représente une forêt-type représentative de la forêt européenne. Cette approche fournit des simulations à long terme (150 ans) en prenant en compte l'incertitude sur la réponse des forêts au changement climatique et en intégrant le compartiment sol, mais présente un niveau de détails inférieur.

Pour les deux parties de l'étude, à l'échelle de la France et pour une forêt européenne type, ce document décrit les hypothèses et méthodes de modélisation, les scénarios de mobilisation de la ressource forestière, et les résultats des simulations en termes de production de produits bois et de séquestration de carbone.

I. Bilan carbone de la filière forêt-bois française

I.1 Objectifs et approche

Le projet BiCaFF a pour objectif de projeter dans le temps le bilan carbone de la filière forêt-bois sur le territoire européen de la France sous plusieurs scénarios d'augmentation des prélèvements, tout en prenant en compte explicitement l'origine de la ressource en biomasse mobilisée en fonction de son niveau de gestion actuel déduit des caractéristiques physiques des peuplements. Ainsi en identifiant des peuplements en surdensité, en retard d'exploitation, d'exploitabilité difficile, ou à l'inverse dont densité et diamètre sont compatibles avec les règles de gestion courantes, on fait l'hypothèse des futurs modes de gestion appliqués à chaque catégorie de forêt. D'une part, l'application de ces modes de gestion les plus probables pour chaque catégorie de peuplements constitue le scénario de référence qui reproduit l'évolution de la ressource forestière française en réponse à son évolution démographique dans le cas d'un maintien des conditions actuelles de gestion. D'autre part, trois familles de scénarios ont été conçues pour évaluer l'effet de la mobilisation accrue de chacune des catégories sur le bilan carbone. Ainsi, une famille de scénarios simule la récolte progressive (10%, 20%...100%) des forêts sur-matures, une famille de scénarios simule la mise en éclaircies progressive (10%, 20%,...100%) des forêts en surdensité et une famille de scénarios simule le raccourcissement des durées de rotation des forêts activement gérées en réduisant leur diamètre moyen de récolte cm par cm (-1cm, -2cm,...-10cm).

Les projections de croissance de la ressource forestière sont réalisées avec un simulateur empirique qui reproduit les conditions de croissance telles qu'elles apparaissent dans les données de l'inventaire forestier national (campagnes 2008-2012). De par la dépendance du modèle aux conditions de croissance actuelles, ces projections doivent être comprises comme des simulations à conditions environnementales constantes et seront donc limitées à un horizon temporel de 30 ans. Les effets du changement climatique sur la croissance des arbres ne sont ainsi pas pris en compte, une hypothèse qui, à cet horizon temporel reste valide. Le modèle utilisé pour simuler la filière de transformation du bois est basé sur les données disponibles et représente la distribution de la récolte nationale telle qu'elle apparaît aujourd'hui dans les bilans pour la France.

I.2 Simulateur empirique de croissance forestière

Le simulateur empirique développé dans le cadre de ce projet peut être classé dans la famille des modèles de ressource à grande échelle. Plusieurs hypothèses sont nécessaires à la projection de la ressource forestière à partir des données de l'inventaire forestier national.

a. Hypothèses de modélisation

Essences

Seize essences identifiées comme les plus importantes en termes de superficie couverte de la forêt française ou stratégiques pour les futures politiques de développement de la filière forêt-bois, sont représentées de manière explicite dans le modèle (Tableau 1). Les peuplements dont l'essence dominante n'est pas parmi celles-ci sont groupés en deux catégories génériques, « autres feuillus » et « autres résineux ».

Tableau 1: liste des essences modélisées explicitement dans le modèle empirique national. Superficies issues des résultats par GRECO des campagnes d'inventaire 2008-2012 [IGN, 2013b]

Essences feuillues	Superficie [x1000ha]	Essences résineuses	Superficie [x1000ha]
Chêne pédonculé	2118	Pin maritime	1052
Chêne sessile	1614	Pin sylvestre	916
Chêne pubescent	1448	Pin laricio	190
Chêne vert	656	Pin noir	180
Hêtre	1408	Pin d'Alep	239
Châtaignier	728	Sapin pectiné	588
Charme	550	Epicéa	567
Frêne commun	653	Douglas	399
Autres feuillus	1946	Autres résineux	317
Feuillus	11121	Résineux	4448

Croissance de peuplements 'idéalisés'

Pour faciliter la modélisation, chaque point (placette) de l'inventaire forestier national est supposé représenter un peuplement homogène. Pour cela on suppose des peuplements purs pour calculer des variables 'idéalisées' pour le volume et le nombre de tiges du peuplement.

On commence par décrire l'arbre moyen du peuplement pur idéalisé. L'essence du peuplement idéalisé est l'essence sur laquelle repose l'estimation de l'âge du peuplement (variable nommée *ess_age_1* dans la base de données IFN). Au sein du peuplement on sélectionne les arbres dont l'essence est *ess_age_1*. On appelle cette sélection *sous-peuplement*, elle va nous donner accès aux caractéristiques de l'arbre moyen du peuplement pur idéalisé.

Équation 1

$$V_{\text{arbre moyen}} = \frac{V_{\text{sous-peuplement}}}{N_{\text{sous-peuplement}}} = \frac{\overset{\text{à}}{\underset{\text{sous-peuplement}}{\text{v.W}}}}{\overset{\text{à}}{\underset{\text{sous-peuplement}}{\text{w}}}}$$

v volume d'un arbre (m³ bois fort tige), *V* volume de bois dans un peuplement, *N* nombre de tiges dans un peuplement, *w* poids statistique d'un arbre à l'hectare dans le peuplement (sans unité).

Équation 2

$$Dg_{\text{arbre moyen}} = 100 \sqrt{\frac{4 G_{\text{sous-peuplement}}}{\rho N_{\text{sous-peuplement}}}} = 100 \sqrt{\frac{4 \overset{\text{à}}{\underset{\text{sous-peuplement}}{g}}}{\rho \overset{\text{à}}{\underset{\text{sous-peuplement}}{w}}}}$$

Dg diamètre quadratique (cm), *G* surface terrière d'un peuplement (cm²), *N* nombre de tiges d'un peuplement (sans unité), *g* surface terrière d'un arbre (cm²), *w* poids statistique d'un arbre à l'hectare (sans unité).

L'arbre moyen est ensuite répliqué pour représenter un peuplement cohérent avec les mesures à l'échelle de la placette.

Équation 3

$$V_{\text{idéalisé}} = V_{\text{placette}}$$

Équation 4

$$N_{\text{idéalisé}} = \frac{V_{\text{idéalisé}}}{V_{\text{arbre moyen}}}$$

Les variables mesurant la croissance des arbres sur les cinq dernières années sont également intégrées dans le modèle. La variable *Ir* (accroissement radial sur cinq ans *ir5*) est mesurée par les agents de l'IFN sur une carotte de bois comme la largeur cumulée des cinq derniers cernes. On considère comme incrément radial moyen du peuplement idéalisé la moyenne pondérée des incréments radiaux des arbres de l'essence principale.

Équation 5

$$Ir_{\text{arbre moyen}} = \frac{\sum_{\text{sous-peuplement}} ir5 \cdot w}{\sum_{\text{sous-peuplement}} w}$$

Où *ir5* est l'accroissement radial sur 5 ans, *w* le poids statistique d'un arbre à l'hectare (sans unité).

L'accroissement en volume des arbres n'est pas fourni dans l'inventaire forestier national et a donc été reconstruit à partir des données existantes (*v*_{arbre}, *d*_{arbre}, *ir*_{arbre}). L'incrément en volume du peuplement idéalisé est calculé en sommant les incréments en volume de tous les arbres du peuplement quelle que soit leur

essence.

Équations 6

$$v_{\text{arbre}} = f(d_{\text{arbre}}) + e = \tilde{v}_{\text{arbre}(t)} + e$$

$$d_{\text{arbre}(t-5)} = d_{\text{arbre}} - ir_{\text{arbre}}$$

$$\tilde{v}_{\text{arbre}(t-5)} = f(d_{\text{arbre}(t-5)})$$

$$iv_{\text{arbre}} = v_{\text{arbre}} * \left(1 - \frac{\tilde{v}_{\text{arbre}(t)}}{\tilde{v}_{\text{arbre}(t-5)}} \right)^{\frac{1}{i}}$$

$$IV_{\text{idéalisé}} = \underset{\text{peuplement}}{\hat{a}} iv_{\text{arbre}} \cdot w$$

Où v_{arbre} est le volume des arbres tel que rapporté par l'inventaire forestier national, d_{arbre} est le diamètre des arbres tel que rapporté par l'inventaire forestier national, v_{arbre}

Structure forestière

Dans les données de l'inventaire forestier national, la structure forestière est représentée par la variable *sfo*. La distribution des placettes selon leur valeur de la variable *sfo* et leur essence est représentée dans la Figure 1. Les futaies régulières dominent la forêt française, suivies par les mélanges de futaie et taillis. Ces deux catégories ensemble définissent 82.5% des placettes du territoire. La plupart des essences feuillues apparaissent dans au moins deux catégories de structure.

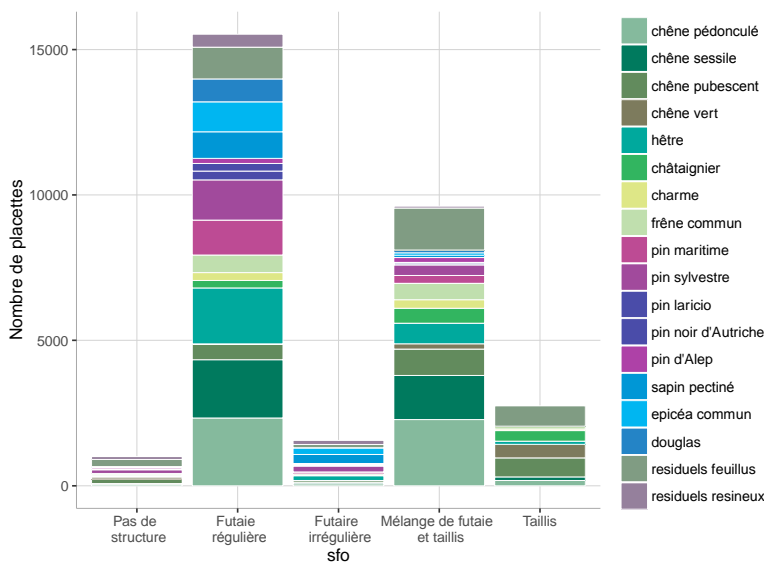


Figure 1 : distribution des structures de forêts par essence d'après les données de l'inventaire forestier national 2008-2012

Dans le cadre de modélisation, les peuplements idéalisés sont classés en seulement trois types de structures forestières parmi futaie, mélange de taillis et de futaie, et taillis. Pour chaque essence, chaque type de structure identifié dans au moins 25% des placettes est considéré comme une des structures majoritaires de l'essence. Les placettes dont la structure est minoritaire sont regroupées avec l'essence majoritaire de référence. Par exemple, toutes les placettes dont l'essence principale est le hêtre sont considérées dans le modèle comme des futaies car les structures mélange futaie/taillis, et taillis représentent respectivement 24 et 4% des placettes. Inversement, les placettes de chêne vert de futaie, mélange futaie/taillis et taillis représentent respectivement 26, 39 et 38% des placettes et sont donc identifiées comme tels. Chaque combinaison essence/structure majoritaire fait l'objet de la définition de relations de croissance spécifiques comme décrit précédemment.

Certaines simplifications sont nécessaires pour la modélisation. Ainsi, le nombre de modes de gestion est limité aux récoltes et éclaircies. Dans le modèle, les placettes décrites dans l'inventaire comme des futaies ou

des mélanges taillis et futaies peuvent être récoltées lorsque leur diamètre moyen atteint le diamètre de récolte courant, et éclaircies par un prélèvement de volume à chaque pas de temps. De même, dans le cadre simplifié du modèle, les placettes identifiées comme taillis ne sont pas éclaircies mais seulement récoltées lorsqu'elles atteignent le diamètre courant de récolte.

Classes de fertilité

Un indice de fertilité (H100 : hauteur dominante extrapolée à 100 ans) est calculé pour chaque peuplement pur idéalisé à partir de la hauteur dominante du peuplement et de son âge. A partir de ces indices de fertilité, on définit des classes de fertilité (3 ou 4 selon le nombre de points d'inventaire de chaque essence) dont les frontières sont définies par des quantiles de la distribution statistique des indices de fertilité de chaque essence. Les classes de fertilité sont cruciales pour la modélisation puisque les critères de récolte sont définis par essence et par classe de H100. Les détails du calcul et des indices de fertilité sont donnés en Annexe 1.

Indices de densité

Un indice de densité est calculé à partir du nombre d'arbres et du diamètre quadratique moyen du peuplement pur idéalisé en suivant la méthode utilisée par [Charru et al., 2012] et [Vallet and Pérot, 2011]. La droite d'autoéclaircie (qui définit la densité maximale possible avant mortalité) est définie par les paramètres a et b , spécifiques à chaque essence et calculés grâce à la fonction *frontier* (R.3.0.3) qui définit une droite d'équation $\log(D_g) \sim a + b \log(N)$ à la frontière du nuage de points formé par les données pour les variables D_g et N . L'indice de densité est ensuite calculé comme la distance de chaque point à cette droite (Equation 7).

Équation 7

$$DI = \frac{N}{N_{\max}} = \frac{N}{e^a D_g^b}$$

Où DI est l'indice de densité, N est le nombre de tiges dans le peuplement, N_{\max} est le nombre de tiges maximal pour un peuplement de diamètre D_g , a et b sont les paramètres définissant la droite d'auto-éclaircie.

Le DI est utilisé comme proxy du niveau d'éclaircie appliqué aux peuplements. Plus de détails sur son calcul sont donnés en Annexe 2.

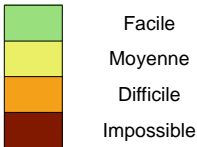
L'utilisation de cette méthode est basée sur l'hypothèse que la droite définie à la frontière du nuage de points est assimilable à une droite d'auto-éclaircie et donc qu'une partie des placettes n'est pas gérée. Cette hypothèse est tout à fait acceptable à l'échelle de la France pour la plupart des essences.

Indices d'exploitabilité

L'indice d'exploitabilité dépend de quatre caractéristiques physiques d'une placette. En combinant la portance du terrain et son caractère accidenté (qui ensemble définissent la praticabilité), la pente du terrain et la distance à une éventuelle piste de débardage on peut estimer le niveau de difficulté des opérations de prélèvement de bois sur une placette. Le tableau récapitulatif ci-dessous a été adapté à partir des classes d'exploitabilité définies par l'IGN [IGN, 2013a] pour prendre en compte la variabilité des données disponibles ou non d'une année à l'autre de l'inventaire. En effet, entre 2008 et 2010 la mesure de certaines variables a connu des ajustements méthodologiques conduisant à des incohérences entre les données de différentes années. Pour pallier cette limitation, les classes d'exploitabilité ont été affinées par rapport à celles présentées dans la documentation des données de l'inventaire forestier national comme détaillé dans le Tableau 2. Avec cette classification de l'exploitabilité on obtient 11.6% de placettes d'exploitabilité impossible, 27.0% d'exploitabilité difficile, 34.4% d'exploitabilité moyenne et 27.0% d'exploitabilité facile.

Tableau 2 : Indices d'exploitabilité définis en fonction des caractéristiques physiques de chaque placette.
Tableau adapté de [IGN, 2013a]

Terrain		PRATICABLE			MOYENNEMENT PRATICABLE (portant et accidenté ou temporairement non portant et peu accidenté à accidenté)			IMPRATICABLE (jamais portant ou très accidenté)		
		pente								
Présence d'une piste de débarquement	Distance à la piste de débarquement	0-15 %	15-30 %	>30 %	0-15 %	15-30 %	>30 %	0-15 %	15-30 %	>30 %
		-	0-200m	Facile	Facile	Difficile	Moyenne	Moyenne	Difficile	Moyenne
Existante	200-500m	Facile	Moyenne	Difficile	Moyenne	Difficile	Difficile	Moyenne	Difficile	Impossible
	500-1000m	Facile	Moyenne	Difficile	Moyenne	Difficile	Difficile	Difficile	Impossible	Impossible
	1000-2000m	Moyenne	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Impossible	Impossible
	>2000m	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Difficile	Impossible	Impossible
À créer		Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible
Impossible		Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible	Impossible



Facile
Moyenne
Difficile
Impossible

Agrégation des données à l'échelle nationale

Si la modélisation est réalisée à l'échelle de la placette (chaque placette évoluant en fonction de ses caractéristiques en réponse à un scénario de gestion), donc par unité de volume, les résultats des simulations sont ensuite agrégés spatialement, d'abord à l'échelle des GRECO puis sommés à l'échelle nationale. Pour passer de variables par hectare représentatives de placettes individuelles, à des variables cumulées représentatives d'une GRECO ou du pays entier, les variables par hectare de chaque placette doivent normalement être corrigées de leur 'poids statistique' avant d'être moyennées sur une région donnée et multipliées par la surface couverte par une essence donnée dans cette région. Les surfaces couvertes par les forêts de chaque essence dans chaque GRECO sont disponibles et leur utilisation est liée à la définition qui est faite d'une forêt couverte par une essence dans le cas de forêt hétérogène. Ici on utilise la variable `ess_age_1`, soit l'essence à partir de laquelle l'âge du peuplement est déterminé. Ce choix assure la cohérence entre nos différentes variables. En revanche le poids statistique des placettes échantillonnées qui indique la représentativité spatiale d'une placette n'est pas communiquée par l'IFN et donc ignorée. Pour chaque GRECO et chaque essence, une simple moyenne est donc réalisée et multipliée par la superficie associée à chaque combinaison GRECO x essence [IGN, 2013a]. Ce choix d'attribution d'une essence à chaque placette et l'absence de la donnée poids des placettes a des effets quantifiables sur les variables intégrées à l'échelle du pays. La comparaison donnée ici est faite sur les données initiales qui vont être utilisées pour initialiser le modèle, il s'agit donc d'une validation des hypothèses du modèle et pas du modèle lui-même.

Ainsi, le volume de bois sur pied agrégé par essence et comparé aux données de l'IFN varie pour les feuillus de +28% pour le chêne pédonculé à -29% pour le charme. Pour les résineux l'écart dû à l'agrégation des données varie entre +25% pour le pin maritime et -56% pour les 'autres résineux'. Une partie de ces écarts par essence est due aux peuplements mélangés qui peuvent être affecté à une essence ou à une autre. Une fois toutes les essences agrégées par type feuillu ou résineux, certains écarts se compensent donc et l'écart est réduit à +7% pour les feuillus et +0.13% pour les conifères (Figure 2).

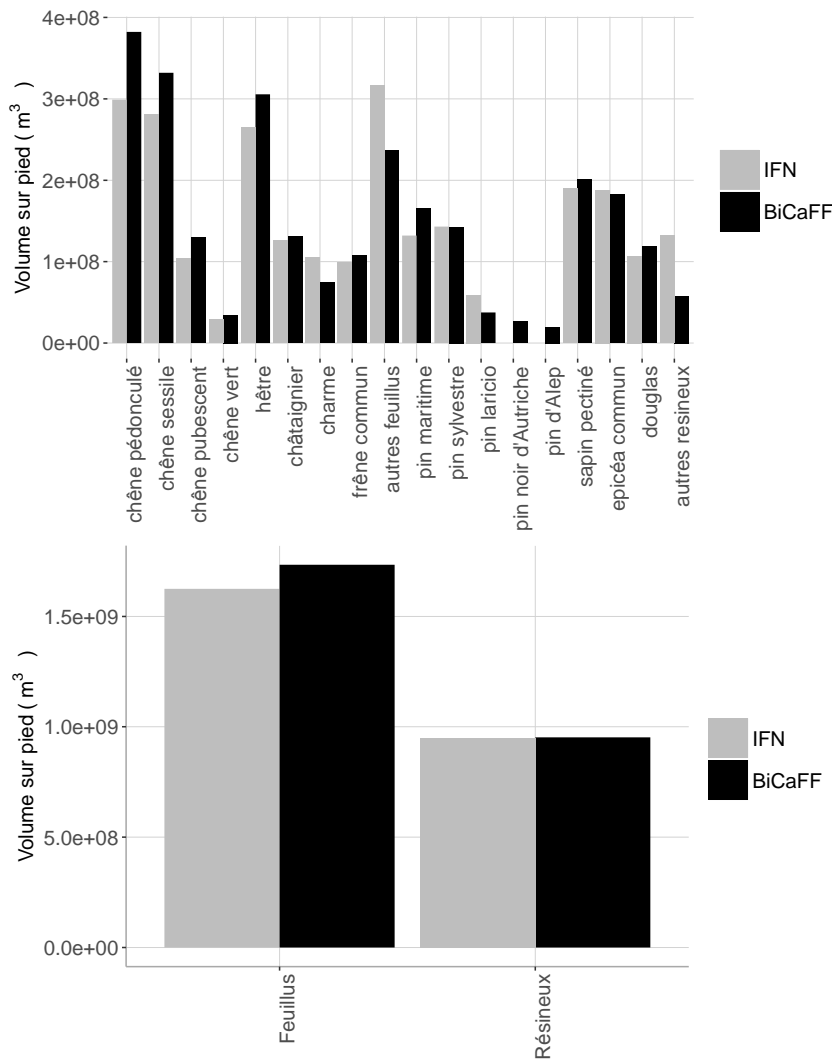


Figure 2 : Volume total de bois sur pied par essence (haut) et par type feuillu ou résineux (bas).

A nouveau, la comparaison de la variable *incrément en volume annuel à l'hectare moyenné* pour chaque essence peut aider à comprendre l'effet croisé de l'absence de valeur pour le poids des placettes et de l'affectation de l'essence donnée par la variable *ess_age_1* à chaque placette ignorant ainsi les peuplements mélangés. Il faut noter que les valeurs de l'IFN auxquelles sont comparées les estimations de BiCaFF sont des valeurs pour des peuplements purs, ce qui explique aussi les écarts puisque les placettes moyennées pour fournir les valeurs BiCaFF incluent des placettes mélangées. La Figure 3 compare les valeurs initiales du modèle ainsi moyennées en fonction de leur essence principale avec les valeurs de référence données par l'IGN pour des peuplements purs de chaque essence, à l'exception du charme et du frêne pour lesquels les seules valeurs disponibles sont pour des peuplements mélangés avec du chêne. La production biologique moyenne des espèces feuillues calculée ici varie de +33% pour le chêne pubescent à -31% pour les 'autres feuillus' par rapport à l'estimation donnée par l'IFN. La production biologique moyenne des espèces résineuses calculée ici varie de +24% pour le pin maritime à -54% pour le pin d'Alep de l'estimation donnée par l'IFN.

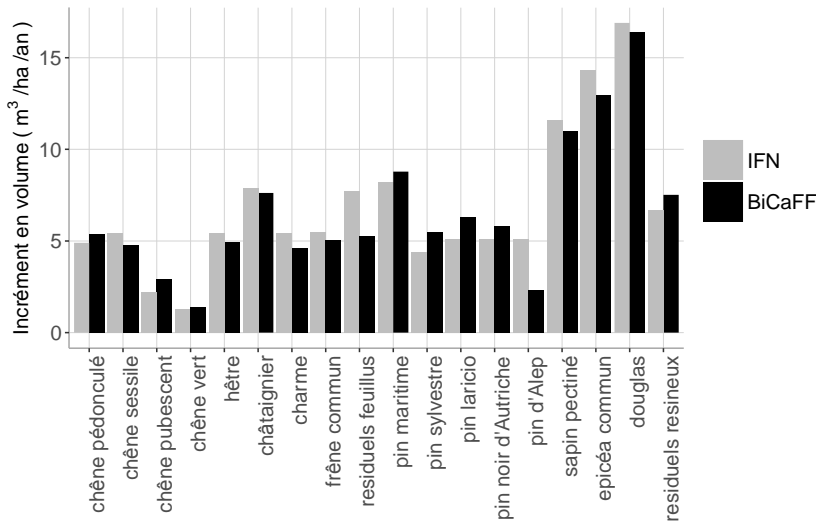


Figure 3 : Incrément annuel en volume par hectare selon l'IFN (gris) et selon les hypothèses BiCaFF (noir).

En ce qui concerne les volumes de bois sur pied, la combinaison du choix de la variable `ess_age_1` pour définir la superficie à appliquer à une placette et de l'absence de donnée pour le poids statistique des placettes échantillonnées résulte en un léger écart entre nos variables agrégées et celles publiées par l'IFN essence par essence. Cet écart semble ici résulter principalement des différences dans l'affectation d'une essence dominante aux placettes puisque la surestimation des volumes des essences explicitement simulées par BiCaFF sont compensés presque à égalité par la sous-estimation des volumes dans les catégories 'autres feuillus' et 'autres résineux' (Figure 2).

b. Relations de croissance

La croissance des peuplements est simulée grâce à deux équations principales qui décrivent respectivement l'accroissement du volume et du diamètre quadratique moyen. Ces relations ont été obtenues par des régressions multi-variables par essence en suivant une approche de multiplication des facteurs de croissance ('multiplicative potential-modifier function') [Wykoff, 1990; Pretzsch, 2009; Charru et al., 2010]. Les relations sont log-transformées pour s'assurer de l'homogénéité de la variance résiduelle et pour linéariser la fonction ce qui facilite l'ajustement des paramètres.

L'incrément en volume (IV) est modélisé en fonction de l'âge (age), de l'indice de fertilité ($H100$) et de l'indice de densité (DI) du peuplement pur idéalisé (Equations 8-11) [Burkhardt and Tomé, 2012]. L'indice de fertilité est pris en compte de manière paramétrique. Le paramètre a_{H100} prend une valeur différente pour chaque classe discrète de fertilité (de 1 à 4). Le volume simulé est le volume bois fort tige (commercial). Pour considérer le puits de carbone biologique, on utilise les facteurs d'expansion globaux issus du projet CARBOFOR (feuillus : 2.063, conifères : 1.735 [Loustau, 2004]).

Équations 8

$$\log(IV) = g_1(age) + g_2(DI) + g_3(H100) + e$$

$$IV = \exp(a_{H100} + b \cdot \log(DI) + c \cdot \log(age)) \cdot CF_{IV}$$

$$SEE = \sqrt{\frac{\hat{\sigma}^2 (obs - pred)^2}{N_{param}}}$$

$$CF = \exp\left(\frac{\hat{\sigma}^2 SEE^2}{2}\right)$$

Où IV est l'accroissement en volume sur cinq ans d'un peuplement (m^3/ha), age est l'âge du peuplement (ans), DI est l'indice de densité du peuplement (sans unité), $H100$ est l'indice de fertilité du peuplement (m), e est le résidu de la régression multi-variables, CF est un coefficient de correction pour la log-transformation des résidus de la régression, SEE est l'erreur-type de l'estimation.

La fonction définissant l'incrément en diamètre Ir est déterminée par la même méthode que l'incrément en

volume en utilisant comme facteurs explicatifs l'âge, l'indice de densité et l'indice de fertilité de manière paramétrique. Des facteurs de correction (CF_{IV} , CF_{IG}) permettent de corriger un biais lié à la transformation logarithmique de variables dont le but est la linéarisation des équations. Les facteurs de correction sont calculés à partir de l'erreur standard SEE. obs et $pred$ sont respectivement les variables observées et prédites par le modèle. N_{param} est le nombre de paramètres ajustés lors de la régression.

Équation 9

$$Ir = \exp(a_{H100} + b \cdot \log(DI) + c \cdot \log(age)) \cdot CF_{IV}$$

IV et Ir permettent d'incrémenter le diamètre et le volume du peuplement idéalisé à chaque pas de temps. Volume et surface terrière évoluent donc indépendamment tout en étant chacun contraints par les relations allométriques de l'arbre moyen calibrées sur les données d'inventaire. Pour les peuplements dépassant l'âge maximal observé lors de la simulation, les valeurs d'incrément en volume et surface terrière sont maintenues à la valeur moyenne observée pour ces variables pour les peuplements d'âge supérieur au 95^e quantile. De même les incréments en volume et en surface terrière ne peuvent dépasser les valeurs maximales observées pour une essence et une structure de forêt données (taillis ou futaie) ce qui permet de rester dans les domaines de validité des équations déterminées par les modèles statistiques. L'intérêt de simuler les incréments des variables de croissance au lieu des variables absolues (accroissement en volume et en diamètre au lieu de volume, et diamètre) est la conservation des distributions initiales observées pour les variables de diagnostic (diamètre et volume). En effet, si le modèle décrit les variables d'état (volume, diamètre) en fonction de l'âge, pour avoir une cohérence entre le premier pas de temps et les pas suivants on calculera les valeurs modélisées au temps 0 (pour l'âge fourni par les données). Puisque le modèle est par nature imparfait, on aura donc une distribution initiale des diamètres et des volumes différente de celle observée dans les données. En revanche, en simulant les incréments en volume et en diamètre, la distribution initiale des caractéristiques des peuplements est respectée. Dans les données de l'inventaire forestier national l'indice de densité apparaît indépendant de l'âge à partir d'un âge-limite, en raison du seuil de pré-comptage des arbres à 7.5cm de diamètre, qui conduit à sous-estimer la présence de jeunes arbres et donc la densité dans les jeunes peuplements. Pour compenser cet effet, dans le modèle, au début de la croissance des peuplements âgés de moins de 30 ans en 2010, le DI évolue en réponse aux variations du diamètre quadratique moyen simulé et donc de la distance des peuplements à la droite d'autoéclaircie. Au-delà de 30 ans, ou pour les peuplements initialement âgés de plus de 30 ans, l'indice de densité reste constant et est considéré comme un indicateur du type de gestion appliqué au peuplement.

c. Mortalité

La mortalité est simulée par le transfert à chaque pas de temps d'un ratio constant par essence du volume sur pied vers le bois mort. Ce facteur a été déterminé par l'étude essence par essence du ratio de la variable volume de bois mort sur la variable volume de bois sur pied, toutes deux données par l'inventaire forestier national. Aucune dépendance aux variables âge ni diamètre n'ayant pu être déterminée, une valeur constante est utilisée pour chaque essence. Cette approche permet de prendre en compte implicitement les causes de mortalité des années précédant les mesures et ayant affecté l'état des peuplements. La mortalité liée aux feux de forêts, aux tempêtes, aux maladies et aux ravageurs n'est donc pas explicitement prise en compte dans le modèle autrement que par cette intégration implicite de valeurs moyennes à l'échelle de la France.

d. Simulation de la gestion forestière

Deux types d'opérations de gestion sont représentés dans le modèle et peuvent être appliquées sélectivement aux peuplements en fonction de critères d'essences, de diamètre et de catégorie de gestion. En effet, seules les catégories définies comme mises en gestion pour un scénario donné sont récoltées ou éclaircies (Section I.2).

Eclaircies

Les éclaircies ont pour effet de réduire la densité d'arbres dans un peuplement. L'objectif est de diminuer la compétition pour la lumière, l'eau et les nutriments et ainsi de favoriser la croissance des arbres restants choisis parmi les mieux conformés, pour produire plus vite du bois de gros diamètre, ainsi que fournir un apport financier intermédiaire pendant la durée de rotation. Les éclaircies n'affectent pas la capacité de stockage de carbone total dans un peuplement comme formalisé par la loi d'Eichorn [Skovsgaard and Vanclay, 2008], les mêmes apports de carbone étant distribués dans un nombre inférieur de tiges, mais il accélère la croissance en diamètre des arbres. Suite à l'éclaircie, une fraction du carbone stocké dans le peuplement est transférée vers les produits bois [Mäkinen and Isomäki, 2004; Nilsen and Strand, 2008; Campbell et al., 2009].

Dans le modèle, les éclaircies sont représentées implicitement via la prise en compte de la densité dans les fonctions de croissance en volume et en diamètre des peuplements sous l'hypothèse que l'indice de densité calculé est un indice du mode de gestion. Ainsi, d'après les équations 8 et 9, une densité plus faible (des éclaircies plus fréquentes et intensives) ont pour effet d'augmenter l'accroissement en diamètre (équation 9) et de diminuer l'accroissement en volume (équation 8). Par cette approche, l'effet des éclaircies sur les caractéristiques du peuplement est donc lissé sur la durée de rotation. Les prélèvements de biomasse correspondant aux pratiques d'éclaircies sont également lissés via le prélèvement d'une fraction constante du volume bois fort tige sur pied à chaque pas de temps. Cette fraction prélevée à chaque pas de temps est ajustée par essence autour des valeurs données dans les tables de croissance (ENGREF, 1984) pour atteindre les niveaux de prélèvements annuels nationaux relevés par l'IFN. Pour cela, on calcule dans les tables de production, pour chaque essence et pour chaque éclaircie la fraction annuelle de volume prélevé. Le ratio annuel moyen pour chaque essence est appliqué au modèle empirique en tant que fraction de volume prélevée à chaque pas de temps pour tous les peuplements dont la catégorie de gestion implique des éclaircies. La famille de scénarios qui vise la mobilisation des forêts en surdensité par leur mise en éclaircie ne voit pas sa production changer par rapport au scénario où ces mêmes forêts ne sont pas éclaircies pour reproduire leur gestion actuelle. Cette limitation du modèle doit avoir un effet limité sur le résultat à une échelle de temps de 30 ans qui est celle des projections réalisées ici.

Récolte

Dans le modèle la récolte est basée sur le diamètre quadratique moyen (dqm) des peuplements idéalisés. Les peuplements dont le dqm dépasse le diamètre de récolte défini pour leur essence principale, leur indice de fertilité et le scénario considéré sont identifiés comme devant être récoltés. Les diamètres-limites sont déterminés à partir de l'analyse des distributions statistiques des diamètres inventoriés par essence et par classe de fertilité (détails sur le calcul de D_{lim} en Annexe 3). Ces diamètres ne sont pas des diamètres de recommandation de sylviculture. Lorsqu'un peuplement est récolté, un peuplement prend sa place dont les caractéristiques sont celles d'un peuplement équivalent de classe d'âge non recensable. Les données de l'inventaire forestier national incluent des placettes dont la classe d'âge est identifiée comme 'peu recensable'. L'âge, le volume, et le diamètre quadratique moyens des placettes ainsi identifiées (et caractérisées par plus de 500 tiges/hectare pour s'assurer de n'analyser que les peuplements en régénération) fournissent pour chaque essence, les âges, volumes et diamètres des peuplements replantés. L'essence principale et l'indice de densité qui caractérise le mode de gestion, sont les mêmes que ceux du peuplement récolté. Les caractéristiques du peuplement en régénération ont peu d'effets sur les simulations en raison de l'horizon temporel limité à 30 ans des simulations.

Progressivité temporelle de la mobilisation

Les scénarios se présentent sous la forme d'un objectif de mobilisation d'une catégorie de forêts. Par exemple, un scénario aura pour objectif la mobilisation de 30% des forêts en retard d'exploitation. La récolte et les éclaircies supplémentaires (au-delà du scénario de référence, donc dans ce cas des 30% des forêts en retard d'exploitation avec les plus grands diamètres) sont mobilisées de manière progressive dans le temps pour éviter des mobilisations massives irréalistes qui pourraient résulter de nos critères de récolte déterministes. La progressivité est implémentée en ne mobilisant à chaque pas de temps qu'une fraction des placettes « supplémentaires », cette fraction augmentant jusqu'à atteindre 1 au dernier pas de temps (30 ans). Ainsi on considère qu'en 30 ans, l'ensemble de la biomasse identifiée comme mobilisable dans un scénario donné aura été mobilisée.

1.3 Description des scénarios

L'objectif des scénarios développés dans ce projet est de représenter non seulement une augmentation du niveau de récolte de bois dans la forêt mais aussi de décrire explicitement l'origine de cette ressource supplémentaire en fonction de l'approche nécessaire à sa mobilisation.

a. Niveaux de gestion de la forêt française

Pour décrire la gestion de la forêt française et ses potentielles évolutions futures sous l'angle de la mise en place de politiques publiques, quatre modes de gestion ont été définis : forêts non exploitables, abandonnées, en surdensité, activement gérées. Cette répartition en quatre catégories exclusives représente une simplification nécessaire à la modélisation de la complexité des modes de gestion de la forêt française qui est réalisée à partir de l'analyse de l'état actuel des forêts tel que décrit par l'Inventaire Forestier National (Tableau 3). Les caractéristiques physiques actuelles des peuplements sont utilisées comme des indicateurs de la gestion qui leur a été appliquée dans les années précédentes et schématisées de manière à pouvoir

reproduire dans le futur les pratiques actuelles.

Tableau 3 : Description des catégories de gestion définies pour la projection de la gestion des peuplements à partir de leurs caractéristiques actuelles tels que décrites par les données de l'Inventaire Forestier National

Priorité	Critère	Etat actuel	Hypothèses de gestion pour les projections futures	
			catégorie de forêt	Mode de gestion en scénario référence
1	Indice d'exploitabilité 'impossible'	Exploitabilité limitée par des contraintes physiques et géographiques	Inexploitables	Pas d'éclaircies
				Pas de récoltes
2	Diamètre quadratique moyen supérieur au diamètre courant de coupe défini par essence et classe de fertilité (dq_{lim})	Peuplements en retard d'exploitation/sur-matures	Sur-matures/ Abandonnées	Pas d'éclaircies
				Pas de récoltes
3	Indice de densité supérieur à la densité seuil (DI_{lim}) définie par essence	Peuplements n'ayant pas atteint la maturité mais dont la densité indique une gestion limitée	En surdensité	Pas d'éclaircies
				Récoltes lorsque le diamètre de récolte courant est atteint
4	Indice d'exploitabilité facile, moyen ou difficile, diamètre quadratique moyen et indices de densité compatibles avec les pratiques courantes de gestion définies par essence et classe de fertilité	Peuplements dont les diamètres et indices de densité sont compatibles avec une gestion selon les règles de sylviculture courantes	Activement gérées	Eclaircies
				Récoltes lorsque le diamètre de récolte courant est atteint

Trois critères sont considérés pour caractériser le niveau de gestion de chaque placette: le diamètre quadratique moyen du peuplement (dq_m) pris comme indicateur de la propension à récolter, l'indice de densité (DI), pris comme indicateur de la propension aux éclaircies, et l'indice d'exploitabilité pris comme indicateur de la possibilité de récolte. A chaque peuplement est affectée une et une seule catégorie de gestion selon l'ordre de priorité inexploitable > abandonné > surdensité > activement géré (par exemple un peuplement qui a à la fois un indice de densité supérieur au DI_{lim} et une exploitabilité 'impossible' sera catégorisé comme non exploitable):

- **forêts non exploitables** : les forêts dont l'indice d'exploitabilité est 'impossible' (ou 'difficile' pour certaines essences) sont assimilées pour les projections futures à des peuplements non exploitables pour des raisons physiques (pente, distance à la piste de débardage, portance du sol, cf section I.2.a). Dans le scénario de référence reproduisant les pratiques sylvicoles actuelles, ces forêts ne sont ni récoltées ni éclaircies.
- **forêts sur-matures**: les forêts dont le dq_m est supérieur à un dq_m seuil fixé par essence et type de forêt (futaie ou taillis) sont assimilées pour les projections futures à des forêts dont la récolte a été négligée par leur propriétaire, quelle qu'en soit la raison, culturelle ou économique. Dans le scénario de référence reproduisant les pratiques sylvicoles actuelles, ces forêts ne sont ni récoltées ni éclaircies. Le dq_m seuil est identifié par essence et par classe de fertilité par analyse de la distribution statistique des diamètres quadratiques moyens et est appelé D_{lim} (détails sur le calcul de D_{lim} en Annexe 3).
- **forêts en surdensité** : DI supérieur à un DI seuil fixé d'après la distribution statistique des DI de chaque essence. Le DI seuil est déterminé sur les distributions statistiques des indices de densité par essence et est appelé DI_{lim} . (Annexe 2). Ces forêts représentent pour les projections futures des forêts dont le propriétaire ne réalise pas les opérations d'amélioration des peuplements mais effectue tout de même une récolte. Dans le scénario de référence reproduisant les pratiques sylvicoles actuelles, ces forêts sont récoltées lorsque leur diamètre atteint le diamètre seuil défini pour leur essence mais elles ne sont pas éclaircies.

- **forêts gérées de manière active** : les forêts pour lesquelles aucune des formes de sous-gestion listées ci-dessus n'a été identifiée sont affectées à la catégorie 'en gestion active'. Ces forêts représentent pour les projections futures les forêts de production actuellement gérées selon les guides de sylviculture. Dans le scénario de référence reproduisant les pratiques sylvicoles actuelles, ces forêts sont à la fois récoltées lorsque leur diamètre atteint le diamètre seuil défini pour leur essence et éclaircies à chaque pas de temps.

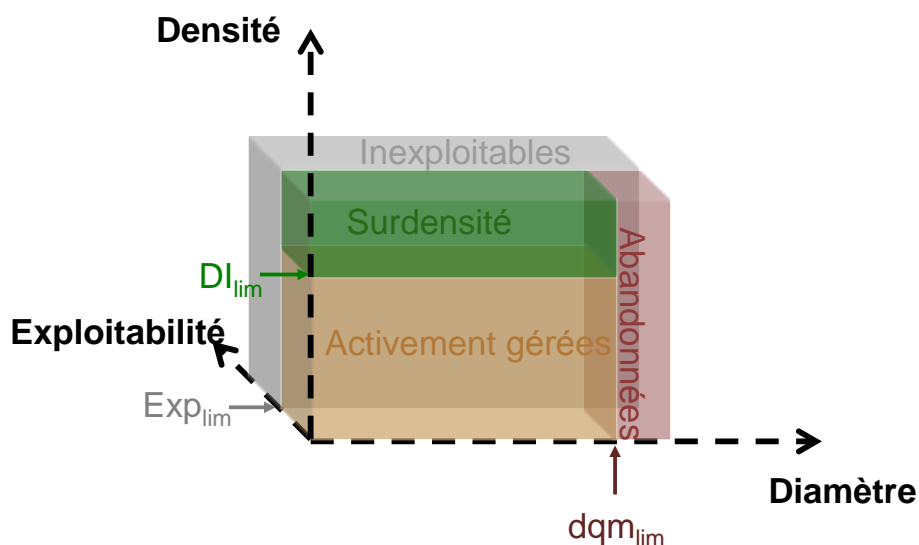


Figure 4: Définition de quatre catégories de gestion future pour les placettes de l'inventaire forestier national en fonction de critères objectifs sur les indices de densité et d'exploitabilité et le diamètre quadratique moyen des peuplements. En priorité, les peuplements dont les indices d'exploitabilité sont inférieurs à Exp_{lim} sont assignés à la catégorie 'forêts inexploitable'. Dans les projections futures, ces forêts ne sont ni récoltées ni éclaircies. Parmi les peuplements restants, ceux dont les diamètres quadratiques moyens sont supérieurs à dqm_{lim} sont assignés à la catégorie 'forêts abandonnées'. Ces forêts ne sont pas non plus ni éclaircies ni récoltées. Parmi les peuplements restants, ceux dont l'indice de densité est supérieur à DI_{lim} sont assignés à la catégorie 'forêts en surdensité' et ne sont pas éclaircies dans les projections futures. Les peuplements restants sont assignés à la catégorie 'forêts activement gérées' et sont éclaircies et récoltées dans les projections futures.

Ainsi, à chaque placette de l'inventaire national est affectée une catégorie de gestion selon ses caractéristiques dans l'inventaire. Cette répartition permet, dans la simulation de référence de décrire au plus près l'évolution possible de la ressource en reproduisant le niveau de gestion actuel. Pour l'application de scénarios de mobilisation accrue de la biomasse dans les forêts françaises cette répartition présente l'avantage de permettre de différencier la ressource forestière selon le type de politique publique nécessaire à leur mobilisation. Par exemple, une réglementation qui incite les propriétaires à mettre en place des plans simples de gestion permet de dynamiser la récolte des forêts gérées de manière peu proactive et donc de mobiliser la ressource forestière dans les forêts 'en surdensité'. En revanche, des incitations financières à l'aval de la filière accéléreront la coupe de forêts dont les propriétaires sont attentifs aux conditions de vente du bois et qui sont investis dans la sylviculture de leurs parcelles et permettent donc la mobilisation des forêts 'activement gérées'.

Cette représentation des niveaux de gestion est une modélisation et comprend des incertitudes. Un peuplement peut avoir un diamètre supérieur au diamètre de récolte attendu pour son essence et son niveau de fertilité et cependant être récolté dans les années qui suivent pour des raisons propres au propriétaire forestier. De même, certains peuplements qui ont des diamètres et des densités en accord avec les règles courantes de sylviculture ne seront peut-être ni éclaircis ni récoltés lorsqu'ils atteindront le diamètre de récolte courant pour des raisons à nouveau propres au propriétaire. Malgré ces approximations, les seuils de diamètre, d'exploitabilité et de densité permettent de reproduire avec un écart de +6 et -8% respectivement pour les volumes récoltés de feuillus et résineux respectivement selon l'Inventaire Forestier National (cf section I.3.b).

b. Scénarios de mobilisation de la ressource en biomasse

La catégorisation des forêts françaises selon leur niveau de gestion permet de projeter l'évolution de la

ressource en maintenant les forêts dans leur mode de gestion actuelle mais aussi d'envisager la mise en place de scénarios de mobilisation accrue en fonction de politiques publiques de mobilisation de la forêt qui visent une catégorie en particulier de forêts (mise en place d'éclaircies dans les forêts en surdensité, récolte d'une partie des forêts sur-matures, raccourcissement des périodes de rotation des forêts activement gérées par rapport à la période de rotation courante).

Simulation de référence

A partir des données initiales et des relations de croissance décrites dans la section I.2, la simulation de référence reproduit les pratiques courantes de gestion. Cette simulation reproduit donc l'évolution de la ressource forestière française sous l'hypothèse d'une continuité de comportement des acteurs. Les forêts identifiées comme activement gérées sont éclaircies et récoltées, les forêts identifiées comme en surdensité sont récoltées et ne sont pas éclaircies, les forêts identifiées comme sur-matures ou difficilement exploitables ne sont ni récoltées ni éclaircies. Les critères de récolte sont les diamètres de récolte courants utilisés pour discriminer les forêts en retard d'exploitation (D_{lim}). Les éclaircies sont simulées comme des prélèvements d'une fraction constante de volume à chaque pas de temps définie d'après les tables de production [Vannière, 1984].

Scénarios de mobilisation accrue

A partir de la simulation de référence, quatre familles de scénarios d'intensification de la mobilisation sont mises en place pour évaluer les effets sur le bilan carbone d'une mobilisation accrue de biomasse selon la catégorie de forêt qui est ciblée. Chaque famille de scénarios cible une des quatre catégories de forêt (activement gérées, surdensité et sur-mature), et est constituée de 1 à 10 simulations qui correspondent à différentes intensités en termes de taux de mobilisation à 30 ans, de 10% à 100% en surface (pour les forêts en surdensité et sur-matures) ou de moins 1 à moins 10cm de diamètre de récolte pour toutes les essences simultanément pour les forêts activement gérées. Leurs niveaux de 10% en 10% pour les forêts en surdensité et sur-matures et de 1cm en 1cm pour les forêts activement gérées ont pour but de reproduire des taux de réussite de politiques de mobilisation de la biomasse. Ces scénarios ainsi définis comme des études de sensibilité sont décrits dans le Tableau 4. Ainsi, par exemple, la famille de scénarios SMAT cible les forêts 'surmatures' par la récolte. Le 1^{er} scénario de la famille SMAT (SMAT-1) consistera en la récolte (en plus des récoltes contraintes par le scénario de référence) des 10% des forêts sur-matures (telles que définies dans la section I.3.a) ayant les diamètres les plus gros. Le scénario SMAT-5 consistera en la récolte des 50% des plus gros diamètres parmi les forêts sur-matures, et ainsi de suite.

Lorsque l'objectif de mobilisation d'une simulation est inférieur à 100% (par exemple dans SMAT-5 qui simule la récolte de 50% des forêts surmatures), les peuplements mobilisés prioritairement sont les plus gros diamètres (pour les forêts sur-matures) ou les plus fortes densités (pour les forêts en surdensité).

Quelque soit la réalisation de la mobilisation à 30 ans (de 10 à 100% ou de 1 à 10cm), la mobilisation additionnelle par rapport à la simulation de référence est faite progressivement dans le temps en passant linéairement en 30 ans de 0% ou 0cm à l'objectif défini pour une simulation donnée. On dispose finalement de cinq jeux de simulations listées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Familles de scénarios de mobilisation de la biomasse forestière nationale en fonction des opérations de gestion réalisées ou non pour chaque catégorie de forêts.

	Nombre de simulations	Forêts activement gérées	Forêts en surdensité	Forêts sur-matures	Forêts inexploitable
Référence 'REF'	1	Récoltée au diamètre courant	Récolte au diamètre courant	Pas de récolte	Pas de récolte
		Eclaircie selon taux courant	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircies
Mobilisation accrue forêts en surdensité 'DENS'	10	Récolte au diamètre courant	Récolte au diamètre courant	Pas de récolte	Pas de récolte
		Eclaircie selon taux courant	Eclaircie selon taux courant	Pas d'éclaircie	Pas d'éclaircie
Mobilisation accrue forêts sur-matures 'SMAT'	10	Récolte au diamètre courant	Récolte au diamètre courant	Récolte dès que possible	Pas de récolte

		Eclaircie selon taux courant	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircie
Mobilisation accrue forêts activement gérées 'DIAM'	10	Récolte avancée de 1 à 10 cm par rapport au diamètre courant	Récolte au diamètre courant	Pas de récolte	Pas de récolte
		Eclaircie selon taux courant	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircie	Pas d'éclaircie
Mobilisation accrue toutes forêts 'MAX'	10	Récolte avancée de 1 à 10 cm par rapport au diamètre courant	Récolte au diamètre courant	Récolte dès que possible	Pas de récolte
		Eclaircie selon taux courant	Eclaircie selon taux courant	Pas d'éclaircies	Pas d'éclaircie

Cette approche de simulation de la mobilisation accrue par prélèvement partiel d'une catégorie de forêt (en pourcentage de la superficie totale de chaque catégorie) est à garder en mémoire pour la comparaison des simulations obtenues avec les différentes familles de scénarios. En effet, la mobilisation de 100% des forêts sur-matures (donc leur récolte, cf Tableau 4) n'a pas le même potentiel intrinsèque que la diminution de 10cm du diamètre de récolte dans les forêts activement gérées de manière à accélérer les rotations. Cependant, le fait que les forêts en surdensité et sur-matures couvrent la même superficie de forêt (I.3.a) protège écarte le risque de biais d'interprétation.

Tableau 5 : Comparaison des modèles BiCaFF et MARGOT (IGN)

	BiCaFF	IGN+CITEPA	Implications	
Modèle				
Description de la ressource, stratification des données		forêts de production	forêts de production + peupleraies	
		16 essences : chêne sessile, pédonculé, pubescent, vert, hêtre, châtaignier, charme, frêne, pin maritime, pin sylvestre, pin laricio, pin noir d'Autriche, pin d'Alep, sapin pectiné, épicéa commun, douglas	8 groupes d'essences : chênes sessile+pédonculé, hêtre, châtaignier+robinier, feuillus précieux, peupliers cultivés, sapins+épicéas, douglas, pins	
		futaie régulière / taillis	fermée/ouverte/peupleraie	
	unité de modélisation (agrégation des données)	pas d'agrégation pré-modélisation, unités de modélisation : placettes IFN	49 Domaines d'étude par combinaisons	
			forêts ouvertes/fermées/peupleraies	
			GRECO	
domanial/autres publiques /privées/espace de conservation				
		feuillus-décidus-mixte		
		pas de stratification par structure forestière		
	chaque peuplement est caractérisé par un âge qui évolue à chaque pas de temps avec le diamètre et le volume	classes de diamètre : la ressource de chaque domaine d'étude est distribuée par classes de diamètre		
Croissance	pas de temps	5 ans	1 an	
	recrutement	seulement après récolte par régénération du même peuplement que celui coupé	effectif recruté dans la 1ère classe de diamètre	
	en diamètre	une fonction par essence et structure forestière dépendante de densité, fertilité et âge, soit un taux de croissance différent pour des peuplements de même classe de diamètre et même essence mais de conditions initiales différentes	représentée par un taux de croissance en diamètre unique pour chaque classe de diamètre de chaque domaine d'étude	
	en volume	une fonction par essence et structure forestière dépendante de fertilité et âge soit un taux de croissance différent pour des peuplements de même classe de diamètre et même essence mais de conditions initiales différentes	conversion des effectifs d'arbres de chaque classe de diamètre en volumes	
	effet de la gestion sur la croissance	l'indice de densité est utilisé comme indicateur de l'intensité de la gestion et est utilisé pour calculer la croissance. Une densité plus faible augmente l'accroissement radial et diminue l'accroissement en volume. Cet effet est faible.	pas de prise en compte	
	changement climatique	pas de prise en compte	pas de prise en compte	
Gestion	différenciations de catégories	distinction forêts gérées activement / difficilement exploitables/ surmatures /en sur-densité	seule distinction : zonage réglementaire (conservation)	
	règle de récolte	Diamètre limite déterminé pour chaque essence par classe de fertilité d'après les distributions en diamètres. Ex : un peuplement de douglas sera récolté lorsqu'il atteindra un diamètre de 35cm pour la classe de fertilité la plus faible, de 40cm pour la classe de fertilité la plus forte.	Tous les prélèvements sont considérés sans distinction d'après les données de l'inventaire par passage sur le point 5 ans après : nombre d'arbres prélevés dans une classe de diamètre. Ex: un douglas de 40 cm de diamètre a x% de chance d'être prélevé	
	éclaircies	Prélèvements d'éclaircies lissés sur la période de rotation, constants à chaque pas de temps. Effet sur la croissance implicite dans les équations de croissance en volume et en diamètre.		
Mortalité	d'après les données de l'inventaire : fraction de volume aérien constant par essence transférée au réservoir 'mortalité'	d'après les données de l'inventaire : un taux de mortalité dans chaque classe de diamètre de chaque domaine d'étude		
Surface boisée	constante	tendance augmentation: +100000ha/an contextualisé par essence, région, propriété	1000km2 de différence chaque année => productivité plus haute ds scénario IGN attendue	

1.4 Simulation des flux dans la filière de transformation du bois

a. Simulation des flux de carbone dans la filière bois

Les volumes commerciaux récoltés (bois fort tige : jusqu'à la découpe 7cm) simulés par le modèle de croissance sont convertis en leur équivalent volume aérien total (coefficients d'expansion CARBOFOR [Loustau, 2004], facteurs d'expansion branches, 1.611 feuillus, 1.335 conifères) et utilisés en entrée d'un modèle de filière bois qui reproduit la production de trois catégories de bois, bois d'œuvre (BO), bois d'industrie (BI) et bois énergie (BE) en prenant en compte les première et deuxième transformation, l'utilisation en cascade des produits, la réutilisation et le recyclage. Les flux de la filière sont détaillés dans la Figure 5. Autant que possible les paramètres ont été tirés de la littérature pour les années 2013 à 2015 et sont synthétisés dans le Tableau 5.

Le modèle de croissance donne des biomasses feuillues et résineuses issues respectivement des récoltes de futaies, de taillis et d'éclaircies. Les biomasses de ces compartiments sont ensuite distribuées entre trois compartiments en fonction des usages de destination bois d'œuvre bord de route (BO), bois d'industrie bord de route (BI) et bois-énergie bord de route (BE) et ajustées pour reproduire la part de BO et BIBE, feuillus et résineux, rapportés dans les statistiques nationales. Ainsi, la récolte de résineux est entièrement affectée au BO alors que 45% de la récolte de feuillus est affectée au BIBE. Le bois d'éclaircies et quant à lui affecté entièrement au BIBE pour les feuillus alors que 29% des éclaircies de résineux sont dirigées vers le BO.

Le BO 'bord de route' est ensuite transformé en scierie, laissant une partie de connexes de 1^{ère} transformation (65% pour les feuillus, 50% pour les résineux, rendement sciage [FCBA, 2016]). Les produits du sciage subissent une 2^e transformation pour devenir des produits finis de BO, laissant cette fois 38% du volume de bois en tant que connexes. Les connexes de 1^e et 2^e transformations sont affectés pour partie à la filière trituration (39%), pour partie à la filière énergie (13%). La filière trituration contient donc une partie des connexes de transformation du BO ainsi que le BI bord de route. L'étape de trituration génère 60% de résidus en sus de la production de produits finis BI [Eggers, 2002]. En fin de vie le BI est recyclé à 70%, affecté à l'énergie à 15% et considéré comme déchet à 15% [Guinard *et al.*, 2015]. Le compartiment bois énergie rassemble enfin le bois énergie 'bord de route', les connexes de la phase de trituration et une partie des produits BO et BI en fin de vie. L'utilisation en cascade des produits (sur fond gris sur le schéma figure 7), c'est à dire la valorisation des produits finis BO en fin de vie en BI et BE ou le recyclage des produits finis BI ou leur valorisation énergétique, est incluse dans le modèle mais peut être désactivée pour évaluer le poids du recyclage et de la valorisation énergétique dans le bilan carbone de la filière bois française. Selon les données disponibles, environ 16% de la production actuelle de bois énergie provient de la valorisation en fin de vie de produits BO ou BI. Pour le calcul du stockage de carbone dans les produits bois, les utilisations secondaires et tertiaires du bois (suite à l'utilisation en cascade) ne sont pas considérées pour éviter le double compte du carbone.

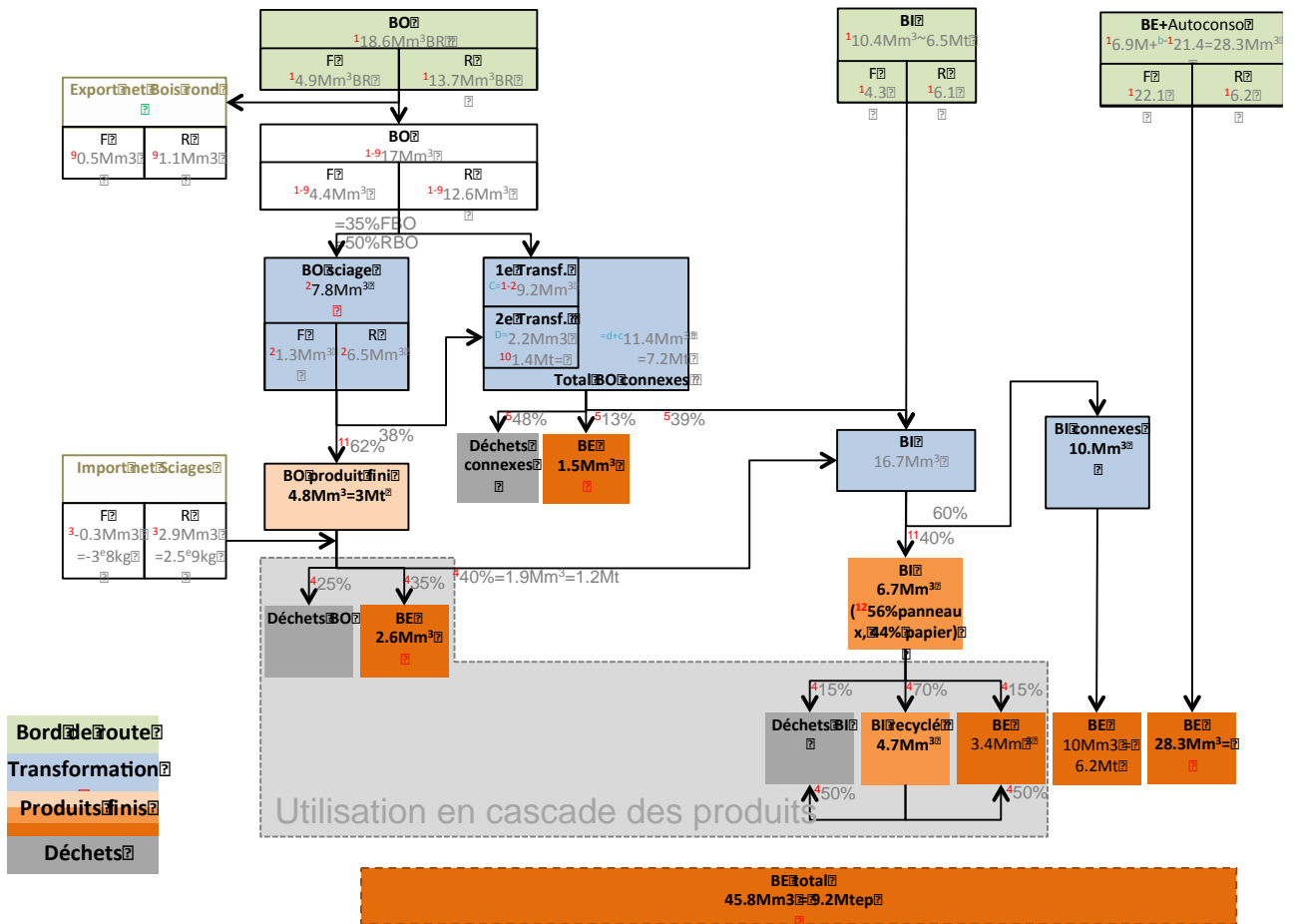


Figure 5 : Représentation schématique des flux de matière dans la filière bois de la récolte bord de route à la fin de vie des produits. Les sources de chaque valeur sont indiquées en exposant rouge et les principales sont rappelées dans le Tableau 5 : ¹[Agreste, 2016b], ²[Agreste, 2016a], ³[Agreste, 2012], ⁴[Guinard et al., 2015], ⁵[Agreste, 2014], ⁹[Franqueville, 2015], ¹⁰[FCBA, 2014], ¹¹[Eggers, 2002]

Tableau 6 : Valeurs issues de la littérature pour la modélisation de la filière bois (récolte, transformation, utilisation, fin de vie) pour la période 2006-2014

Variable	Valeur	Unité	Source
Prélèvements forestiers			
Récolte 2008-2016 forêts exclusivement	44.5 Feuillus : 21.6 Résineux : 22.9	Millions m3 bois ronds sur écorce bois fort tige	[IGN, 2016]
Peupleraies	1.7		[Colin et al., 2009]
Bord de route			
Bois d'œuvre commercialisé	Total grumes feuillues 2013	4.9	Millions m3 bois ronds sur écorce
	Total grumes conifères 2013	13.7	
	Export de grumes	1.6 Feuillus : 0.5 Résineux : 1.1	
Bois d'industrie commercialisé	Trituration + autre bois d'industrie	10.4	
Bois énergie	commercialisé	6.9	
	Estimation autoconsommation	18.2	
Produits bois			
Bois d'oeuvre	Sciages feuillus 2013	1.3	Millions m3
	Sciages résineux 2013	6.5	
	Résidus de transformation	11.4	
	Import de sciages	2.6	
Fin de vie BO	Valorisation matière (->BI)	40%	
	Valorisation énergie (->BE)	35%	
	déchets	25%	
Bois d'industrie	Industrie de la trituration (panneaux, pâte à papier, placages et contreplaqués)	16.7	Millions m3
Bois énergie	Energie à partir de la biomasse	9.2	Mtep

b. Emissions de carbone des produits bois

Les émissions carbone de la filière bois sont dépendantes du devenir de la récolte de biomasse en terme d'efficacité de la transformation du bois, de la durée de vie des produits bois et de l'effet substitution associée à leur utilisation en remplacement de matériaux et d'énergie alternatifs.

A chaque pas de temps, on calcule l'évolution du stock de carbone dans les produits bois à partir d'un stock initial nul. Ainsi on ne considère que la variation entre le temps t et l'année 2010 de début de simulation. Cette hypothèse On cumule alors les stocks de produits bois produits à tous les pas de temps passés, chacun diminué d'une certaine quantité qui dépend de sa date d'émission et de sa durée de vie moyenne. Pour les produits bois de catégorie BO produits au temps t_0 , la variation de stock entre les temps $t-1$ et t est définie par des équations classiques de décroissance exponentielle:

Équation 10

$$DWP_{BO} = D.aC \left(WP_{BO}(t_0) e^{-\frac{t-1}{\tau_{BO}}} - WP_{BO}(t_0) e^{-\frac{t}{\tau_{BO}}} \right)$$

D est la densité du bois (en tonne de matière sèche par m³) et αC est la part de carbone (en tC par tonne de matière sèche). $D = 0.5 \text{ tdm m}^{-3}$ et $\alpha F = 0.5 \text{ tC tdm}^{-1}$. τ est la durée de vie des produits bois selon leur catégorie. $WP_{BX}(t)$ est la quantité de produit bois de la catégorie X en utilisation au temps t .

Chaque produit bois produit au-delà du scénario de référence est supposé se substituer à un produit équivalent plus émetteur de carbone dans sa production et/ou son utilisation.

Équation 11

$$S = D.aC \cdot (S_{BO} WP_{BO} + S_{BI} WP_{BI} + S_{BE} WP_{BE})$$

S est la substitution, soit les émissions de carbone évitées par l'utilisation des produits bois au-delà du scénario de référence entre deux pas de temps. D est la densité du bois (en tonne de matière sèche par m³) et αC est la part de carbone (en tC par tonne de matière sèche). S_{BX} est le coefficient de substitution pour un produit bois de la catégorie X (œuvre, industrie, énergie). WP_{BX} est la quantité de produit bois de la catégorie X entre deux pas de temps.

ENCADRE 1 Coefficients de substitution

Un coefficient de substitution est utilisé pour calculer les émissions de carbone évitées (ou ajoutées) par le fait d'utiliser des produits bois en remplacement de produits alternatifs dont la fabrication est plus (moins) émettrice de gaz à effet de serre. Il est calculé comme décrit dans l'équation ci-dessous où GES et Q sont respectivement les émissions de gaz à effet de serre associés à la fabrication du produit et la quantité de bois contenue dans le produit, et les indices bois et non-bois réfèrent au produit bois et à son alternative. Il s'agit donc de la quantité d'émissions évitées (ajoutées) par unité marginale de bois utilisée. Un coefficient de 0.5 signifie que pour chaque tonne de carbone utilisée pour un usage donné, l'émission d'une demi tonne de carbone fossile est évitée.

$$S = \frac{GES_{non-bois} - GES_{bois}}{Q_{non-bois} - Q_{bois}}$$

Le calcul des coefficients de substitution est donc dépendant à la fois des produits bois considérés et de leur mode de production mais aussi et surtout des produits qu'ils remplacent. Par exemple dans le cas de bois énergie utilisé en substitution de charbon aura un coefficient de substitution élevé, alors que le même bois énergie utilisé en remplacement d'énergie nucléaire aura un potentiel de substitution très inférieur. Le coefficient de substitution peut même être négatif dans le cas où l'alternative considérée est moins émettrice de carbone.

Les paramètres de stockage de carbone (durée de vie moyenne τ) et de substitution (S) en fonction de la catégorie de produits bois utilisés dans le modèle sont donnés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Paramètres définissant les caractéristiques d'utilisation des produits bois selon leur compartiment. Les valeurs des coefficients de substitution sont issues des travaux de l'ADEME.

Catégorie de produit bois	Durée de vie		Coefficient de substitution
	valeur	référence	valeur
BO	50 ans	[Eggers, 2002]	1.2
BI	4 ans		0 (papier, 44% de BI)
			0.53 (panneaux (56% de BI)
BE	1.7 ans	[Fortin et al., 2012]	0.5

c. Simulation de la filière bois dans les scénarios de mobilisation accrue

Tous les scénarios de mobilisation accrue considèrent que la biomasse récoltée en supplément du scénario de référence suit la même affectation en usages que la production de la simulation de référence. La motivation pour ce choix est de maximiser l'utilisation du bois en cascade et la tentative d'atteindre les objectifs de production d'énergie à partir de la biomasse grâce à l'activation de l'ensemble de la filière. Cette hypothèse sous-entend que la filière dans son ensemble a la capacité de s'adapter à une augmentation de la production de bois de toutes catégories. Par construction du modèle de filière, un scénario qui augmente les coupes rases aura pour effet d'augmenter en priorité la production de BO mais aussi de BIBE via l'affectation de 45% de la récolte de feuillus directement à la filière de BIBE et via l'utilisation en cascade du BO pour le BIBE via les connexes et la fin de vie des produits. Un scénario dans lequel les éclaircies sont augmentées conduira à une augmentation prioritaire de la production de BIBE sauf pour 29% du bois d'éclaircie résineux qui est affecté au BO. Dans ce cas l'augmentation du BO sera donc très limitée, ce qui est en cohérence avec l'utilisation dans la filière de transformation du bois d'éclaircie.

En ce qui concerne la substitution, les coefficients de substitution qu'on utilise ont le plus souvent été calculés dans le cadre des émissions de la production marginale d'énergie ou de produits, et non pour la production de référence. Il a donc été décidé de n'appliquer l'effet de substitution qu'à la production supplémentaire par rapport au scénario de référence. Ce choix méthodologique a un effet sur la valeur du bilan carbone dans son ensemble mais pas sur la comparaison des simulations entre elles puisque la même méthode est appliquée à toutes les simulations.

1.5 Résultats des projections et discussion

a. Distribution des catégories de gestion

Au niveau national, cette approche conduit à une répartition à quasi égalité des catégories inexploitable, surdensité et sur-matures avec chacune 12% des peuplements.

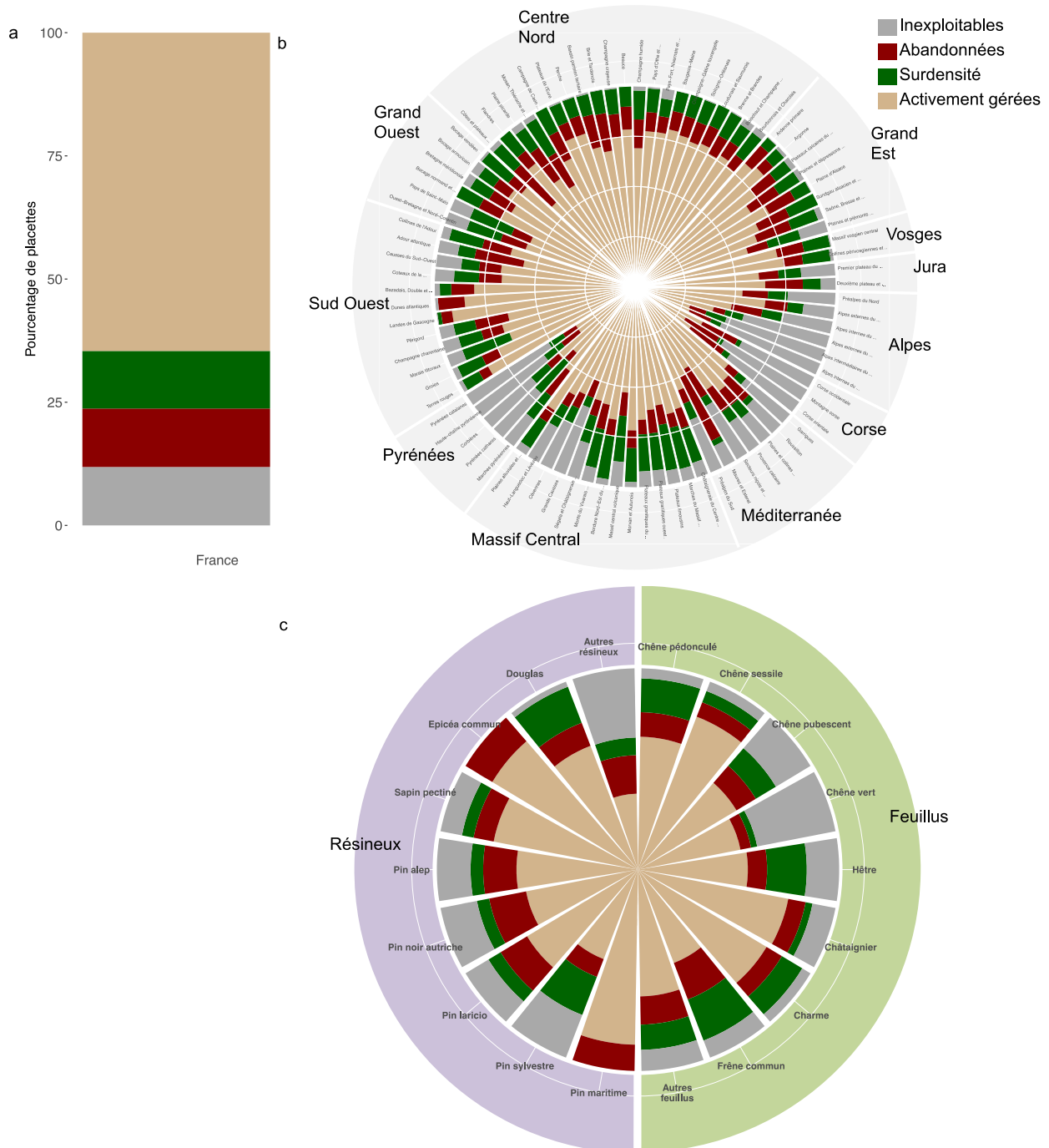


Figure 6 : Distribution des catégories de gestion en pourcentage des peuplements a. sur la France entière, b. pour chaque sylvoécocorégion, c. pour chaque essence.

De manière spatialement désagrégée, les résultats de cette répartition des peuplements pour chaque sylvoécocorégion sont présentés dans la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.b** qui montre, au niveau national toutes essences confondues, une forte hétérogénéité des niveaux de gestion. On retrouve de plus faibles niveaux de gestion dans la moitié Sud et en particulier dans les zones montagneuses (Alpes, Corse, Pyrénées) en raison d'une forte proportion de forêts difficilement exploitables (qui atteint un maximum de

53.3% pour la sylvoécocorégion Alpes internes du Sud). On observe aussi que les forêts en surdensité et les forêts sur-matures sont réparties de manière relativement homogène sur le territoire ce qui est cohérent avec le fait que ces caractéristiques résultent de décisions des propriétaires et non de caractéristiques des territoires. La part de forêts activement gérées dans chaque région varie entre un minimum de 29% dans les sylvoécocorégions montagneuses des Alpes intermédiaires du Sud, Alpes internes du Sud et Montagne corse et 92% dans la sylvoécocorégion des Landes de Gascogne

En termes d'essences en revanche on remarque une variabilité plus importante de la répartition des catégories de gestion (Figure 5c). Par calibration du modèle, pour atteindre les forts niveaux de prélèvements relevés pour le pin maritime et l'épicéa commun, et en cohérence avec leurs filières industrielles bien développées, aucun peuplement de ces deux essences n'est défini comme en surdensité ou inexploitable. Pour les autres essences, on retrouve certaines caractéristiques géographiques. Ainsi, le chêne vert localisé sur le pourtour méditerranéen et en Corse est caractérisé par un fort taux d'inexploitabilité (39%). Les 'autres résineux', largement localisés (63%) dans les régions des Alpes, de Corse, des Pyrénées ou du pourtour Méditerranée a un taux d'inexploitabilité de 40%.

b. Scénario de référence

A partir des règles de récolte de référence appliquées au premier pas de temps du modèle, on peut comparer les volumes annuels récoltés entre 2010 et 2015 et affectés à l'année 2015 selon le modèle de comptabilité du modèle avec les données de l'inventaire forestier national pour les prélèvements en forêts entre 2011-2015. Cette discordance des années de référence a peu d'effet en raison du caractère moyen de ces valeurs. Cette comparaison a servi de référence pour affiner la calibration des règles de récolte. Ainsi, pour l'épicéa et le pin maritime, les niveaux de prélèvements ne peuvent être atteints avec les mêmes règles de récolte et la même catégorisation que les autres essences. Pour ces deux essences, aucune placette n'est placée dans la catégorie 'en surdensité' ni inexploitable en supposant que pour ces essences des techniques appropriées sont mises en place (par exemple récolte par câble). Malgré cet ajustement des règles de récolte pour ces deux essences, le niveau de prélèvement annuel simulé par le modèle BiCaFF pour le pin maritime entre 2011 et 2015 reste inférieur aux estimations IFN, un écart qui se propage sur le niveau de prélèvements des résineux à l'échelle nationale.

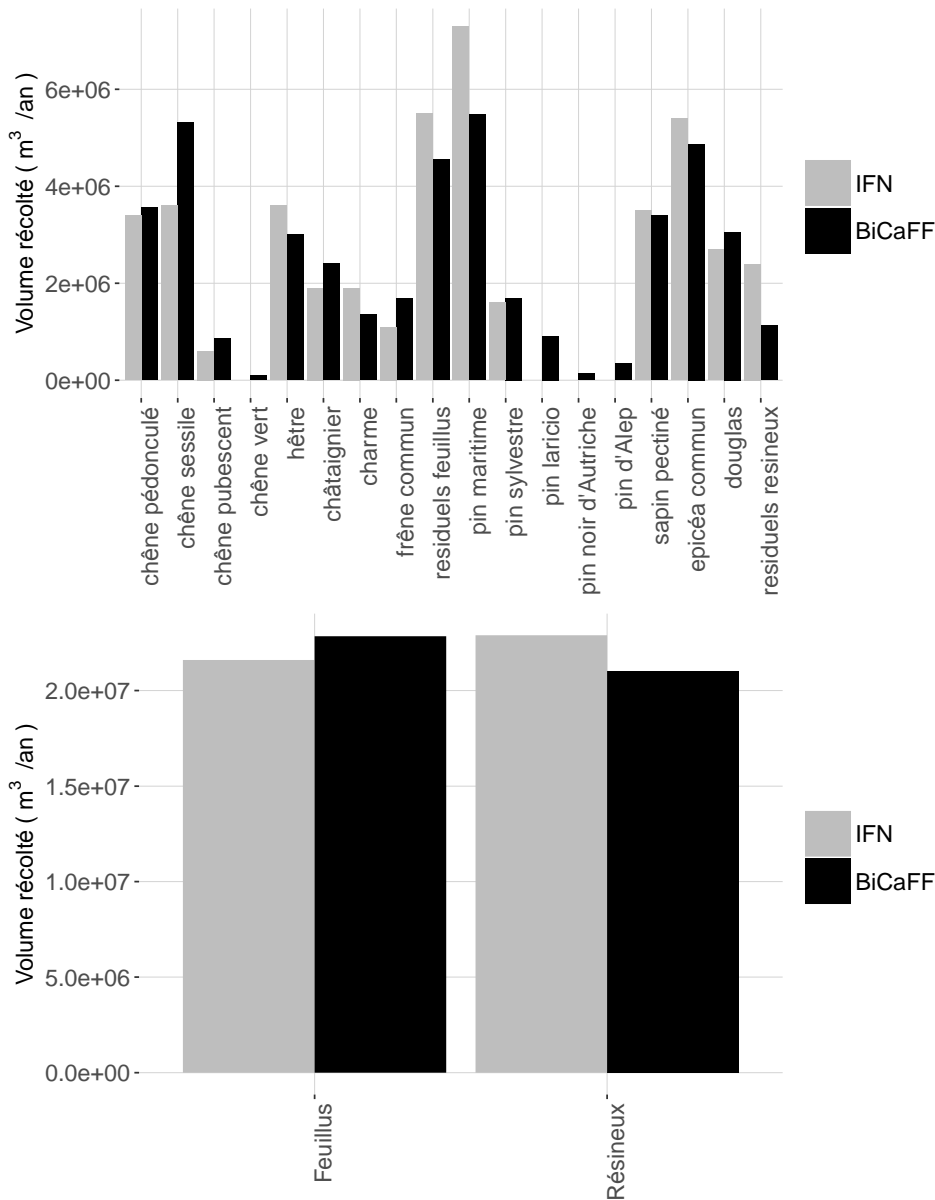


Figure 7 : Comparaison des récoltes annuelles simulées au premier pas de temps du modèle BiCaFF (2015) avec les données de l'inventaire forestier national (campagnes 2011-2015).

Les simulations futures de notre scénario de référence sont également comparées aux résultats de l'étude IGN-CITEPA 2014 [Colin, 2014] qui utilise le modèle MARGOT [Wernsdörfer et al., 2012] et définit deux scénarios de prélèvements. Le scénario tendanciel de l'étude IGN-CITEPA est défini par un maintien des prélèvements actuels en termes de fréquence de coupe pour chaque classe de diamètre et d'âge. Le scénario dynamique vise une augmentation des prélèvements de bois pour se rapprocher des règles de sylviculture en augmentant les coupes, en contrôlant la densité des peuplements en croissance et en favorisant les coupes de régénération. La comparaison de la simulation de référence BiCaFF avec les simulations de l'étude IGN-CITEPA n'est pas à considérer comme une recherche de validation mais bien comme la comparaison de deux approches différentes. Les deux modèles utilisent des philosophies de représentation de la ressource différentes et leurs scénarios ne décrivent pas les mêmes situations. Cette comparaison permet de comprendre les différences entre les approches et les conséquences sur les variables simulées.

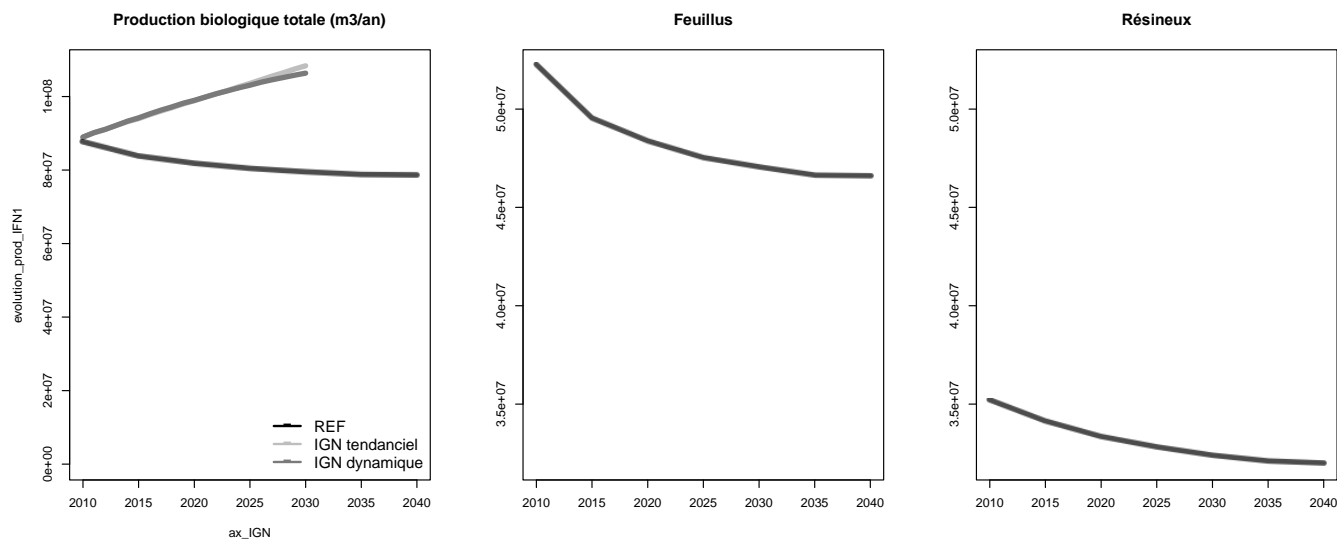


Figure 8 : Evolution de la production biologique brute simulée par le modèle BiCaFF dans son scénario de référence et par le modèle MARGOT pour l'étude IGN-CITEPA2014 dans ses scénarios tendanciel et dynamique. Les tableaux des valeurs telles que présentées dans ces figures et rapportées à l'hectare sont donnés en annexe V.4.

La production biologique brute simulée par BiCaFF est décroissante entre 2015 et 2040 alors que celle simulée par le modèle MARGOT utilisé par l'IGN est croissante (Figure 12). La divergence entre les deux projections conduit à un écart de production biologique brute de 29Mm³/an en 2030. Cette différence de tendance rappelle celle trouvée par l'étude du Joint Research Center en 2016 [Pilli *et al.*, 2016] qui simule pour la France une diminution du puits forestier entre 2000 et 2012 d'environ 9MtCO₂/an alors que les données fournies par l'inventaire forestier national donnent une augmentation du puits entre ces mêmes dates d'environ 28MtCO₂/an. Les auteurs de l'étude du JRC n'ont pas d'explication à cette divergence et précisent que 'pour la France, l'écart entre CBM [modèle du JRC] et GHGI [données de l'inventaire forestier national] nécessite une enquête plus approfondie, en particulier en ce qui concerne les différences d'hypothèses de récolte et d'incrément'. Dans notre cas, des analyses supplémentaires seraient nécessaires pour comprendre l'origine de ces différences de trajectoires mais d'ores et déjà il est possible de noter plusieurs différences entre notre étude et celle de l'IGN (Tableau 5).

Tout d'abord, le mode de simulation de la croissance n'est pas le même puisque les deux modèles n'utilisent pas les mêmes équations ni la même approche de modélisation de la croissance. Dans un cas (modèle MARGOT) la ressource est simulée en classes de diamètre. Chaque classe de diamètre est caractérisée par un effectif d'arbres et un volume moyen des arbres dans cette classe. A chaque pas de temps, une fraction des effectifs de chaque classe de diamètre, déterminée par les relations de croissance, passe dans la classe de diamètre supérieure. Dans l'autre cas (modèle BiCaFF) la croissance est appliquée à chaque placette en fonction de ces caractéristiques propres d'âge, de fertilité et densité. Il y a donc différents taux de croissance pour des essences de même classe de diamètre selon leurs caractéristiques initiales. Sur les peuplements âgés qui sont ceux qui contribuent le plus à la croissance totale de la ressource, ces différences peuvent avoir un impact fort.

Ensuite, la méthode de détection des peuplements à récolter est très différente de celle appliquée dans le modèle de l'IGN. En effet, dans le scénario tendanciel IGN, pour une essence et une classe de diamètre donné, le modèle MARGOT applique une probabilité de récolte constante dans le temps et qui est dérivée des taux de coupe relevés sur les placettes lors des campagnes d'inventaire depuis 2010. Aucune récolte n'est appliquée aux peuplements dont les diamètres ne sont pas représentés dans les distributions actuelles de diamètres, ce qui peut conduire à une sous-estimation des récoltes dans une forêt française dont les plantations du fonds forestier national arrivent à maturité. Dans le scénario de référence du modèle BiCaFF, la fraction des peuplements matures récoltée varie plus librement avec l'évolution de la structure de la ressource puisque nos critères de récolte sont basés sur des critères physiques de diamètre.

De plus, l'étude de l'IGN intègre à sa modélisation une augmentation de la superficie forestière française de 100 000ha/an (soit une augmentation de 0.6% par an). On peut calculer l'effet de cette hypothèse sur la simulation de la production biologique brute. Avec une augmentation linéaire de la superficie forestière de 100 000ha/an entre 2010 et 2030, la superficie supplémentaire dans l'étude IGN-CITEPA est de 2Mha avec

des peuplements qui ont en moyenne 10 ans. En prenant une moyenne de $6\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ comme production des nouveaux peuplements (valeur moyenne pour les peuplements de moins de 20 ans d'après les données de l'IGN), on obtient en moyenne sur la période une production biologique brute de $12\text{Mm}^3/\text{an}$, soit 40% de l'écart entre l'estimation de l'étude IGN-CITEPA et l'estimation BiCaFF.

La différence de projection de la production biologique brute se retrouve sans surprise dans les projections de l'évolution du volume sur pied dans la forêt française avec l'effet direct sur le volume de l'afforestation incluse dans les simulations IGN-CITEPA 2014. Dans le scénario tendanciel de l'étude IGN-CITEPA le volume de bois fort tige en 2030 est de 3358Mm^3 alors qu'avec le modèle BiCaFF on obtient un volume de 2866Mm^3 .

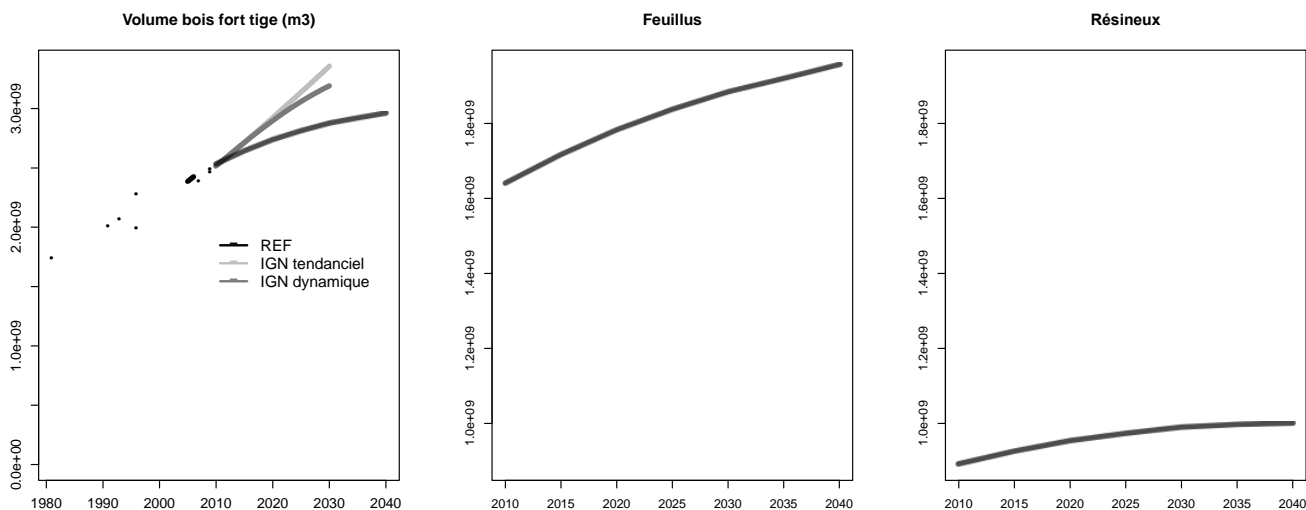


Figure 9 : Evolution du volume de bois sur pied simulée par le modèle BiCaFF dans son scénario de référence et par le modèle MARGOT pour l'étude IGN-CITEPA2014 dans ses scénarios tendanciel et dynamique (la ventilation des volume de bois sur pied feuillus/résineux pour le modèle de l'IGN n'est pas donnée dans le rapport IGN-CITEPA 2014). Les tableaux des valeurs telles que présentées dans la figure et rapportées à l'hectare sont donnés en annexe V.5.

Pour le volume de bois récolté, les résultats des simulations du modèle IGN-CITEPA montrés dans la Figure 10 sont issues du tableau 9 du rapport [Colin, 2014]. Comme vu à la section I.3.b, la simulation BiCaFF de référence (noir sur la figure) a un volume récolté au premier pas de temps proche de celui utilisé dans l'étude IGN-CITEPA malgré une sous-estimation du niveau de récolte des résineux par rapport aux simulations IGN-CITEPA. L'évolution dans le temps similaire en pente au scénario de référence IGN-CITEPA pour la récolte des résineux jusqu'en 2030. L'évolution de la récolte des feuillus est estimée en plus forte croissance par le modèle IGN-CITEPA qui estime une croissance de la récolte de feuillus de $+12.2\text{Mm}^3/\text{an}$ entre 2010 et 2030 que par le modèle BiCaFF qui donne une croissance modérée de la récolte de feuillus de $+3.6\text{Mm}^3/\text{an}$ entre 2010 et 2030.

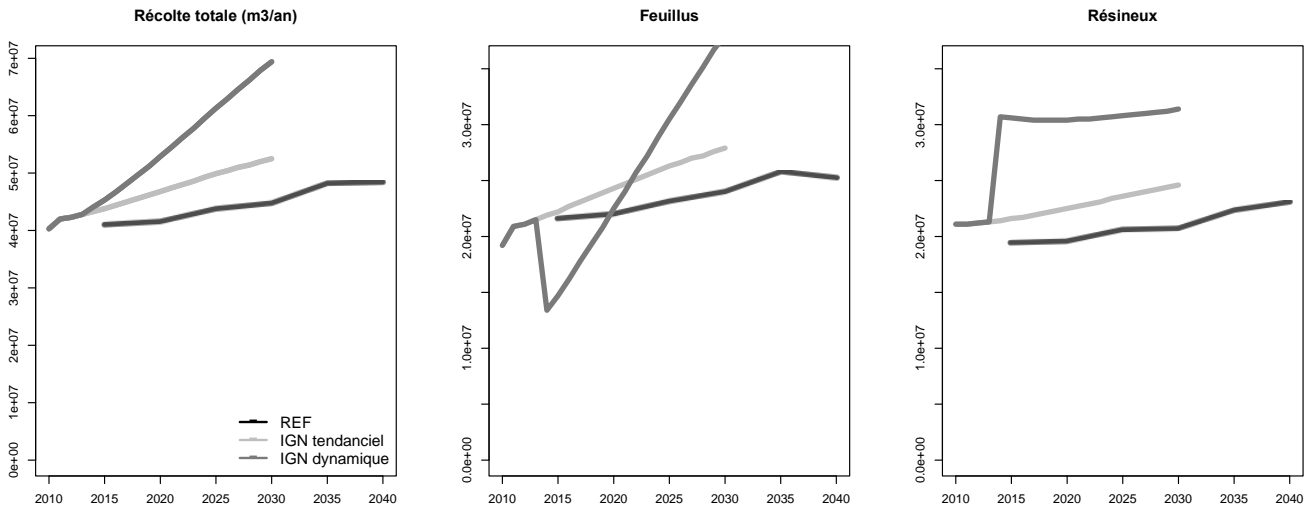


Figure 10 : Evolution du volume de bois récolté simulé par le modèle BiCaFF dans son scénario de référence et par le modèle MARGOT pour l'étude IGN-CITEPA2014 dans ses scénarios tendanciel et dynamique. Les tableaux des valeurs telles que présentées dans la figure et rapportées à l'hectare sont donnés en annexe V.6.

En décomposant le volume récolté par essence on peut identifier quelles essences contribuent le plus à la trajectoire obtenue avec le scénario de référence. Les volumes récoltés rapportés à l'hectare sont montrés dans la Figure 11. Le douglas se distingue avec une forte augmentation puisque son niveau de récolte passe de 2.8Mm3/an en 2015 à 5.2Mm3/an en 2040. Cette forte augmentation de la récolte de douglas dans le scénario de référence s'explique par la structure en âge des peuplements de douglas plantés dans les années 1950-1970 qui arrivent à maturité. Une tendance similaire apparaît aussi pour les peuplements 'autres résineux' (composés à 33% de mélèze, à 20% de pin à crochets et à 13% d'épicéa Sitka) et dans une moindre mesure pour le chêne pédonculé et le sapin pectiné. Les autres essences ont des taux de récolte par surface relativement stables.

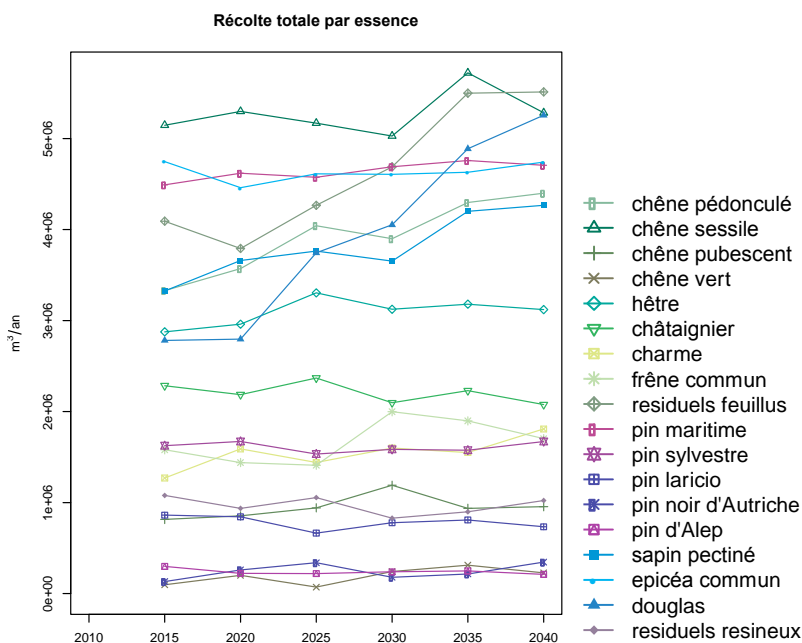


Figure 11 : Evolution de la récolte par hectare par essence dans le scénario de référence BiCaFF

Ces volumes prélevés peuvent être traduits en termes de taux de prélèvement (Figure 12). Dans le scénario de référence en maintenant les pratiques de gestion actuelles, on obtient une légère augmentation du taux de récolte entre 2010 et 2040 qui est due à la structure en âge des forêts avec des forêts jeunes qui arrivent à maturité. Cette augmentation est attribuable principalement à une augmentation du taux de prélèvement des

résineux (en particulier du douglas comme vu précédemment) dont le taux de prélèvement passe de 57% en 2015 à 72% en 2040 alors que pour les feuillus le taux de prélèvement passe de 43% en 2010 à 54% en 2040. En comparant ce résultat avec les simulations IGN-CITEPA, on voit alors que la simulation de référence du modèle BiCaFF pour le taux de prélèvement toutes essences confondues se situe entre les simulations tendancielle et dynamique du modèle IGN-CITEPA (Figure 12).

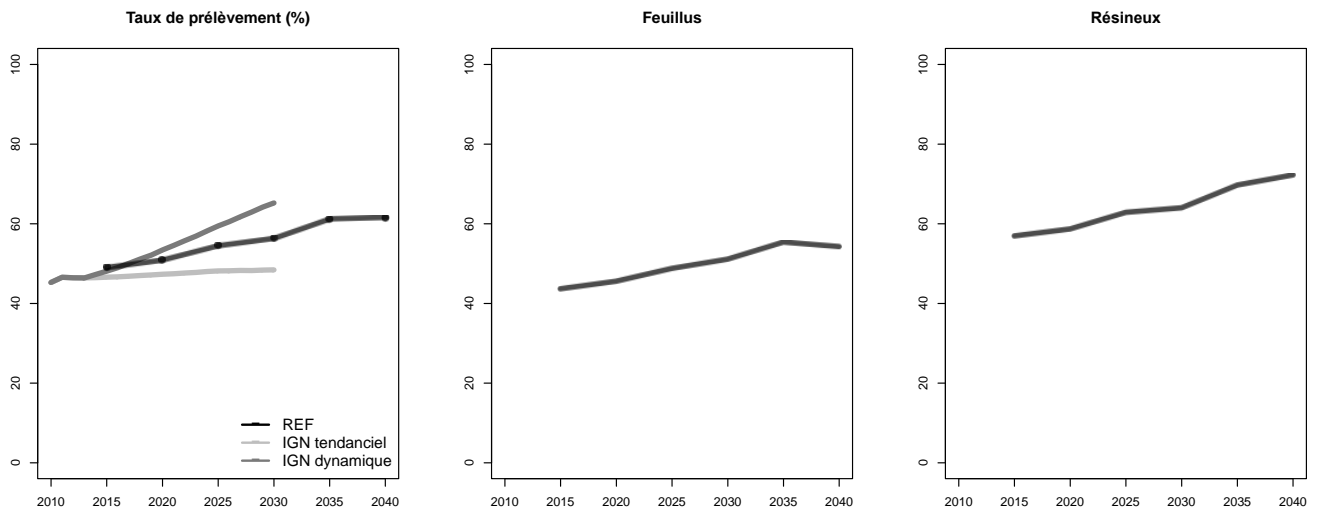


Figure 12 : Evolution du taux de prélèvement simulé par le modèle BiCaFF dans son scénario de référence et par le modèle MARGOT pour l'étude IGN-CITEPA2014 dans ses scénarios tendanciel et dynamique. Les tableaux des valeurs telles que présentées dans la figure et rapportées à l'hectare sont donnés en annexe V.4.

c. Scénarios de mobilisation accrue de biomasse

Volumes sur pied

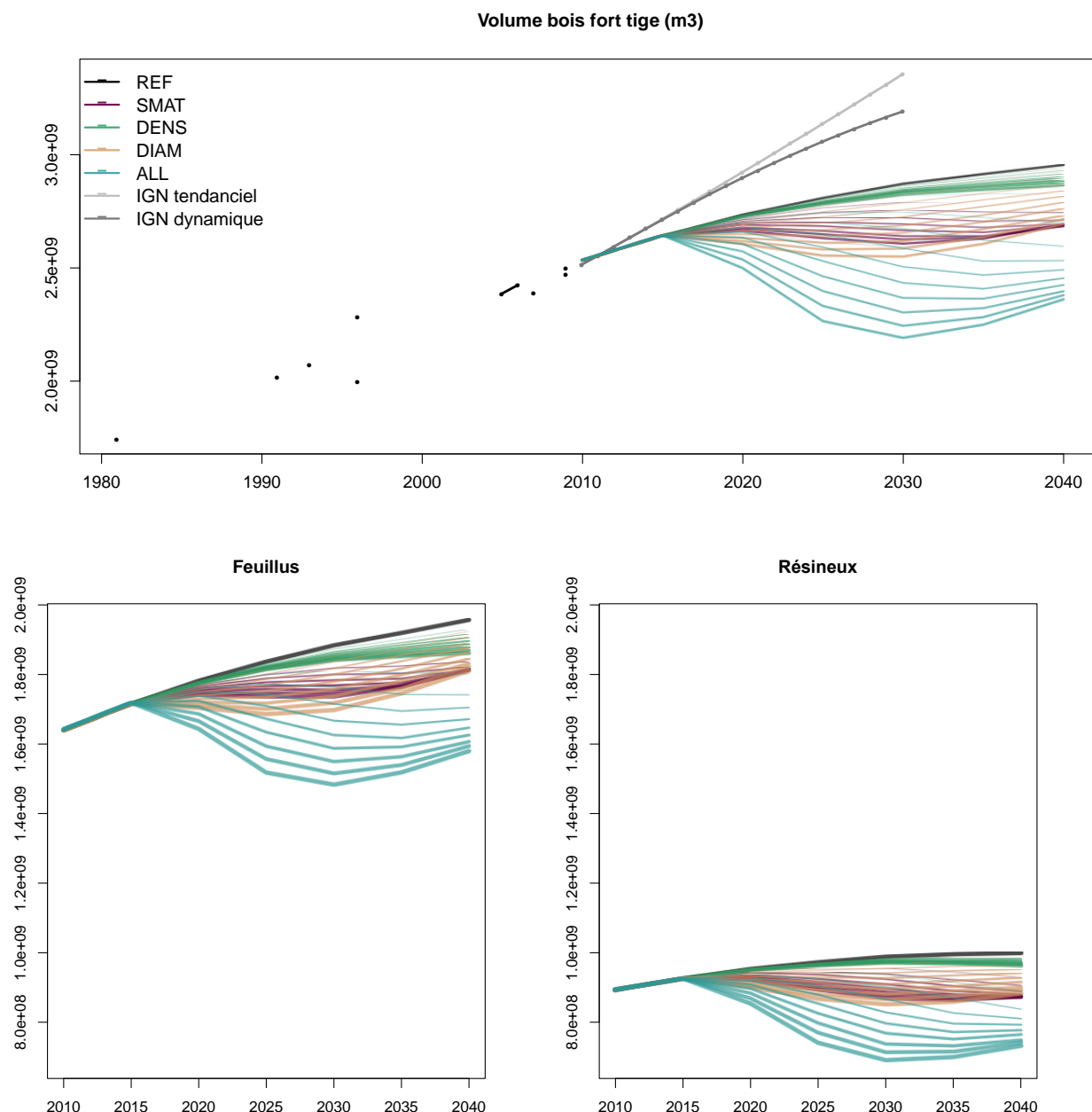


Figure 13: Evolution du volume aérien (bois fort tige) modélisé pour les scénarios BiCaFF (couleurs en légende) et par l'étude IGN-CITEPA (gris clair scénario tendanciel, gris foncé scénario dynamique). Les valeurs historiques issues de la littérature sont montrées par des points noirs. Les tableaux des valeurs telles que présentées dans la figure sont donnés en annexe V.4.

Avec des taux de prélèvement proches et des productions biologiques inférieures, le volume de bois sur pied simulé par le modèle BiCaFF est inférieur à celui simulé avec le modèle MARGOT dans l'étude IGN-CITEPA comme on l'a vu à la section précédente (Figure 13). Tous les scénarios explorent les effets d'une augmentation des prélèvements. Sans surprise, tous les scénarios testés conduisent à un ralentissement de l'augmentation du volume sur pied à l'échelle de temps considérée, avec une diminution des volumes de bois sur pied par rapport à la simulation de référence qui varie de -9% en 2040 pour l'intensification maximale en 30 ans des forêts activement gérées (diminution de 10cm des diamètres de récolte) à -5% en 2040 par rapport au scénario de référence pour la mobilisation totale des forêts en surdensité (éclaircies). Certains scénarios les plus intensifs (réduction des diamètres de récolte de plus de 7cm ou mobilisation de plus de 80% des forêts sur-matures) conduisent à une réduction temporaire du stock de bois sur pied.

Volumes récoltés

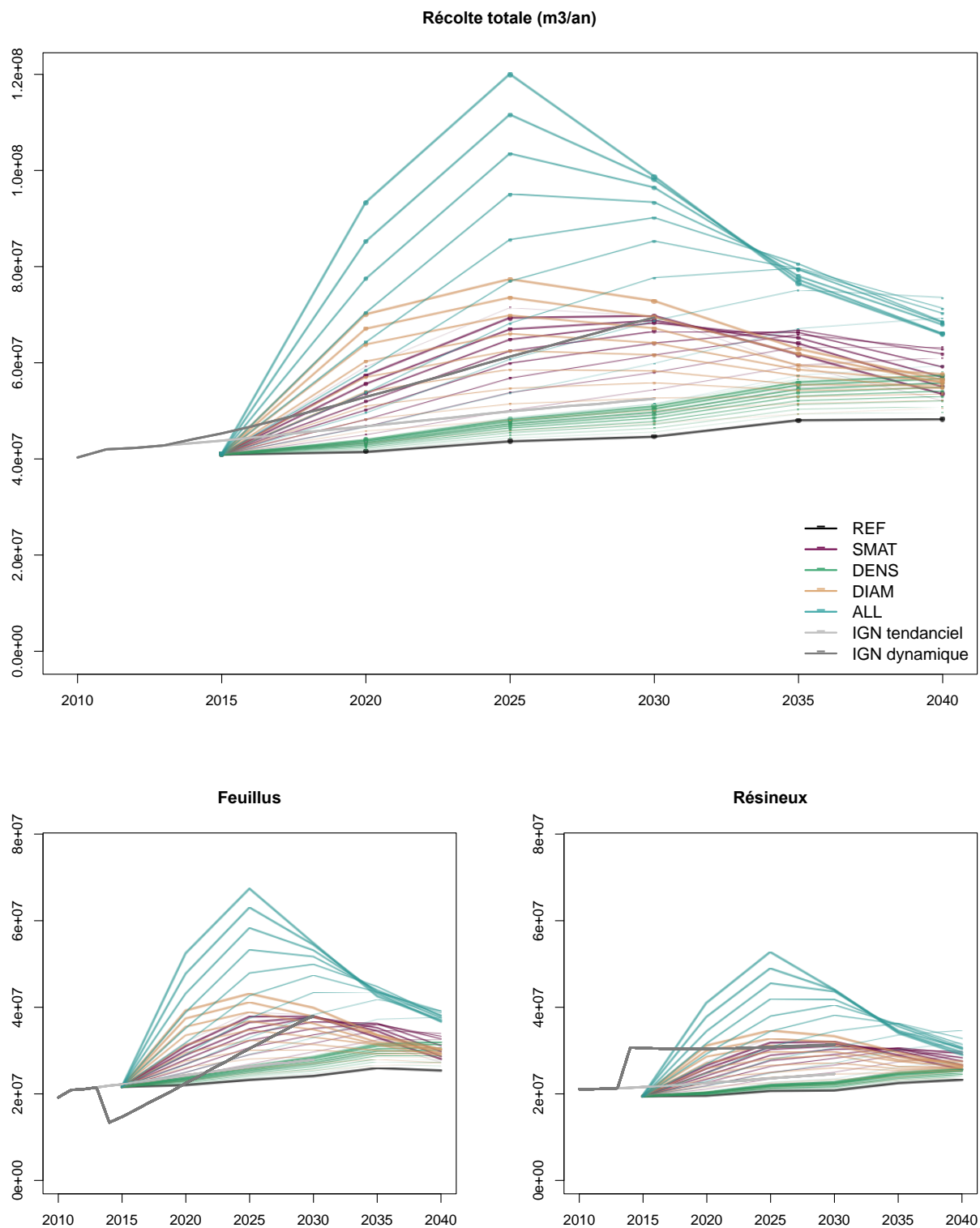


Figure 14 : Evolution du volume total récolté (bois fort tige) modélisé par BiCaFF (couleurs en légende) et par l'étude IGN-CITEPA (gris clair scénario tendanciel, gros foncé scénario dynamique). Les tableaux des valeurs sont donnés en annexe V.4.

Les volumes récoltés peuvent être multipliés par 1.5 en ciblant une seule des trois catégories (Figure 14) ou même triplée en ciblant les trois catégories sur-matures, surdensité et activement gérées à la fois. Cependant cette augmentation de récolte serait seulement pour quelques années à une décennie puisqu'elle correspondrait à la mobilisation transitoire d'une partie du stock de bois sur pied correspondant aux peuplements nouvellement gérés. Cette augmentation ne peut donc pas être maintenue dans le temps. Les niveaux de récolte atteints après le régime transitoire de mobilisation du stock nouvellement géré sont

supérieurs aux niveaux de récolte du scénario de référence en raison d'une augmentation de la production biologique.

Production biologique

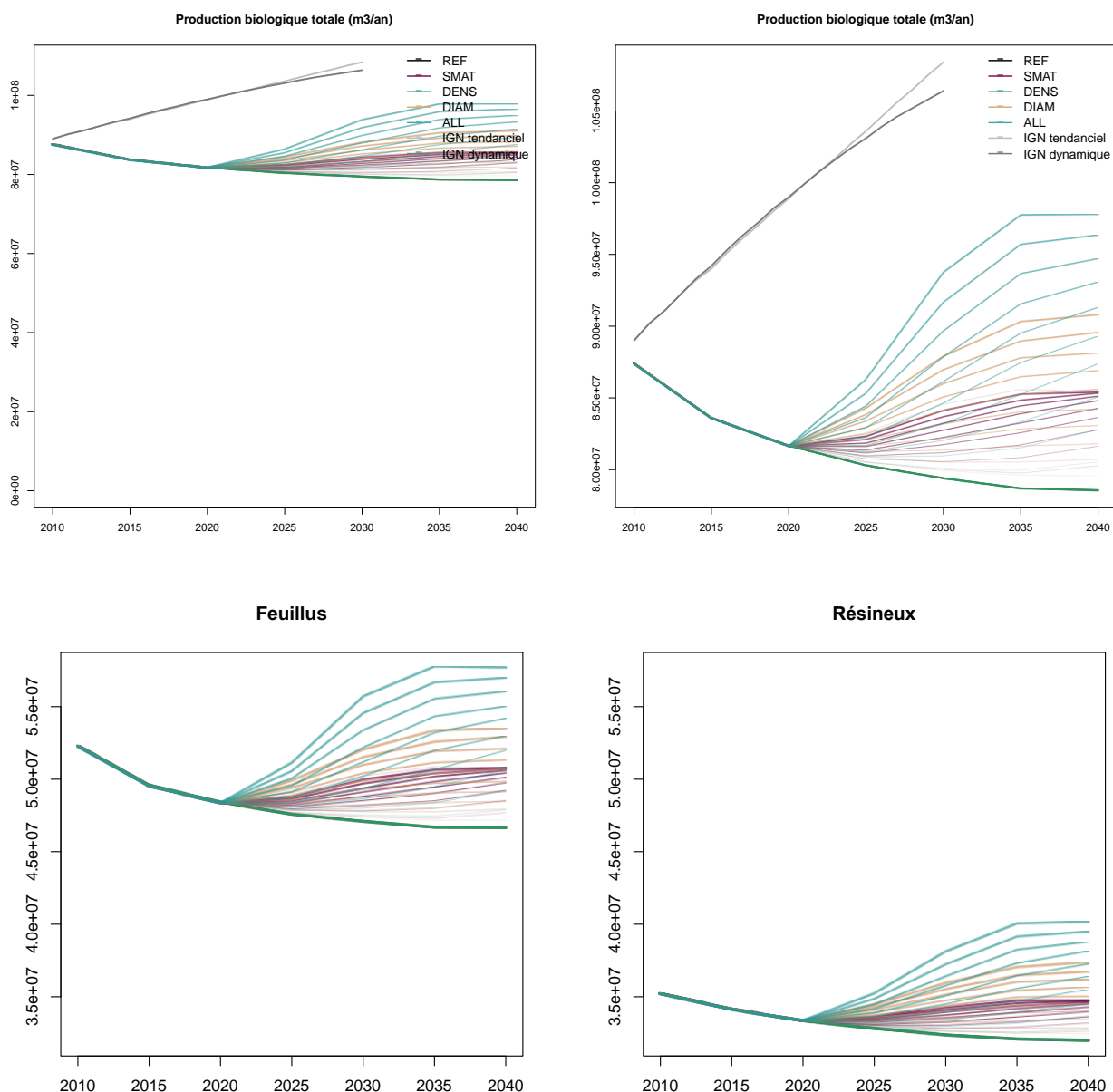


Figure 15 : Evolution de la production biologique en volume modélisée selon les scénarios BiCaFF. Les tableaux des valeurs sont donnés en annexe V.4.

Les scénarios d'augmentation des prélèvements conduisent à un rajeunissement de la forêt française et donc à une augmentation de la production biologique (Figure 15) par rapport au scénario de référence qui subit le un plus grand vieillissement des peuplements. L'augmentation de production observée pour tous les scénarios est uniquement due à la structure en âge de la forêt puisque les changements environnementaux ne sont pas pris en compte dans le modèle. Comme pour l'effet des scénarios sur le niveau de récolte, on observe sur la production biologique un effet transitoire avec une forte augmentation dans les premières années du nouveau mode de gestion puis une stabilisation de la production à un niveau supérieur qui correspond à la nouvelle structure en âge stabilisée de la forêt.

La stratégie de mobilisation accrue des forêts en surdensité par une augmentation des éclaircies, n'a pas d'effet sur la production biologique en raison de la construction du modèle qui considère les éclaircies comme le prélèvement d'une fraction du volume sur pied des peuplements concernés sans rétroaction sur l'indice de densité utilisé pour calculer la croissance des peuplements. Cette hypothèse est cohérente avec une approche par peuplement. En effet, les éclaircies ont pour but de concentrer la croissance biologique

dans un nombre inférieur d'individus sélectionnés pour leurs propriétés physiques. A l'échelle d'un peuplement, la croissance totale est la même qu'elle soit allouée à un plus grand nombre de plus petits arbres ou à un nombre plus faible de gros arbres.

En termes de production biologique, la mobilisation accrue des peuplements activement gérés par une diminution du diamètre de récolte est la stratégie qui permet la plus grande augmentation de la production biologique brute avec 90.7Mm³/an en 2040 pour une diminution de 10cm des diamètres de récolte contre un niveau initial des simulations de 87.3Mm³/an.

Production de produits bois avec les différents scenarios

Les Assises de la forêt en 2007 ont fixé les objectifs de contribution de la forêt au paquet énergie climat qui lui-même prévoit une augmentation de 20Mtep d'énergie renouvelable en 2020. L'ambition pour la forêt a été récemment revue dans le cadre du Programme National Forêt Bois (PNFB) qui donne un objectif d'augmentation des prélèvements de bois commercialisé à +12Mm³ en 2026 correspondant à une production énergétique de +2,3Mtep [1,9 à 2,7Mtep]. En l'absence de projections pour un horizon temporel post-2026, nous comparons les simulations BiCaFF à deux trajectoires d'objectifs de production d'énergie, une augmentation linéaire de la production d'énergie de 2010 à 2040 contrainte par l'objectif de +2,7Mtep en 2026 et une augmentation jusqu'en 2026 contrainte par l'objectif de +1,9Mtep suivie d'un plateau entre 2026 et 2040.

Jusqu'en 2025 environ il est possible d'augmenter progressivement la récolte dans l'une ou l'autre des catégories de forêts en sous-gestion pour atteindre les objectifs de production énergétique. Si l'ambition est d'atteindre l'objectif fixé pour 2020 et de maintenir la production d'énergie à partir de biomasse forestière constant à ce niveau, l'une ou l'autre des stratégies de mobilisation accrue des forêts sur-matures ou activement gérées permet d'atteindre cet objectif respectivement avec une mobilisation de 30% des forêts sur-matures en 2020 ou en augmentant les prélèvements dans les forêts activement gérées pour atteindre des périodes de rotation équivalentes à une diminution moyenne de 4cm du diamètre de récolte.

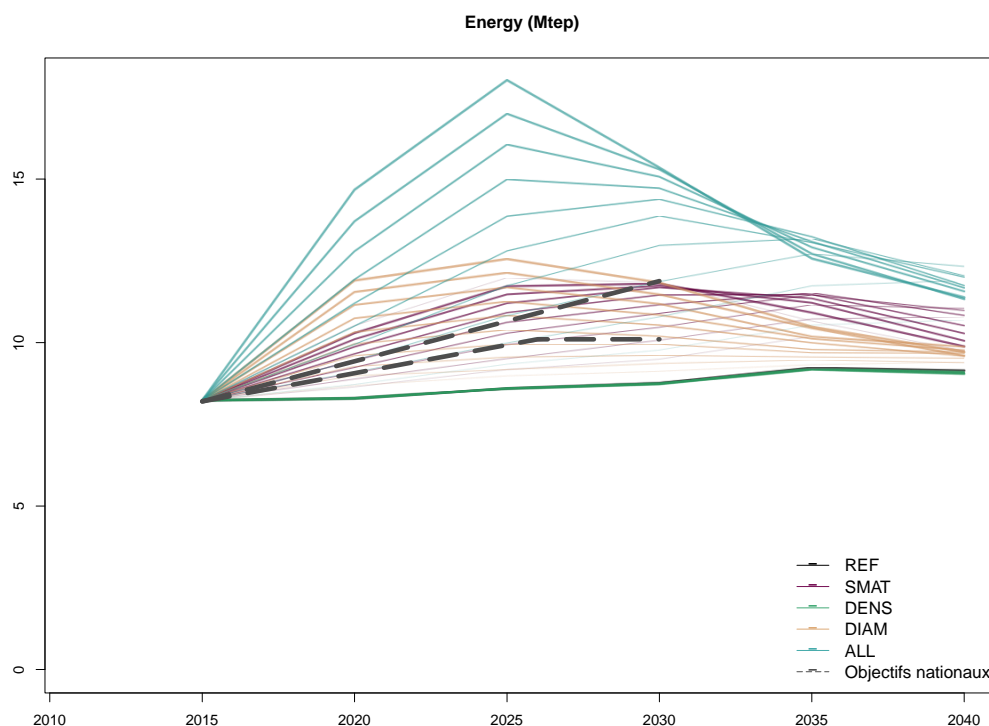


Figure 16 : Production d'énergie à partir de la biomasse forestière récoltée en Mtep. Les tableaux des valeurs sont donnés en annexe V.4.

Si l'objectif est de poursuivre l'augmentation de la production d'énergie à partir de la biomasse forestière après 2020 selon la même tendance, alors cet objectif pourrait être atteint jusqu'en 2030 environ avec la mobilisation maximale de la catégorie activement gérée (diminution du diamètre de récolte moyen de 10cm) ou sur-mature (100%). On verrait alors dans la décennie suivante une diminution du niveau de production puisque, comme la trajectoire de la récolte de biomasse, une fois le stock ciblé mobilisé dans un état

transitoire, on atteindrait un état stable, supérieur à celui du scénario de référence en 2040 en conséquence du rajeunissement de la forêt et de la diminution du stock sur pied mais inférieur aux niveaux atteints en 2020.

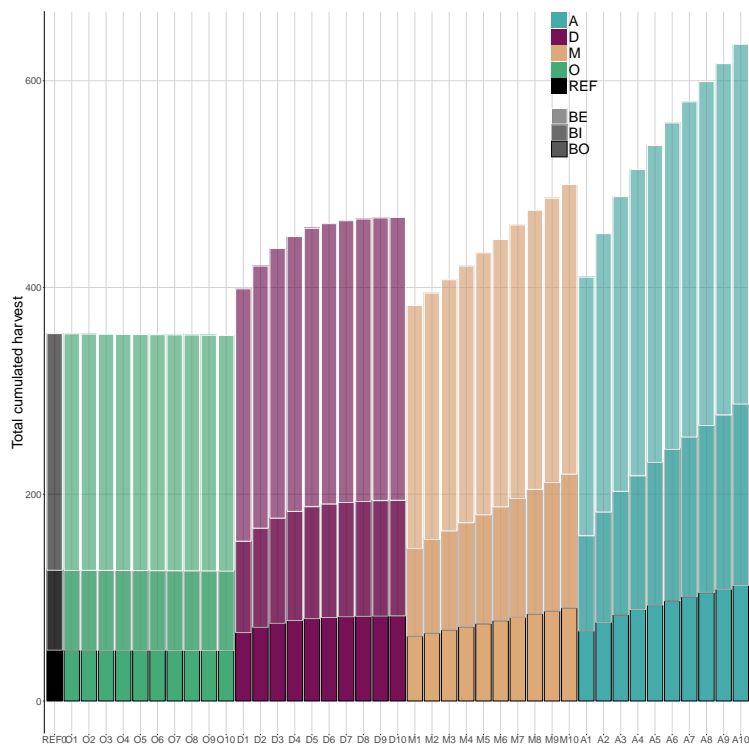


Figure 17 : Produits bois des catégories BO, BI, BE générés pendant toute la période de simulation par chacun des cinq scénarios REF, DENS (vert), SMAT(violet), DIAM (jaune), ALL(bleu) pour des degrés de mobilisation de 1 à 10% (DENS, SMAT) ou cm (DIAM).

Chaque scénario aboutit à privilégier une catégorie de bois en particulier (Figure 17). Cependant, comme précisé dans la section I.4.c, ces résultats sont le fruit de l’hypothèse d’un maintien de la filière de transformation de la biomasse dans ces caractéristiques actuelles. Les scénarios SMAT, DIAM et MAX d’augmentation de la biomasse prélevée conduisent donc avec cette hypothèse à une augmentation de toutes les catégories de produits bois, BO, BI et BE.

Le scénario DENS dans lequel on augmente les éclaircies aboutit à une faible diminution de la production de BO car la biomasse prélevée lors des éclaircies pour favoriser la qualité d’un nombre plus faible d’individus n’est pas compensée par une croissance plus importante à l’échelle du peuplement. La production de BE n’augmente pas de manière symétrique car la diminution de la production de BO conduit à une diminution du BE issu des étapes de transformation du BO (BE : -0.4%, BI : -0.6%, BO : -0.9%). Ce scénario a ainsi un effet très faible de diminution de la mobilisation de produits bois.

Le scénario SMAT dans lequel on passe des forêts surmatures en production a lui un effet marqué à l’augmentation des quantités de produits bois générés, en priorité via la mobilisation de BO (+67%) mais qui se répercute sur la production de BI (+45%) et de BE (+20%) en raison de l’utilisation en cascade des connexes de transformation et des produits en fin de vie. On voit une stagnation du niveau de production lorsqu’on augmente la fraction de forêts surmatures mobilisée en raison du choix de modélisation de mobiliser en priorité les peuplements les plus volumineux.

Le scénario DIAM dans lequel on réduit progressivement le diamètre moyen de récolte des peuplements activement gérés a un effet qui augmente linéairement avec la diminution du diamètre de récolte sans saturation. Pour une diminution de 10cm, le production de BE est augmentée de 22% par rapport au scénario de référence, la production de BI de 67% et celle de BO de 82%.

L’objectif de production d’énergie pourrait être atteint plus rapidement en modifiant l’hypothèse de maintien de la filière actuelle. Une hypothèse alternative serait d’envisager de diriger toute la biomasse supplémentaire vers la filière énergie. Ce choix sous-entend de broyer du bois de bonne qualité pour en faire de l’énergie et donc de ne pas de réaliser le bénéfice économique potentiel du bois d’oeuvre. Une deuxième hypothèse alternative serait de modifier les valeurs d’export et d’import (importer d’avantage de BE) ce qui consisterait à échanger du bois d’oeuvre de bonne qualité pour du bois de faible qualité qui pourrait être utilisé pour la production d’énergie. Une troisième alternative serait de diriger l’ensemble du bois de

destination BIBE récolté suite par des politiques de mobilisation accrue uniquement vers le BE en gardant les volumes dirigés au BI constants.

Bilan carbone des différents scenarios

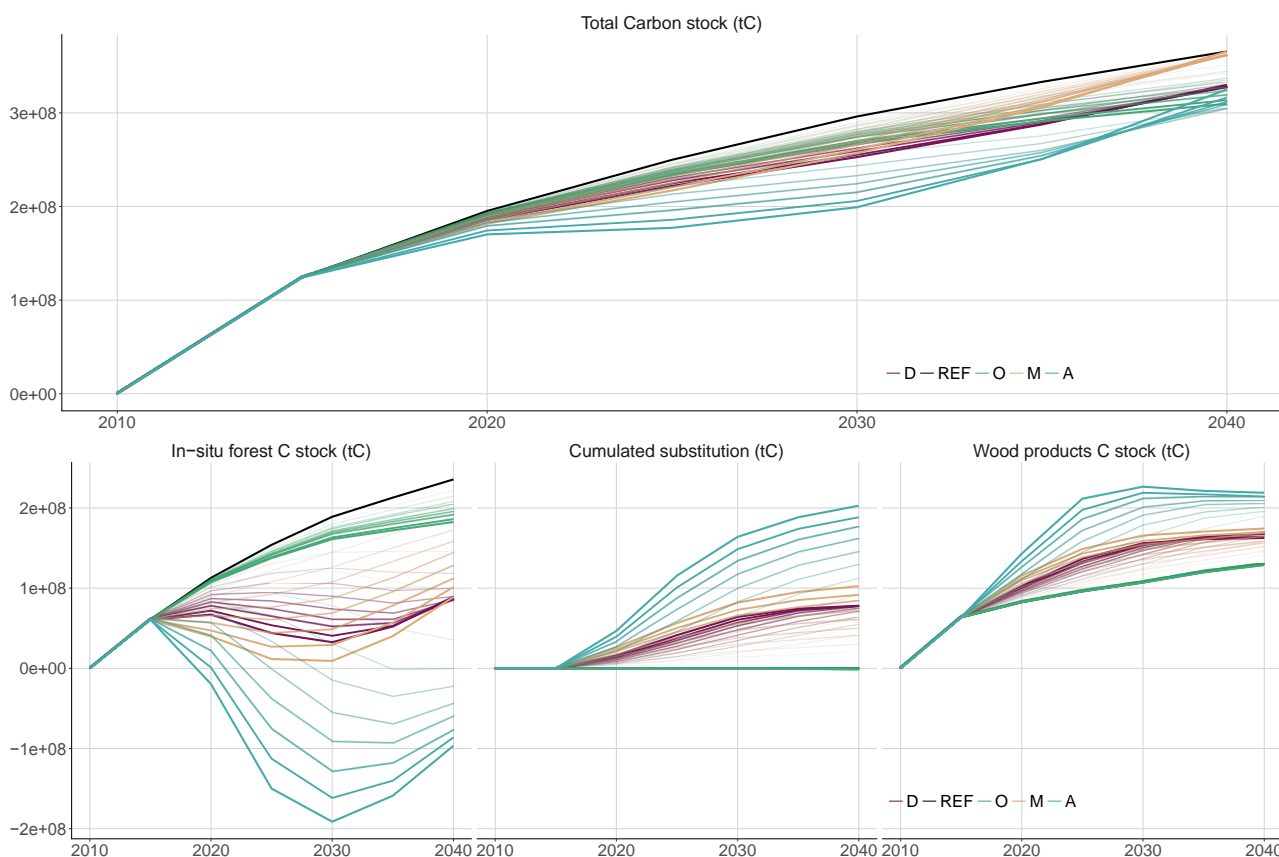


Figure 18 : Evolution du bilan carbone total de la forêt en prenant en compte la croissance en forêt, le stockage de carbone dans les produits bois et les émissions évitées par effet de substitution pour les scénarios BiCaFF. Hypothèses de calcul : densité bois : 106 kg/m³, 0,5 kg de bois sec par kg de bois brut, 0,5 tC/tbois sec. Les tableaux des valeurs sont donnés en annexe V.4.

Lorsqu'on intègre les différentes composantes du bilan carbone de la filière forêt-bois, on observe que pour tous les scénarios de référence ou qui ciblent une et une seule des catégories de forêts (DENS, DIAM, SMAT), il y a une augmentation du carbone stocké par la filière forêt-bois française entre 2010 et 2040 (Figure 18). L'augmentation de stockage cumulé de carbone doit cependant être comparée à celle du scénario de référence. Tous les scénarios de mobilisation accrue ont un stockage inférieur à celui du scénario de référence entre 2015 et 2040.

Les différentes stratégies de mobilisation ont cependant des trajectoires différentes. Avec la mobilisation des forêts en surdensité (scénario O), l'écart entre le bilan carbone des scénarios d'intensification et du scénario de référence augmente avec le temps. Ce résultat est à associer au mode de mise en œuvre de ce scénario dans le modèle qui ne prévoit pas de modification de l'affectation de la récolte en BO/BI/BE alors qu'elle peut être attendue suite à la réalisation d'éclaircies. Les scénarios qui ciblent les forêts sur-matures (scénario D) et les forêts activement gérées (scénario M) montrent des profils d'évolution de leur bilan carbone assez proches dans les premières années avec un ralentissement du stockage de carbone par rapport au scénario de référence dans les premières années puis une accélération du stockage de carbone, plus rapide pour le scénario M qui vient à rattraper le scénario de référence en 2040. La diminution initiale du stockage de carbone avec une mobilisation accrue est due aux coupes de peuplements de fort volume qui diminue rapidement le stock de carbone en forêt en n'étant pas compensé à hauteur par l'effet de substitution ni la nouvelle séquestration pendant les premières années. Une fois que les peuplements coupés repoussent, leur potentiel de séquestration redevient important et s'ajoute aux bénéfiques de substitution liés à l'utilisation des produits bois.

Ainsi, si on considère conjointement les variations de volume en forêt, de stock de carbone dans les produits bois et les émissions de carbone évitées par substitution de produits issus de la forêt à d'autres produits plus fortement consommateurs d'énergies fossiles pour obtenir une estimation globale du bilan carbone de chaque scénario, on trouve qu'en 2040, aucun scénario d'intensification n'a un bilan carbone plus sobre que le scénario de référence. Sous les hypothèses de modélisation de cette étude, parmi lesquelles le maintien de la filière bois à sa structure et son efficacité actuelles, l'augmentation de la production de produits bois, la substitution et l'augmentation de la production biologique en forêt qui en résultent, ne permettent pas à cet horizon temporel de compenser les émissions liées à la diminution du volume de bois sur pied.

Le chapitre suivant analyse les différentes hypothèses de l'étude dans un cadre plus général pour comprendre quelles hypothèses et coefficients sont à l'origine et peuvent donc modifier ce résultat.

1.6 *Limites de l'approche*

Plusieurs points sont à garder en mémoire à la lecture de ces résultats.

- Les intensités des effets de chaque stratégie de mobilisation accrue sont liées à notre définition des catégories de forêts en sous-gestion. L'efficacité d'une mobilisation est dépendante de la superficie couverte par les forêts de cette catégorie. Ainsi la comparaison de deux stratégies a pour but de comparer deux politiques de même niveau d'effort. Par exemple les simulations visant la mobilisation de 10% des forêts en surdensité ou de réductions de diamètres de coupe d'1cm dans les forêts activement gérées peuvent être comparées en tant que politiques à faible effort. A l'inverse, comparer les effets d'une mobilisation de 100% des forêts sur-matures ou d'une diminution de 10cm du diamètre de coupe revient à comparer deux politiques très volontaristes.
- Ces simulations sont des extrapolations des conditions de croissance des dernières décennies telles qu'elles sont identifiables dans les données de l'inventaire forestier national. Elles doivent donc être prises avec les précautions habituelles pour les extrapolations. Les changements environnementaux liés au changement climatique ne sont pas intégrés dans ces simulations. Pour ces raisons l'horizon temporel de cette partie de l'étude a été limité à 30 ans, une période sur laquelle on suppose que l'hypothèse de croissance constante est valable. Le chapitre suivant prend en compte cette incertitude sur les effets du changement climatique sur la croissance des forêts et montre qu'à un horizon temporel de 25 ans, les paramètres de gestion et d'utilisation du bois sont les premiers déterminants du bilan carbone de la foresterie.
- Ces résultats ont été obtenus en maintenant la structure de la filière de transformation et d'utilisation du bois constante. En l'absence de scénario robuste d'évolution de la filière, supposer des modifications d'affectations des usages apporterait plus d'incertitude que de réponses.
- Import et export sont maintenus constants en valeur.
- Les coefficients de substitution utilisés dans cette étude ont été choisis pour représenter la situation française, et sont donc liés au mix énergétique français actuel. Le mix énergétique français étant en grande partie dépendant de l'énergie nucléaire, les émissions de carbone des énergies de référence sont relativement faibles, ce qui justifie des coefficients de substitution peu élevés. De plus, les coefficients de substitution sont appliqués sur la production marginale par rapport au scénario de référence, ce qui n'affecte pas la comparaison des scénarios entre eux.
- Le carbone du sol n'est pas inclus dans cette approche de modélisation alors même qu'il s'agit d'une composante majeure du cycle du carbone forestier qui est très probablement affectée par les changements de stratégie de gestion.

II. Déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois en Europe

II.1 Objectifs et approche

De nombreuses études récentes ont comparé le bilan carbone de diverses stratégies de gestion forestière dans un objectif de diminution des émissions de carbone. Ces études prennent des hypothèses différentes en termes de scénario de référence, de scénarios de prélèvement de biomasse, de prise en compte ou non du changement climatique, d'utilisation de la biomasse dans la filière bois. Lorsque les produits bois remplacent des matériaux ou énergies émetteurs de carbone fossile, les usages du bois conduisent à une réduction relative des émissions de carbone (voir ENCADRE 1) qui est quantifiée par les coefficients de substitution [Sathre and O'Connor, 2010]. Malgré que les coefficients de substitution jouent un rôle important dans le bilan carbone total des produits bois [Fortin et al., 2012; Lundmark et al., 2014], leurs valeurs sont toujours sujettes à une grande incertitude en raison de leur dépendance aux choix méthodologiques faits pour la définition des caractéristiques de l'industrie de transformation du bois et du scénario de référence [Hellweg and i Canals, 2014].

La variabilité de ces hypothèses rend les conclusions de ces études difficiles à comparer, d'autant plus que les conclusions sont souvent divergentes. Ainsi, certaines études [Hudiburg et al., 2011; Fortin et al., 2012; Kallio et al., 2013; Sievänen et al., 2014] montrent qu'une augmentation des prélèvements de bois en forêt, que ce soit par une diminution des durées de rotation [Liski et al., 2001; Kaipainen et al., 2004] ou par la récolte des résidus et des souches [Melin et al., 2010; Strömgren et al., 2013] conduit à une augmentation des émissions de carbone dans les premières années du traitement. D'autres études montrent que des gestions plus intensives, intégrant la plupart du temps des pratiques de fertilisation et/ou de semis génétiquement améliorés [Eriksson et al., 2007; Poudel et al., 2012; Lundmark et al., 2014; Kilpeläinen et al., 2016] ou se concentrant sur des matériaux de construction seulement [Perez-Garcia et al., 2007] permettent de réduire les émissions nettes de carbone. Si toutes les études récentes de bilan carbone dans le secteur forestier incluent les prélèvements de bois, les produits-bois et la substitution énergétique, l'incertitude autour du carbone du sol et de la réponse des forêts au changement climatique sont très rarement pris en compte. Il est souvent supposé que le puits forestier devient nul quand les peuplements atteignent une centaine d'années [Lippke et al., 2011] malgré que la recherche récente ne soutiennent pas cette hypothèse [Luysaert et al., 2008; Lewis et al., 2009]. D'autres études font l'hypothèse du maintien du niveau de séquestration actuel dans les prochaines décennies [Hudiburg et al., 2011; Kallio et al., 2013]. Le puits de carbone actuel observé dans les forêts Européennes a été attribué en partie à la structure en âge et aux pratiques de gestion forestière [Nabuurs et al., 2003] mais surtout à des changements de conditions environnementales dont la concentration atmosphérique en CO₂, les variations de température et les dépôts azotés accélérant la croissance des arbres [Magnani et al., 2007; Lewis et al., 2009; Solberg et al., 2009; McMahon et al., 2010]. Il est cependant probable que les causes du puits de carbone actuel varient selon les régions d'Europe [Bellassen et al., 2011]. Des projections prévoient que les dépôts azotés dépassent l'effet de fertilisation CO₂ comme déterminant principal du puits actuel dans les forêts Européennes [Milne and Van Oijen, 2005]. Ces projections sont cependant sujets à controverse car elles négligent des contraintes physiologiques telles que l'adaptation de la conductance stomatale maximale des arbres [de Boer et al., 2011], l'effet indirect de la diminution de la durée de vie des arbres [Bugmann and Bigler, 2011] et l'effet de saturation du CO₂ dû aux déficits d'azote et de phosphore [Hungate et al., 2003; Norby et al., 2010]. Le débat résulte en grande partie des lacunes dans la compréhension de la réponse de la respiration hétérotrophe aux changements environnementaux [Cox et al., 2000; Cramer et al., 2001; Subke and Bahn, 2010]. De plus, la variabilité interannuelle et les perturbations naturelles pourraient devenir des acteurs majeurs du bilan de carbone futur des forêts tempérées et boréales [Kurz et al., 2008; Lindroth et al., 2009; Zeng et al., 2009; Beck et al., 2011; Anderegg et al., 2013].

Bien que chacun de ces contrôles des échanges de carbone entre végétation et atmosphère aient été étudiés en détails séparément, les résultats de près d'une décennie de recherche demeurent difficilement réconciliables dans un cadre de compréhension commun.

Dans la présente étude, un modèle simplifié des flux de carbone du secteur forestier a été développé. Le bilan carbone du secteur forestier dans son ensemble (de la forêt à l'utilisation des produits-bois) correspond au solde entre les entrées et les sorties de carbone. Au niveau de l'écosystème, ces flux sont détaillés dans l'encadré 2. Le flux annuel de carbone qui reste dans l'écosystème forestier de manière permanente, qui n'est donc pas libéré dans l'atmosphère, est appelé production nette du biome (NBP : net biome production) et

correspond à l'accumulation du stock de carbone en forêt si elle est positive (l'écosystème est alors un puits de carbone) ou à sa diminution si elle est négative (l'écosystème est alors une source de carbone). Lors de prélèvements de biomasse en forêt, le bois est transformé en produits-bois dans lesquels le carbone est stocké pour une durée dépendant de la durée de vie des produits. De plus, lorsque ces produits-bois se substituent à des produits alternatifs consommateurs d'énergie fossile, un effet de substitution est généré et les émissions ainsi évitées sont comptabilisées comme des émissions négatives, soit un puits virtuel (encadré 1). Le bilan carbone du secteur forestier peut donc s'écrire :

Équation 12

$$\Delta C_{forestry} = NBP_t + WP_t + S_t$$

Où $\Delta C_{forest\ sector}$ est le flux de carbone stocké (si positif) ou libéré (si négative) par le secteur forestier à un pas de temps donné. , NBP_t , WP_t , S_t , sont respectivement les apports de carbone au temps t dans l'écosystème, les produits bois et les émissions évitées par substitution d'usages équivalents. De même, $\Delta C_{forest\ sector}$ peut être écrit en fonction de la production primaire nette totale au temps t .

Équation 13

$$\begin{aligned} \Delta C_{forest\ sector} &= NPP_t * \left(\frac{NBP_t + WP_t + S_t}{NPP_t} \right) \\ &= NPP_t * SE_t \end{aligned} \quad (2)$$

SE_t est l'efficacité de séquestration du secteur forestier, sans unité (SE : sequestration efficiency.), donc la quantité de carbone stockée par la filière forêt-bois pour chaque unité de carbone qui entre dans l'écosystème. Par exemple, une efficacité de séquestration de 0.23 signifie que pour chaque gramme de carbone de production de biomasse en forêt, le secteur forestier dans son ensemble a permis de séquestrer 0.23g de carbone. Ecrit de cette manière, on voit que le bilan carbone du secteur forestier dans son ensemble peut être modifié par des variations de l'efficacité de séquestration ou de la production primaire nette totale. La variation de l'efficacité de séquestration est l'objet de cette étude. Les processus contrôlant la variation de la production primaire nette totale sont décrits dans la discussion.

Une revue de la littérature a permis de compiler les valeurs de stocks et de flux de carbone observés pour les forêts tempérées et boréales et pour l'utilisation des produits-bois en Europe. Cette compilation de données a été utilisée pour paramétrer un modèle empirique simple de flux de carbone forestier basé sur la relation fonctionnelle entre les principaux réservoirs et flux de carbone. Ce modèle inclut les processus de séquestration in-situ, de respiration, ainsi que les flux de carbone hors forêt tels que récolte, produits bois et substitution énergétique et matériaux. Ce modèle a été utilisé pour tester la sensibilité de l'efficacité de séquestration de l'écosystème forestier à l'incertitude sur les processus-clés des études de bilan carbone de la gestion forestière.

II.2 Analyse de sensibilité des flux de carbone dans une forêt européenne-type

a. Modèle simplifié des flux de carbone forestiers

L'intégration des réservoirs et flux de carbone dans la forêt et dans les produits bois en un modèle empirique simple a permis de projeter l'évolution du bilan carbone forestier et d'estimer la séquestration future de la filière forêt-bois sous une variété de conditions. Selon Chapin et al (2006), le bilan carbone d'un écosystème pour l'année t peut s'écrire:

Équation 14

$$NPP_t = H_t + D_t + R_{ht} + NBP_t$$

où, NPP_t est la production primaire nette ($gC.m^{-2}.an^{-1}$), H_t est le carbone contenu dans le bois récolté ($gC.m^{-2}.an^{-1}$), D_t est le bois récupéré après perturbations naturelles ($gC.m^{-2}.an^{-1}$), R_{ht} est le carbone libéré dans l'atmosphère par la respiration hétérotrophe ($gC.m^{-2}.an^{-1}$) et NBP_t est la production nette du biome, soit le flux de carbone stocké dans l'écosystème au temps t ($gC.m^{-2}.an^{-1}$),

Une partie de la production de biomasse par photosynthèse (NPP) est prélevée par la société suite à des perturbations naturelles (D) ou à la récolte (H). Le carbone restant est séquestré dans l'écosystème (NBP)

dans le sol, la litière, les débris et la biomasse vivante (les biomasses aérienne et racinaire ne sont pas distinguées dans cette étude). Une fraction de ce carbone est émise dans l'atmosphère par la respiration hétérotrophe (R_h). La fraction restante dans l'écosystème est appelée NBP (net biome production) et représente la séquestration de carbone dans l'écosystème.

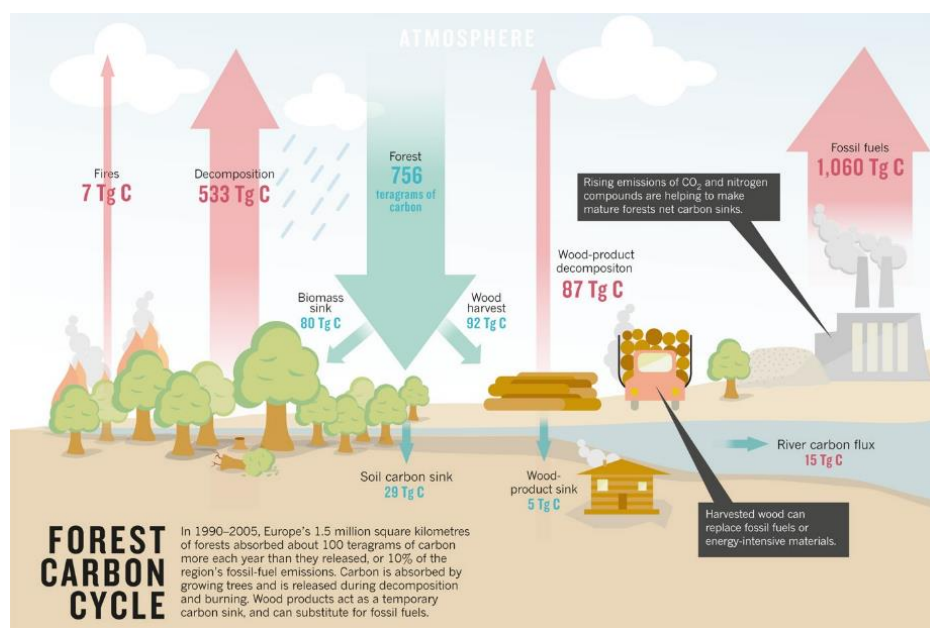
ENCADRE 2 DES FORÊTS PUIVS OU SOURCE DE CO₂

Les forêts jouent un rôle important en absorbant du CO₂ atmosphérique lors de la photosynthèse. A l'échelle globale, les écosystèmes terrestres (incluant les forêts et terres agricoles) absorbent environ 30% des émissions de carbone anthropiques, soulignant le rôle primordial des forêts dans la limitation de l'accumulation de CO₂ dans l'atmosphère [Houghton et al., 2012; Giglio et al., 2013; Le Quéré et al., 2015]. Le puits de carbone forestier est le solde entre les apports (photosynthèse, i.e. production brute, GPP) et les pertes de carbone. Dans le cas d'un puits net, les apports de carbone dépassent les pertes, résultant en un stockage de carbone. Si les pertes dépassent les apports, l'écosystème est une source de carbone. Les pertes de carbone prennent trois formes principales : la respiration autotrophe (50% ; [Luyssaert et al., 2007]), la décomposition, respiration hétérotrophe ou respiration du sol (36% ; [Luyssaert et al., 2010]) et les prélèvements de carbone anthropiques. La production primaire nette (NPP : Net primary production) représente le bilan entre photosynthèse et respiration autotrophe et se traduit par le stockage de carbone dans le sol, la litière, les débris ligneux grossiers et la biomasse vivante (aérienne et souterraine). La respiration hétérotrophe conduit à une libération rapide de carbone dans l'atmosphère. Les prélèvements anthropiques de biomasse en revanche conduisent à un transfert de carbone vers la chaîne de transformation et d'utilisation des produits-bois et sa libération dans l'atmosphère à un rythme qui dépend de l'utilisation pour des produits) longue ou courte durée de vie. Le flux annuel de carbone qui reste dans l'écosystème de manière permanente, qui n'est donc pas libéré dans l'atmosphère, est appelé production nette du biome (NBP : net biome production). Aujourd'hui en Europe, le puits de carbone forestier (le taux de stockage de carbone dans l'écosystème, donc NBP) est de 14% des apports de carbone dans l'écosystème (NPP) [Luyssaert et al., 2010] et est stocké dans le sol, la biomasse aérienne et racinaire.

La dynamique du carbone en forêt est caractérisée par de longues périodes d'accumulation lente de carbone, interrompues par des phases courtes et rapides d'export de carbone lors de perturbations ou de récoltes.

Selon leur stade de développement, les peuplements sont soit des puits soit des sources de carbone. Le bilan carbone net d'une région est déterminé par la somme des bilans carbone des peuplements. Le stockage maximum théorique (saturation) dans une région est atteint lorsque tous les peuplements sont âgés. Cette situation est très rare car la gestion forestière maintient des peuplements d'âges différents dans les forêts. Même dans les forêts très âgées, l'écosystème continue de stocker du carbone avec l'accumulation principalement de matière organique morte et de carbone dans le sol. Dans les premières années suivant les perturbations, les pertes de carbone dues à la décomposition des résidus organiques dépasse la séquestration de carbone par la photosynthèse et sont donc des sources de carbone.

Les principaux flux de carbone des forêts européennes sont décrits dans la figure ci-dessous [Bellassen and Luyssaert, 2014].



Dans le modèle, à chaque pas de temps (annuel), les flux de récolte et de récupération suite à des perturbations naturelles sont les premiers à être satisfaits selon le niveau de prélèvements fixé en début de simulation. Suite à la récolte et aux perturbations, des résidus sont laissés sur site sous deux formes [De Deyn *et al.*, 2008], une partie récalcitrante dans le sol, qui, de par sa composition chimique, ne peut être décomposée par les microorganismes du sol, et une fraction qui est décomposée rapidement par la respiration hétérotrophe (r_{debris}). La croissance des arbres contribue également à la respiration hétérotrophe par la production de feuilles et de racines et la décomposition qui s'en suit [Raich and Nadelhoffer, 1989]. Cette composante de la respiration est dénotée r_{growth} et supposée une fraction constante de la NPP. Enfin, une troisième composante de la respiration hétérotrophe, dénotée r_{env} est particulièrement peu connue [Jones *et al.*, 2003; Subke and Bahn, 2010] et est à la base de l'incertitude dans l'évolution du puits forestier puisqu'elle inclut les effets de la température et de l'humidité du sol, de la disponibilité en nutriments et de la microbiologie du sol [Mack *et al.*, 2004; Singh *et al.*, 2010]. Cette fraction de R_h dépendante des facteurs environnementaux est interprétée comme l'élément-clé de l'incertitude de l'évolution de la force du puits forestier (NBP). La part de NPP affectée à la récolte, aux perturbations aux résidus laissés sur site, aux trois composantes de la respiration hétérotrophe sont fixés en début de simulation et restent constants. La production nette du biome (NBP) est calculée comme le résidu de NPP une fois que tous ces flux ont été satisfaits.

Dans le modèle l'expression du puits de carbone dans l'écosystème forestier comme décrit précédemment est complétée par le suivi des flux de carbone dans les produits-bois issus des prélèvements. Tout le bois prélevé, que ce soit suite à récolte ou à perturbation naturelle est supposé être exploité par la filière de transformation du bois et dirigé vers un des quatre stocks de produit bois, chacun avec une durée de vie et un potentiel de substitution différent listés dans le Tableau 8 [Eggers, 2002]. Le carbone émis de chacun de ces réservoirs suit une loi exponentielle similaire à celle utilisée dans la section I (Équation 10).

Aucune corrélation n'est supposée entre niveau de gestion et fraction de forêt affectée par les perturbations puisque les sécheresses, ravageurs, maladies, feux et tempêtes semblent être d'avantage contrôlés par les conditions climatiques locales, état du sol, type d'essences, homogénéité de la structure des peuplements et distribution en âge que par le stock de bois sur pied [Schütz *et al.*, 2006; Jactel *et al.*, 2009; Seidl *et al.*, 2011].

Le carbone contenu dans les produits-bois est émis selon un rythme qui suit une loi de décroissance exponentielle où la vitesse d'émission dépend de la durée de vie moyenne de chaque catégorie de produit-bois.

Équation 15

$$WP_t = WP_{t-1} * e^{-\left(\frac{t-(t-1)}{\tau}\right)}$$

Où WP_t est le carbone contenu dans les produits bois au temps t , τ est la durée de vie moyenne des produits bois.

Les émissions évitées par l'utilisation des produits bois en substitution de produits équivalents dont la fabrication génère une utilisation supérieure d'énergies fossiles sont calculées grâce à des coefficients de substitution définis par catégorie de produits bois (Encadré 1).

Équation 16

$$S_t = \frac{GES_{\text{non-bois}} - GES_{\text{bois}}}{Q_{\text{non-bois}} - Q_{\text{bois}}} * HWP_t = s * HWP_t$$

Finalement, le bilan carbone pour l'année t est calculé comme la somme de la NBP, des apports de produits bois et d'émissions évitées et est rapportée à une unité de NPP pour former l'efficacité de séquestration.

Tous les autres paramètres étant égaux par ailleurs, la variation de la fraction des prélèvements de biomasse laissée sur site sous forme de résidus modifie la quantité de bois disponible pour les produits bois et donc la séquestration de carbone et le potentiel de substitution. Aucun effet des prélèvements de résidus sur la croissance des peuplements via des gains ou pertes de fertilité n'a été intégré dans le modèle par manque de données pour décrire ce processus.

L'augmentation du niveau de récolte par le raccourcissement des périodes de rotation est souvent justifiée par l'augmentation de la production biologique qui en est attendue suite à la variation de la structure en âge vers des forêts plus jeunes et potentiellement plus productives. Malgré que des incertitudes persistent sur la compréhension des processus physiologiques, des observations récentes confirment une dépendance de la NPP à l'âge des peuplements avec une augmentation de la NPP dans les stades juvéniles jusqu'à atteindre un

maximum à la maturité suivi par une diminution progressive avec les âges avancés [Ryan *et al.*, 1997; Tang *et al.*, 2014]. Dans le modèle développé ici, la NPP totale intègre cette dépendance à la durée de rotation par une modulation de la NPP par le taux de récolte.

Équation 17

$$\overline{NPP} = \alpha_T \times NPP$$

Où NPP est la production primaire nette moyenne observée pour les forêts Européennes, \overline{NPP} est la production primaire nette moyenne ajustée pour la durée de rotation et α_T est le facteur correctif déterminé à partir des relations âge-NPP et extrait pour la durée de rotation T . Si la durée de rotation imposée n'est pas optimale pour la production forestière, c'est à dire si la récolte intervient avant ou après l'incrément annuel moyen maximum, la NPP totale est réduite par un coefficient d'effet-âge.

La construction du modèle implique que, tous les autres paramètres étant égaux par ailleurs, des variations du niveau de récolte affectent la quantité de résidus laissés sur site (paramétré comme une fraction des des prélèvements), les quantités de BO, de BI, de papier et d'énergie produites (fractions fixes du bois récolté), et du potentiel de substitution (calculé directement à partir des produits bois générés).

De plus, le modèle suppose que le bois récupéré suite à des perturbations (D) n'est pas corrélé à la durée de rotation (Encadré 3). Cette hypothèse est justifiée par les résultats d'études récentes qui montrent que la vulnérabilité des forêts aux perturbations comme les sécheresses, les maladies, insectes, feux ou tempêtes varie selon le type de perturbation et semble d'avantage guidé par les interactions entre conditions climatiques et édaphiques locales, essences, homogénéité de la structure des peuplements, asymétrie de la structure en âge, architecture racinaire et de la canopée, densité des peuplements, que par la durée de rotation [Martin and Ogden, 2006; Schütz *et al.*, 2006; Jactel *et al.*, 2009; Seidl *et al.*, 2011; Valinger and Fridman, 2011; Mitchell, 2012; Lévesque *et al.*, 2013; Pretzsch *et al.*, 2013].

Tableau 8 : Valeur des paramètres spécifiques à chaque catégorie de produits bois

Catégorie de produit bois	Paramètre	Valeur par défaut	Sensibilité		Unité	Référence
			Gamme de variation	Distribution		
Residus BO	Fraction de la biomasse prélevée	0.5	[0.4 - 0.6]	Uniforme	-	
	Fraction de la biomasse prélevée	0.12			-	Eggers 2002
BI	Durée de vie moyenne	50			Ans	
	Coefficient de substitution	1.1	[0.28 - 2.1]	Log-normale	-	Table S1
	Fraction de la biomasse prélevée	0.20			-	Eggers 2002
Papier	Durée de vie moyenne	16			Ans	
	Coefficient de substitution	0.55	[0.09 - 3.3]	Normale	-	Table S1
	Fraction de la biomasse prélevée	0.33			-	Eggers 2002
Energie	Durée de vie moyenne	4			Ans	
	Coefficient de substitution	0			-	Table S1
	Fraction de la biomasse prélevée	0.35			-	Eggers 2002
	Durée de vie moyenne	1.7			Ans	
	Coefficient de substitution	0.76	[0.46 - 0.94]	Log-normale	-	Table S1

b. Compilation de données & paramétrage du modèle

La projection du futur du puits de carbone dans le secteur forestier qui inclut séquestration en forêt, stockage dans les produits bois et substitution, nécessite que le modèle d'équilibre massique soit paramétré avec des données d'observations de la partition de la NPP en ses différentes composantes. Ces données ont été compilées à partir de la littérature tel que décrit dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Paramètres de partitionnement de la NPP en ses différentes composantes

Stock ou flux	Symbole dans le texte	Valeur absolue	Valeur normalisée	Gamme de variation	de Référence
---------------	-----------------------	----------------	-------------------	--------------------	--------------

Stock de C dans la biomasse et le sol	B	17520	g C m ⁻² yr ⁻¹	32.2		[Luyssaert et al., 2010?; Pan et al., 2011a]
Production primaire nette	NPP	544	g C m ⁻² yr ⁻¹	1.00		[Luyssaert et al., 2010]
Production nette du biome	NBP	89	g C m ⁻² yr ⁻¹	0.14		[Pan et al., 2011a]
Récolte	H	70	g C m ⁻² yr ⁻¹	0.13	[0.07 - 0.28]	[Luyssaert et al., 2010; FAO, 2009; Stinson et al., 2011; Dolman et al., 2012]
Perturbations	D	5	g C m ⁻² yr ⁻¹	0.01		[Luyssaert et al., 2010; Van der Werf et al., 2009; Stinson et al., 2011; Dolman et al., 2012]
Fraction récalcitrante	RF			0.1		
Respiration hétérotrophe observée	R _h	387	g C m ⁻² yr ⁻¹	0.71		[Luyssaert et al., 2010]
Respiration hétérotrophe ajustée	R _h '	383	g C m ⁻² yr ⁻¹	0.7		R _h ' = NPP - H - D - L - NBP
	r _{growth}			0.3		(NPP _{leaf} + NPP _{root}) / (NPP _{total}) where the estimates of the NPP components are based on Luyssaert et al 2007
	r _{debris}			0.1		f _{residual} * H
	r _{env}			0.3	[-0.15 - 0.45]	R _h ' - r _{growth} - r _{debris}

Les données d'observations de NBP, récolte, perturbations pour l'UE (incluant les régions tempérées et boréales) ont été normalisées par la NPP. Si des observations sont disponibles pour la plupart des flux, notre approche a nécessité la décomposition de R_h en ses trois composantes r_{growth}, r_{debris} et r_{env} qui n'ont pas été mesurées comme telles. Dans cette étude r_{growth} est défini comme la respiration résultant de la décomposition des feuilles et des racines et estimée selon l'Équation 18 où les composantes de la NPP sont basées sur une compilation de littérature [Luyssaert et al., 2007]

Équation 18

$$r_{growth} = \frac{NPP_{leaf} + NPP_{root}}{NPP_{total}}$$

La composante r_{debris} est la respiration hétérotrophe à partir des résidus de récolte laissés sur le sol forestier après les prélèvements et peut être décrite par l'Équation 19 où flitter est la fraction de récolte qui reste sur site en tant que résidus et RF est la fraction récalcitrante de ces débris qui n'est pas décomposée.

Équation 19

$$r_{debris} = f_{litter} * (H + D) * (1 - RF)$$

Enfin, r_{env} a été estimé pour la période 2000-2010 pour permettre la conservation de la masse des données observées lorsque R_h est écrit comme la somme de ses trois composantes, r_{growth}, r_{env} et r_{debris} selon l'Équation 20.

Équation 20

$$r_{env} = R_h - r_{growth} - r_{debris}$$

Les paramètres décrivant le puits ex-situ, donc le stockage de carbone dans les produits bois et les émissions évitées par la substitution d'usages équivalents sont présentés dans le Tableau 8 avec les références et les équations correspondantes. Cette étude inclut l'effet de la durée de rotation sur la production biologique

grâce à un ensemble de relations âge-NPP publiées récemment pour des forêts boréales et tempérées [Wang et al., 2011; He et al., 2012]. D'abord, chaque relation âge-NPP a été convertie en une relation âge-MAI (incrément annuel moyen) et normalisée par son MAI maximum. Dans les courbes de MAI normalisées, la valeur 1 est donc atteinte pour l'âge de production maximale. Pour chaque durée de rotation (niveau de récolte) simulé par le modèle, l'ensemble des courbes de MAI fournit donc une distribution statistique de facteurs de réductions de la NPP caractérisée par une moyenne et un écart-type qui sont utilisés pour l'intégration dans l'analyse de sensibilité de l'effet-âge (Fig S5).

ENCADRE 3 Forêts, changement climatique et événements extrêmes

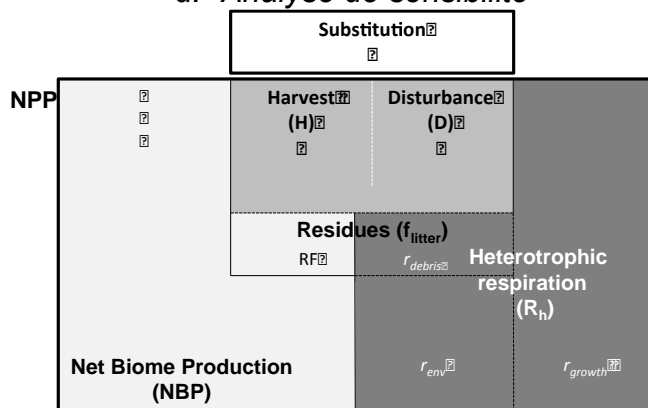
Il est important de distinguer la réponse des forêts aux changements environnementaux et la réponse des forêts aux événements extrêmes.

Les changements environnementaux incluent la concentration atmosphérique de CO₂, N₂O, la durée de la saison de croissance, le climat local (température, précipitation, humidité). Ces variations de conditions environnementales, pourraient conduire à une altération du fonctionnement des écosystèmes via des modifications des flux de carbone, principalement respiratoires [Hyvönen et al., 2007]. L'incertitude sur l'évolution de ces conditions et comment elles peuvent affecter les forêts est prise en compte dans le modèle grâce au paramètre r_{env} .

Les événements extrêmes les plus courants dans les forêts Européennes dans les dernières décennies incluent les ravageurs, les tempêtes, les feux de forêt, et les sécheresses. Il s'agit d'événements brusques touchant des régions entières. A l'échelle européenne, ces événements extrêmes ont un impact faible sur le bilan carbone annuel moyen estimé à moins de 5% [Luyssaert et al., 2010] mais localement peuvent totalement remplacer des plantations et expliquer la variabilité interannuelle du bilan carbone des forêts Européennes.

L'approche de gestion forestière la plus courante après les perturbations est la récupération de la biomasse [Lindenmayer et al., n.d.; McIver et al., 2000] pour une valorisation économique. L'évolution de la fréquence et de l'intensité de ces perturbations avec le changement climatique est très incertaine et variable selon les régions [Ayres and Lombardero, 2000; Dale et al., 2000; Allen et al., 2010]. La mortalité qui résulte de ces événements sont ici supposés diminuer la NPP totale de l'écosystème forestier et non la distribution des flux respiratoires de l'écosystème. En tant que tels, l'évolution de la fréquence et de l'intensité avec le changement climatique n'est donc pas inclus explicitement dans notre modélisation. Les événements extrêmes sont représentés seulement dans leur dimension de prélèvement de biomasse.

d. Analyse de sensibilité



CARBON FLUXES

- Instantaneously released into the atmosphere
- Released into the atmosphere at decay rate E
- Stored into the ecosystem
- Removed from the atmosphere

Figure 19 : Modèle de répartition d'une unité de NPP dans une forêt moyenne européenne

Le niveau de récolte (H+D), la fraction des prélèvements laissée sur site (f_{litter}), l'efficacité de la substitution (s_x) et la fraction de la respiration hétérotrophe dépendante de la réponse de la forêt aux conditions environnementales (r_{env}) sont quatre paramètres-clé qui ont fait l'objet d'une analyse de sensibilité pour évaluer comment leur incertitude affecte le bilan carbone du secteur forestier. Les gammes de variation de chaque paramètre ont été définies par une analyse de la littérature (Tableau 8 et Tableau 9) et propagées dans

le modèle par des simulations d'ensemble de Monte Carlo. L'analyse statistique des simulations d'ensemble de Monte Carlo a permis de séparer les effets de chaque paramètre sur l'efficacité de séquestration du secteur forestier. De même les simulations de Monte Carlo, en parcourant tout l'espace des paramètres a permis de définir un espace de paramètres définissant une gestion « ente », c'est à dire des combinaisons de paramètres qui assurent une augmentation de l'efficacité de la séquestration par rapport au niveau actuel.

Niveaux de récolte

Les niveaux de récolte actuels pourraient être réduits de moitié pour répondre aux contraintes écologiques, par exemple en passant la moitié des forêts actuellement gérées dans un statut de forêt de conservation.

A moins d'une réduction drastique dans la consommation de bois en Europe, une telle diminution impliquerait un déplacement massif des puits et sources du secteur forestier dans d'autres parties du monde.

A l'opposé, les niveaux de récolte actuels pourraient être augmentés pour répondre aux contraintes économiques. Etant donné le niveau actuel de récolte de 50-60% de l'incrément annuel, doubler les prélèvements actuels reviendrait à prélever l'équivalent de la production biologique et resterait ainsi dans les limites biologiques considérées durables du point de vue de la production. Dans cette étude on a considéré que la société Européenne avait le choix de gérer ses forêts selon ce gradient, ainsi le paramètre décrivant le niveau de récolte a été varié aléatoirement entre nue option extensive correspondant à une diminution de moitié des prélèvements et une option intensive où les prélèvements sont doublés.

Gestion des résidus

En raison de la quantité considérable de biomasse souterraine, notamment dans les racines, la récolte laisse nécessairement des résidus sur site. Le principe de prélèvement de la biomasse souterraine a soulevé des inquiétudes sur l'export de nutriments essentiels à la fertilité des forêts et, associé à des contraintes techniques, a conduit à établir des pratiques courantes qui consistent à ne prélever que la tige aérienne et à laisser sur site les feuilles, racines, branches et écorce. Aujourd'hui, environ 50% de la biomasse est laissée sur site en tant que résidus de récolte, une valeur qui peut s'élever à 66% dans des cas extrêmes [Penman *et al.*, 2003; Lippke *et al.*, 2011]. Plus récemment, la forte demande pour la biomasse pour la production d'énergie a conduit à une augmentation de la pratique de l'exploitation par arbre entier où seules les racines fines sont laissées dans le sol. Dans ces conditions, on estime que 34% de la biomasse totale reste dans le sol [Penman *et al.*, 2003; Lippke *et al.*, 2011]. Ces valeurs représentent des conditions extrêmes et ont peu de chance d'être représentatives des pratiques moyennes à l'échelle de l'Europe, donc la gamme de variation pour ce paramètre a été réduit à 40-60% de biomasse laissée sur site en tant que résidus. Dans cette étude, cette gamme de 40 à 60% de résidus laissés sur site a été supposée distribuée uniformément en l'absence d'hypothèses robustes pour justifier un autre type de distribution.

Efficacité de la substitution

Des coefficients de substitution ont été calculés pour une grande diversité d'usages de bois et il a donc été possible de déterminer des coefficients pour chacune des trois catégories de produits-bois, bois-énergie, produits-bois à longue durée de vie (BO), produits-bois à durée de vie moyenne (BI). Malgré l'abondance relative de données, la définition et l'usage des coefficients de substitution donnent lieu à de grandes incertitudes en raison des choix méthodologiques sur lesquels ils reposent pour définir les caractéristiques des industries de transformation et le scénario de référence [Hellweg *and i Canals*, 2014]. Aujourd'hui, la gamme de coefficients de substitution disponible dans la littérature est si large qu'il inclut des cas où l'utilisation de bois en substitution d'un autre produit est soit un bénéfice soit une perte de carbone. En réponse à cette incertitude des études ont trouvé que le potentiel de substitution était un facteur déterminant du bilan carbone des produits bois [Fortin *et al.*, 2012; Lundmark *et al.*, 2014]. A partir de la distribution des données de la littérature, des densités de probabilité log-normale, normale et uniforme ont été utilisées pour représenter les valeurs des coefficients de substitution des bois à longue durée de vie, à durée de vie moyenne et pour l'énergie, respectivement. Chaque coefficient de substitution trouvé dans la littérature représente un produit et un usage particuliers, construits pour des procédés et technologies spécifiques comparés à un scénario de référence qui lui aussi considère un produit spécifique pour un usage alternatif. Il est donc improbable que la plus grande ou la plus petite efficacité de substitution associée à un produit bois spécifique, devienne la valeur moyenne pour l'Europe car cela reviendrait à ce que toute la production européenne de bois soit utilisé pour cet unique produit. Pour cette raison, la gamme de variation affectée aux coefficients de substitution a été déterminée à partir des données de littérature restreintes aux valeurs comprises dans un cadre de plus ou moins deux écart-types autour de la moyenne des valeurs.

De plus, d'un point de vue socio-économique, les stocks de produits bois peuvent être vus comme interdépendants. Il semble raisonnable de supposer qu'une société avec un fort/faible coefficient de substitution pour une catégorie de produits bois a probablement de forts/faibles coefficients de substitution pour les autres catégories aussi. Ce raisonnement est justifié en partie par la définition des coefficients de substitution. En effet, le potentiel de substitution résulte de la dépendance de la technologie de référence (non-bois) aux énergies fossiles et à l'efficacité de la chaîne de transformation. Cette interdépendance des coefficients de substitution de chaque catégorie de produit bois entre eux a été intégrée dans l'approche de Monte Carlo en échantillonnant d'abord les coefficients d'après les distributions observées puis en classant les valeurs échantillonnées de chaque catégorie dans l'ordre croissant pour assembler les paramètres de même rang dans un même jeu de paramètres.

Les efficacités de substitution sont en principe estimées pour l'utilisation de la production marginale de bois plutôt que pour celle de la production moyenne. Dans cette étude, les coefficients de substitution ont été appliqués aux produits bois produits en supplément de la production simulée dans le scénario de référence avec tous les paramètres à leurs valeurs par défaut. Ainsi, la substitution intègre ici les augmentations et diminutions de production de produits bois qui résultent des changements de pratiques et d'environnement.

En conséquence, une diminution dans la production de produits bois par rapport à la simulation de référence conduit à une substitution négative – donc à des émissions de carbone supplémentaires – pour compenser les émissions qui ont lieu pour continuer à fournir la même quantité de produits ou d'énergie qu'actuellement.

Force du puits in-situ

Les raisons du puits de carbone actuel font toujours débat [Pacala et al., 2001; Goodale et al., 2002; Janssens et al., 2003; Nabuurs et al., 2003; Ciais et al., 2008; Luyssaert et al., 2008; Lewis et al., 2009; Luyssaert et al., 2010; Pan et al., 2011b; Schulze et al., 2012], il reste donc difficile de prévoir son évolution future avec un intervalle de confiance satisfaisant [Friedlingstein et al., 2014]. Des projections de l'évolution du puits Européen de carbone en maintenant une gestion constante entre aujourd'hui et 2100 couvre la gamme complète depuis le maintien du puits actuel pour plusieurs décennies [Nabuurs et al., 2003], la saturation du puits qui deviendrait progressivement neutre [Nabuurs et al., 2013], ou l'inversion du puits qui deviendrait une source suite à des événements extrêmes comme la sécheresse Européenne de 2003 devenus plus fréquents [Ciais et al., 2005; Lindner et al., 2014]. En considérant cette incertitude, le paramètre décrivant la force du puits de carbone in-situ a été échantillonné entre 1.5 et -0.5 fois la force actuelle du puits in-situ en 2010. Ainsi, nos simulations couvrent l'éventualité d'un puits amplifié, d'un puits neutre ou d'une inversion en source. Toutes les simulations débutent de la même force actuelle du puits et varient linéairement jusqu'à atteindre en 2100 la valeur qui leur est assignée.

Effet de la durée de rotation sur la production

Bien qu'une diminution de la production primaire nette ait été souvent rapportée, les mécanismes physiologiques responsables sont encore sujets de débat [Ryan et al., 1997; Tang et al., 2014]. Ici, on utilise la gamme des relations âge-NPP trouvées dans la littérature comme un proxy de l'incertitude sur l'âge de production maximum et le rythme de sa décroissance avant et après cet âge. Pour chaque durée de rotation simulée (intensité de récolte), la compilation des relations âge-NPP fournissent une moyenne et un écart-type du facteur de réduction de la NPP. On suppose alors une distribution normale à partir de laquelle on peut tirer des valeurs aléatoirement qui sont contraintes dans un intervalle de plus ou moins deux écarts-types autour de la moyenne avec un plafond de 1. Par exemple, pour un scénario de récolte extensif pour lequel le niveau de récolte est divisé par deux (durée de rotation multipliée par deux), la NPP totale sera réduite d'un facteur normalement distribué autour de la valeur 0.88 et compris entre 0.65 et 1.

e. Analyse de la variance (ANOVA)

L'analyse de la variance (ANOVA) de l'efficacité de séquestration simulée a été réalisée pour les horizons temporels de 25 à 150 ans. Cette technique permet de séparer l'incertitude attribuable à chacun des cinq paramètres variant dans l'analyse de sensibilité, (1) niveau de récolte, (2) part des résidus laissés sur site, (3) efficacité de substitution, (4) effet-âge et (5) force du puits in-situ. La variance totale peut être décomposée comme la somme de la variance expliquée par chaque paramètre et leurs interactions. Seules les interactions deux-à-deux ont été incluses dans cette analyse. L'ANOVA réalisée dans cette étude est une ANOVA de Type-I. La contribution de chaque paramètre est calculée par leur ajout un à un à la régression linéaire entre l'efficacité de séquestration et les paramètres explicatifs. Dans ce type d'ANOVA, l'ordre des paramètres dans la régression linéaire a donc un effet sur le résultat. Ici, nous avons testé l'ANOVA en changeant l'ordre des paramètres et n'avons pas trouvé de différence dans les classements des paramètres ni dans

l'ordre de grandeur de leur contribution à la variance totale. La variance (somme des carrés) calculée pour chaque facteur est divisée par la variance totale pour obtenir la fraction de la variance totale expliquée par un paramètre donné [Von Storch and Zwiers, 2001].

II.3 Résultats

Le facteur explicatif dominant pour l'efficacité de séquestration varie avec l'horizon temporel (Figure 20).

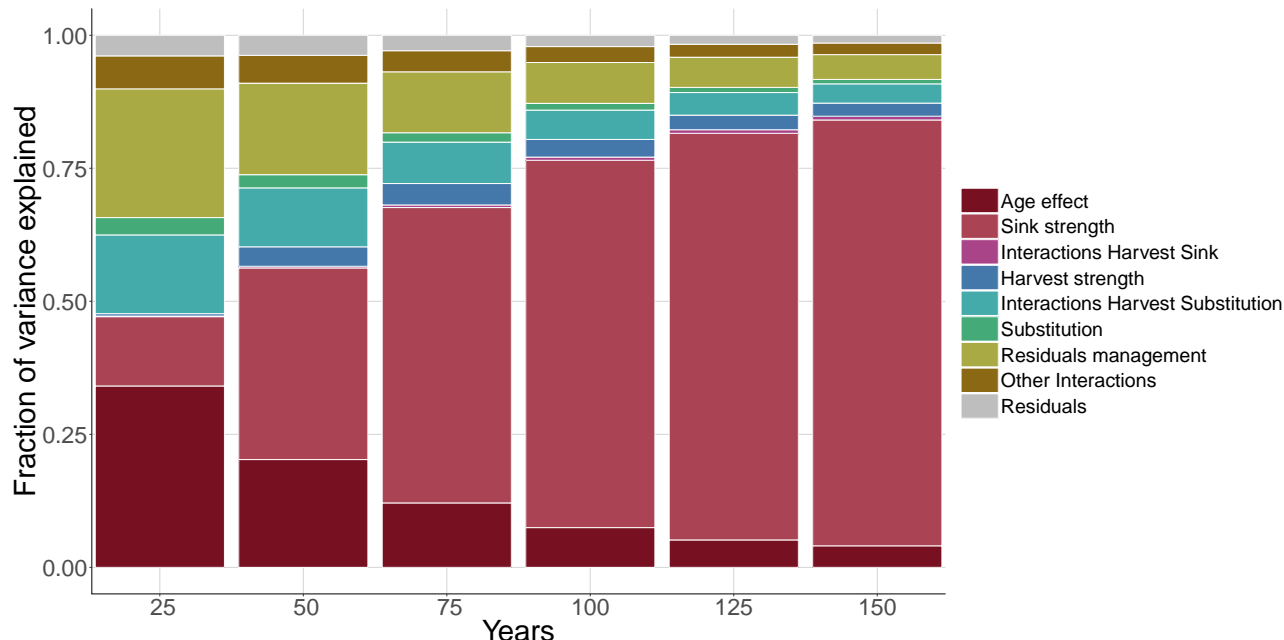


Figure 20: Contribution de chaque paramètre à la variance totale de l'efficacité de séquestration en fonction de l'horizon temporel

Pour un horizon temporel de 25 ans, 35% de la variation de l'efficacité de séquestration dépend de la quantité de résidus laissés sur le sol forestier et 20% du niveau de récolte. La substitution détermine 18% de la variation de l'efficacité de séquestration via son interaction avec le niveau de récolte. Ces trois paramètres d'utilisation du bois expliquent ensemble 73% de la variance des simulations. La force du puits in-situ contribue pour 15% supplémentaires. La dépendance de l'efficacité de séquestration de carbone aux paramètres décrivant les prélèvements de bois et leurs usages via la récolte, la substitution et la gestion des résidus de récolte diminuent rapidement avec l'horizon temporel de l'analyse. Après 50 ans, avec 38%, la force du puits in-situ est déjà le premier contributeur à la variance totale. Pour des horizons temporels au-delà de 75 ans, plus de la moitié (57%) de la variance de l'efficacité de séquestration est expliquée par la force du puits in-situ. Puisque tous les scénarios débutent avec la même valeur initiale de la force du puits in-situ et ensuite atteignent leur objectif par une variation linéaire en 100 ans, l'augmentation de la contribution de la force du puits in-situ à la variance totale est corrélée ($R^2=0.98$) à l'augmentation de la variance totale avec le temps.

L'efficacité de séquestration est déterminée principalement par la force du puits in-situ ($r^2=0.52$) avec de plus grandes valeurs du puits in-situ qui conduisent à de plus grandes valeurs de séquestration de carbone (Figure 21 a. pour un horizon temporel de 100 ans). Malgré la prédominance de l'évolution de la force du puits in-situ sur l'efficacité de séquestration à cet horizon de temps, l'action de la société dans le secteur forestier joue un rôle non négligeable (Figure 21 b-e). Pour une évolution donnée du puits in-situ, laisser plus ou moins de résidus sur site respectivement augmentera ou diminuera l'efficacité de séquestration de 0.03 en moyenne (Figure 21 c.) avec peu de différence selon la force du puits in-situ (écart type de 5.10^{-3}). Avec l'actuelle NPP de $544\text{gC/m}^2/\text{an}$ et un niveau de prélèvements de $2.7\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ (sous l'hypothèse d'un taux de siccité de 55%, un contenu en carbone du bois sec 50% et une masse volumique moyenne de 1000kg/m^3), ce changement d'efficacité de séquestration représente un puits de $16\text{gC/m}^2/\text{an}$ soit 5.9gC/m^3 récolté. De manière similaire, cibler les usages des produits bois avec des coefficients de substitution forts ou faibles (Figure 21 d.) respectivement augmentera ou réduira l'efficacité de séquestration du secteur forestier de 0.05 en moyenne (écart-type de $3.0.10^{-3}$ selon la force du puits in-situ). En revanche le niveau de récolte a une relation différente avec l'efficacité de séquestration. L'effet de la stratégie de gestion forestière dépend de l'évolution du puits in-situ (Figure 21 b.). Dans le cas d'un scénario d'augmentation du puits in-situ,

l'efficacité de séquestration du secteur forestier sera de 0.23 avec le maintien du niveau de récolte actuel. Doubler les volumes récoltés réduira l'efficacité de séquestration de 0.04 (équivalent à une perte de séquestration de 22gC/m2/an à l'échelle de l'Europe), alors que réduire de moitié le volume récolte l'augmenterait de 0.03 (équivalent à un gain de séquestration de 16gC/m2/an à l'échelle de l'Europe), montrant donc un bénéfice carbone à réduire les prélèvements sous ce scénario. Les bénéfices de la réduction des volumes récoltés seraient en revanche perdus dans le cas où lors du 21^e siècle les forêts Européennes devenaient des sources de carbone. Les efficacités de séquestration seraient alors de 0.13, 0.12 et 0.13 pour une diminution, un maintien et une augmentation respectives des niveaux de récolte.

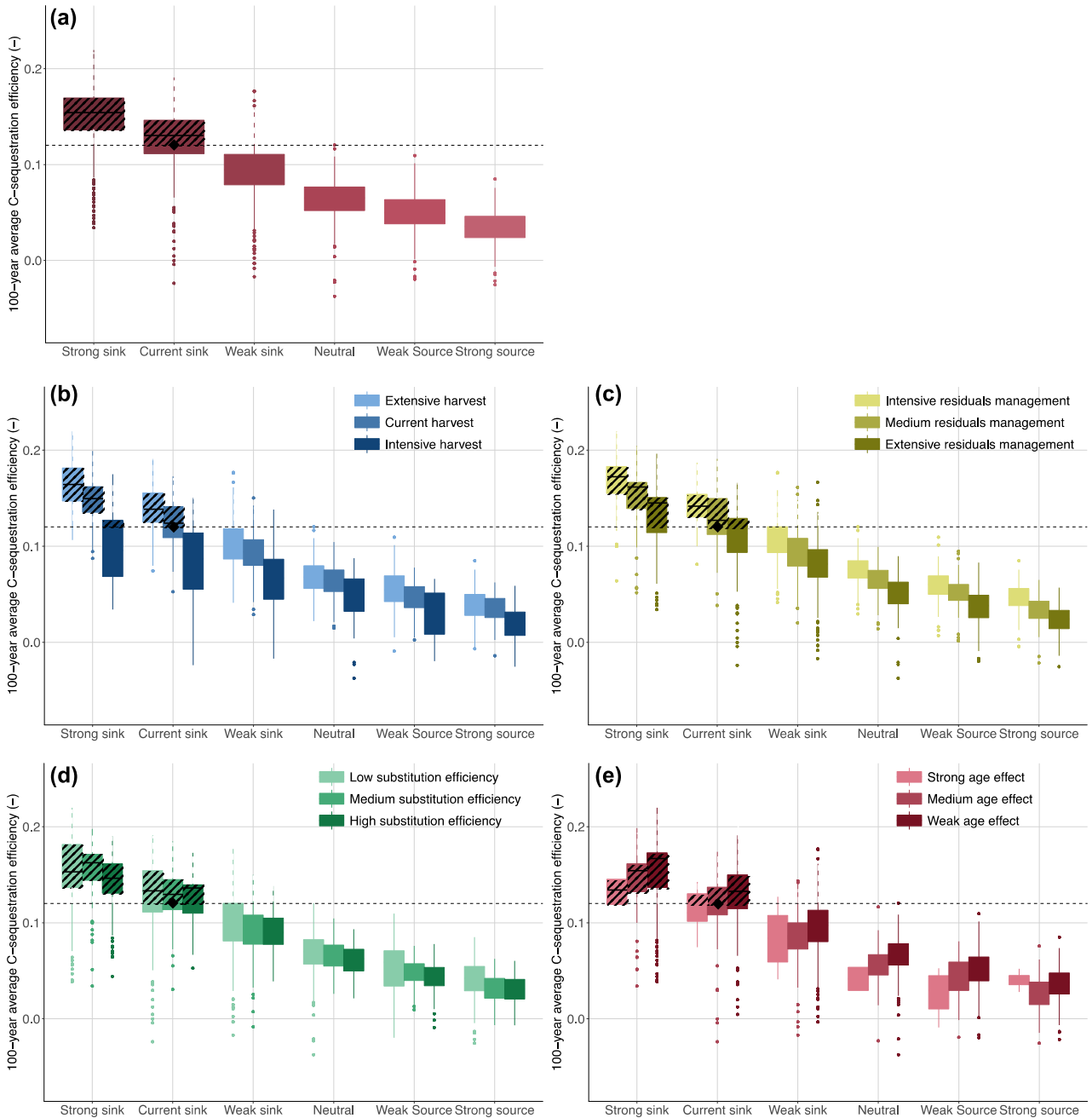


Figure 21 : Relation entre efficacité de séquestration et force du puits in-situ (a) en fonction des paramètres intensité de prélèvements (b), gestion des résidus (c) et efficacité de la substitution (d)

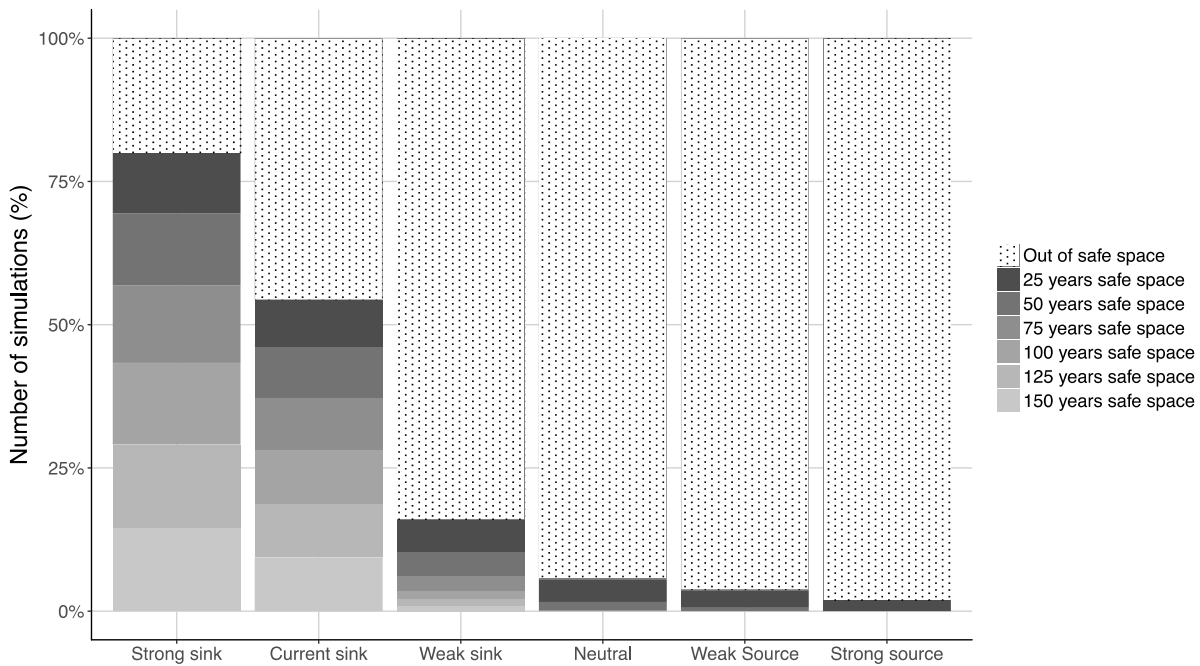


Figure 22 : Fraction des simulations qui appartiennent à l'espace de gestion prudente (axe vertical) en fonction de la force du puits forestier (axe horizontal) et de l'horizon temporel considéré (couleur). Les barres en pointillés indiquent la fraction de simulations n'appartenant pas à l'espace de gestion prudente, donc ne permettant pas d'augmenter l'efficacité de séquestration par rapport au niveau actuel.

L'espace de paramètres de gestion « prudente » pour l'horizon temporel de 100 ans est mis en évidence en orange dans les Figure 21 et 22. Il est défini comme la combinaison de paramètres qui conduit à une augmentation de l'efficacité de séquestration par rapport aux conditions actuelles. A un horizon de 100ans, 78% des simulations en condition de fort puits in-situ (13% de toutes les simulations quelle que soit la force du puits) conduisent à une augmentation de la séquestration par rapport à la séquestration actuelle et se situent donc dans l'espace de gestion prudente. Ce nombre tombe à 63% dans le cas d'un maintien du puits actuel à son niveau, 24% si le puits diminue en force et moins de 1% dans le cas de forêts neutres en carbone. Si le puits actuel devait s'inverser et conduire à une source de carbone, le puits forestier demeurerait un puits mais aucune combinaison de paramètres de gestion forestière ou d'usage du bois ne permettrait d'augmenter l'efficacité actuelle de séquestration.

Les valeurs seuil qui délimitent l'espace de gestion prudente pour une évolution du puits in-situ et un horizon temporel donnés sont listées dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Valeurs des paramètres de substitution, de gestion des résidus et d'intensité de récolte compatibles avec l'espace de gestion prudente pour un horizon de temps donné. Les + indiquent que toutes les valeurs de paramètres testées dans l'analyse de sensibilité sont compatibles avec l'espace de gestion prudente. Les - indiquent qu'une valeur de paramètre n'est compatible avec l'espace de gestion prudente.

Minimum substitution efficiency for long-lived timber allowing a safe space						
time (years)	25	50	75	100	125	150
Strong_sink	+	+	+	+	+	+
Current_sink	+	+	+	+	+	+
Weak_sink	0.17	0.17	0.17	0.17	0.22	0.22
Neutral	+	0.33	0.36	0.55	-	-
Weak_source	0.23	0.23	0.23	-	-	-
Strong_source	+	+	-	-	-	-
Minimum substitution efficiency for medium-lived timber allowing a safe space						
time (years)	25	50	75	100	125	150
Strong_sink	+	+	+	+	+	+
Current_sink	+	+	+	+	+	+
Weak_sink	-1.13	-1.13	-1.13	-1.13	-0.95	-0.95
Neutral	+	-0.54	-0.35	0.16	-	-
Weak_source	-0.87	-0.87	-0.87	-	-	-
Strong_source	+	+	-	-	-	-

Minimum substitution efficiency for energy allowing a safe space						
time (years)	25	50	75	100	125	150
Strong_sink	+	+	+	+	+	+
Current_sink	+	+	+	+	+	+
Weak_sink	+	+	+	+	+	+
Neutral	+	0.29	0.30	0.36	-	-
Weak_source	+	+	+	-	-	-
Strong_source	+	+	-	-	-	-
Maximum residue left on site to have a safe space (0.6 means that 60% of the harvest is left on site as litter)						
time (years)	25	50	75	100	125	150
Strong_sink	0.59	+	+	+	+	+
Current_sink	0.59	0.59	0.59	+	+	+
Weak_sink	+	+	+	0.59	0.59	0.59
Neutral	+	0.53	0.47	0.43	-	-
Weak_source	+	0.56	0.43	-	-	-
Strong_source	0.55	0.46	-	-	-	-
Maximum harvest intensity change (0.5 means a reduction by 2 of the average rotation length)						
time (years)	25	50	75	100	125	150
Strong_sink	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55
Current_sink	0.54	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55
Weak_sink	+	+	0.58	0.58	0.58	0.58
Neutral	0.53	0.84	1.64	1.99	-	-
Weak_source	0.52	1.43	1.47	-	-	-
Strong_source	+	1.61	-	-	-	-

Si le puits in-situ devient une source d'ici à 2100, aucune combinaison de paramètres ne permet d'avoir une séquestration de carbone égale ou supérieure à celle d'aujourd'hui (Tableau 10, Figure 21, Figure 22).

II.4 Discussion

Nos résultats montrent qu'en analysant des scénarios réalistes d'utilisations du bois et de pratiques de gestion, le secteur forestier restera dans 98% de nos simulations et quelque soit l'horizon temporel, un puits de carbone, et ce, même si les forêts elles-mêmes deviennent des sources en réponse aux changements environnementaux (Figure 21). En revanche, l'espace opérationnel de paramètres permettant non seulement de séquestrer du carbone mais d'en séquestrer d'avantage qu'aujourd'hui, l'espace de gestion prudente, est très limité. Le déterminant-clé de l'espace de gestion prudente est l'interaction entre l'horizon temporel de planification et l'évolution future de puits in-situ. Dans les conditions actuelles de croissance, l'espace de gestion prudente dépend de la capacité du secteur forestier à s'assurer d'une substitution efficace et performante des produits bois. Nos résultats montrent cependant que pour des horizons temporels plus longs la capacité du secteur dépend d'avantage de la réponse des forêts aux changements climatiques et environnementaux, et moins du type de gestion forestière et des avancées techniques dans l'usage du bois.

Pour un scénario d'évolution du puits in-situ donné, le recouvrement important entre les différentes stratégies de gestion forestière montre qu'à l'exception des cas extrêmes, une efficacité de séquestration identique peut être atteinte par différentes combinaisons de gestion de résidus, de niveau de gestion et d'efficacité de substitution. En modifiant les paramètres d'utilisation du bois et de substitution l'efficacité de séquestration peut varier de plus de 100% pour un niveau de récolte et une évolution du puits donnés (Figure 21b). Ce serait par exemple le cas en passant d'une pratique de récolte qui laisse 60% de résidus au sol et utilise la biomasse pour substituer de l'énergie nucléaire à une pratique qui laisse 40% de résidus au sol et utilise la biomasse pour substituer du béton dans des bâtiments à longue durée de vie.

Si dans 50 ans, la forêt européenne voyait la force de son puits réduite (jusqu'à 60% en 2060), maintenue, ou augmentée, il y aurait un espace opérationnel de gestion prudente permettant une augmentation de la séquestration. Si le puits actuel diminuait fortement dans les prochaines décennies alors une augmentation de l'efficacité de séquestration à 100 ans serait possible seulement sous condition d'efficacité de substitution au-delà de 0.72 pour les produits à longue durée de vie et 0.45 pour la substitution énergétique, quelque soit le niveau de récolte et la gestion des résidus. De telles efficacités de substitution seraient réalisées par exemple en remplaçant des matériaux de construction par des sciages de bois en Allemagne [Bird, 2013] ou en remplaçant du fioul par des granulés de bois [Fortin et al., 2012].

Si dans 50 ans, le puits forestier devenait neutre ou se convertissait en une source de carbone, et que la technologie n'avait pas fait de progrès considérable, il faudrait s'attendre à une diminution de la capacité de séquestration du secteur forestier par rapport à aujourd'hui. Si le puits in-situ devenait neutre, alors le secteur forestier pourrait uniquement amplifier sa séquestration de carbone sur 100 ans grâce à des efficacités de substitution d'au moins 1.68 pour les produits bois à longue durée de vie et 1.02 pour le bois-énergie. De tels potentiels de substitution nécessitent par exemple l'équivalent du remplacement de poutres en acier par du bois aux Etats-Unis [Bergman et al., 2014] ou la substitution d'électricité de centrales thermiques à flammes par de l'électricité issue de la biomasse [Cannell, 2003; Lippke et al., 2011].

Récolter d'avantage de bois pourrait augmenter l'efficacité de la séquestration si les changements environnementaux inversaient le puits de carbone in-situ actuel en une source (Figure 21b) mais ce ne serait pas suffisant. Le bois additionnel devrait être dirigé vers les filières où son potentiel de substitution est le plus fort. Si les forêts deviennent des sources d'ici 100 ans, l'efficacité de séquestration peut toujours être augmentée pour 75 ans au plus si les efficacités de substitution dépassent 1.73 pour les produits bois à longue durée de vie et 1.03 pour le bois-énergie. Moins de 43% de la récolte devraient être laissés sur site et le niveau de prélèvement devrait être augmenté de 16%.

Si les efficacités de séquestration actuelles ne peuvent pas être maintenues, la quantité absolue de carbone séquestrée par le secteur forestier pourrait être maintenu en augmentant la NPP totale des forêts Européennes. Augmenter la NPP totale nécessite soit d'augmenter la superficie occupée par des forêts, un maintien de l'effet bénéfique du changement climatique sur les forêts et/ou l'usage de pratiques agricoles comme l'irrigation et la fertilisation des sols. De plus, la [Smith et al., 2016] augmenterait l'efficacité de séquestration en réduisant la respiration hétérotrophe [Janssens et al., 2010]. Les techniques d'irrigation et de fertilisation ont cependant leurs inconvénients propres.

Nos simulations suggèrent que si la dépendance de la société aux énergies fossiles ne disparaît pas dans les 50 prochaines années, la réponse écophysologique de la forêt au climat et aux changements environnementaux sera le facteur principal de la capacité de séquestration de la foresterie dans son ensemble.

Quelle que soit l'évolution future du puits in-situ dans les forêts Européennes, nos résultats mettent en garde contre des aspirations trop fortes pour la gestion forestière à des horizons temporels de plus de 50 ans. Même si le puits de carbone actuel est maintenu en Europe, des stratégies de gestion complètement différentes comme le doublement ou la réduction par deux des niveaux de récolte n'affecte l'efficacité de séquestration que de +9 à -20% en moyenne (+11 à -23 gC m⁻² yr⁻¹). Pour des scénarios de diminution de la force du puits in-situ, l'effet de la stratégie de gestion forestière sur l'efficacité de séquestration est encore plus faible. Bien que notre analyse considère l'Europe comme une entité homogène, l'application de ces résultats devrait prendre en compte les conditions locales : dans les régions où le puits in-situ actuel est fort, les niveaux de récolte ne devraient pas être augmentés. En revanche dans les régions où le puits s'affaiblit les niveaux de récolte pourraient être augmentés pour soutenir une chaîne de transformation et d'usage efficace des produits bois. En prenant de telles décisions, il faut prendre en compte les effets à long terme des stratégies de gestion sur la structure de la forêt et par extension sur le secteur forestier. En maximisant l'efficacité de séquestration sur une période de 25 à 50 ans demande une réduction des niveaux de récolte qui résulteront en un stock de biomasse sur pied supérieur. Bien qu'un stock élevé de biomasse sur pied puisse augmenter le risque de perturbations d'échelle suffisante pour remplacer les peuplements, les décisions de gestion futures ne seraient pas affectées. Augmenter les niveaux de prélèvements résulterait en revanche en une forêt plus jeune pour laquelle des décennies seraient nécessaire à une restauration de la structure en biomasse et en âge.

Malgré ce manque de connaissances actuel, des incitations existent pour stimuler la production d'énergie à partir de la biomasse. L'argument de la neutralité carbone pour le bois-énergie a été utilisé pour pousser le développement du secteur forestier avec des dispositifs de soutien aux centrales à biomasse [Commission de régulation de l'énergie, 2014], des subventions pour les foyers qui s'équipent en un chauffage au bois (éco-prêt taux zéro, crédit impôt pour la transition énergétique) ou pour les constructions en bois. Nos résultats comme d'autres [Hudiburg et al., 2011], montrent que ces initiatives ne sont pas appuyées par les connaissances scientifiques. L'intensification de la récolte dans les forêts Européennes conduirait au contraire très probablement à une augmentation des émissions de carbone du secteur forestier à moins que les forêts ne répondent au changement climatique par une forte mortalité.

II.5 Limites de l'approche

Notre étude présente l'avantage d'intégrer les données d'évaluations empiriques les plus récentes, de considérer le cycle complet du carbone du secteur forestier et de prendre en compte ses incertitudes majeures. Cependant il présente des hypothèses et des limitations.

- La partition de la variance pour différents horizons temporels dépend de la gamme de variation attribuée aux paramètres inclus dans cette analyse. Par précaution nous avons pris soin d'intégrer l'incertitude actuelle sur chacun des facteurs pour notre horizon temporel.
- Hormis pour la force du puits in-situ, tous les autres paramètres sont maintenus constants au cours de chaque simulation, ce qui est réaliste pour les pratiques de gestion des résidus et de récolte. Cependant un coefficient de substitution constant peut être contesté pour deux raisons. D'une part, l'efficacité de la substitution est supposée augmenter avec l'avancement des technologies de transformation des produits bois et un meilleur usage et recyclage de la ressource. D'autre part, l'efficacité de substitution est supposée diminuer dans le temps en raison de la diminution des émissions de GES dans le mix énergétique et les produits alternatifs de référence utilisés dans les analyses de cycle de vie.
- Les niveaux de récolte, la gestion des résidus de récolte et les efficacités de substitution sont en partie pilotés par les mêmes processus économiques, industriels et politiques and sont donc supposés être corrélés les uns avec les autres. Devant l'impossibilité de déterminer les relations actuelles ou futures entre ces trois facteurs, aucune corrélation n'est intégrée à cette étude.
- L'approche quantitative ne prend pas en compte les pertes ou gains de fertilité qui peuvent résulter de changements à long terme des pratiques de gestion des résidus. Les bénéfices observés en termes de séquestration de carbone en réponse à des prélèvements accrus de résidus ne reflètent donc que l'augmentation en biomasse disponible pour les produits bois et la substitution, mais ignorent l'effet long-terme sur le puits in-situ.

Malgré les limitations détaillées ci-dessus concernant les gammes de variation des paramètres, les relations entre les paramètres et la dynamique temporelle de la fertilité du sol, la prédominance de la force du puits in-situ apparaît comme une caractéristique robuste puisqu'il reflète correctement la grande incertitude sur la force du puits in-situ comparée à l'incertitude des autres moteurs de l'efficacité de séquestration du secteur forestier.

III. Conclusions

L'étude d'analyse de sensibilité présentée en section II permet de mettre en perspective les résultats de l'étude sur le bilan carbone spécifique de la France présentée en section I. Les résultats de la première section montrent que sous les hypothèses et conditions choisies pour cette étude, incluant (1) un maintien de la structure de la filière constante orientée autour de la production de bois d'œuvre avec utilisation en cascade des produits bois (2) une superficie forestière constante, (3) des conditions de croissance similaires aux dernières décennies, (4) une prise en compte du comportement des propriétaires forestiers :

- A l'échelle nationale, les forêts non exploitées de façon optimale peuvent être classées en trois catégories représentant des superficies égales (12% de la superficie forestière totale chacune) : les forêts difficilement exploitables, les forêts en surdensité et les forêts surmatures.
- l'objectif 2020 de production d'énergie à partir de la biomasse forestière peut être atteint au prix d'une mobilisation de bois capitalisé ou d'une dynamisation des peuplements en gestion active (Figure 16).
- A une échelle de temps plus longue, le maintien d'une augmentation de la production de bois énergie ne semble pas possible en raison du caractère transitoire de la mobilisation du capital sur pied. A cet horizon temporel, une réaffectation des usages du bois vers l'énergie en amont de la filière ou une modification des flux d'import/export avec une exportation de BO de qualité pourraient permettre d'atteindre des objectifs ambitieux à l'horizon 2030.
- Ainsi, avec les hypothèses définies comme les plus crédibles pour la situation de la France et pour un horizon temporel de 30 ans, l'augmentation du volume des prélèvements de biomasse en forêt conduit à une réduction de la séquestration de carbone par la filière par rapport au scénario de référence, les effets de stockage et de substitution ne compensant pas à cet horizon temporel, les émissions de carbone liées à la diminution du volume de carbone stocké dans la forêt (Figure 18).

En réalisant une analyse de sensibilité systématique sur les déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois en Europe, la section II permet de comprendre les facteurs qui peuvent modifier cette conclusion.

- A un horizon temporel de 25 ans la relation entre âge des peuplements et productivité et donc, l'effet de la durée de rotation sur la production des peuplements, joue le rôle le plus important sur l'efficacité de séquestration.
- A des horizons temporels plus longs, la réponse des forêts au changement climatique devient le premier facteur explicatif de l'efficacité de séquestration.
- A l'horizon temporel de 25 ans on trouve que les niveaux de prélèvements de biomasse et les valeurs utilisées pour définir la chaîne de transformation du bois sont les premiers déterminants du bilan carbone de la filière (Figure 20). Ainsi, sous condition de forts coefficients de substitution et de forts taux de prélèvement des résidus, une augmentation des prélèvements de bois en forêt peut conduire à une réduction des émissions de carbone (Figure S 6, ligne 1, colonne 2).

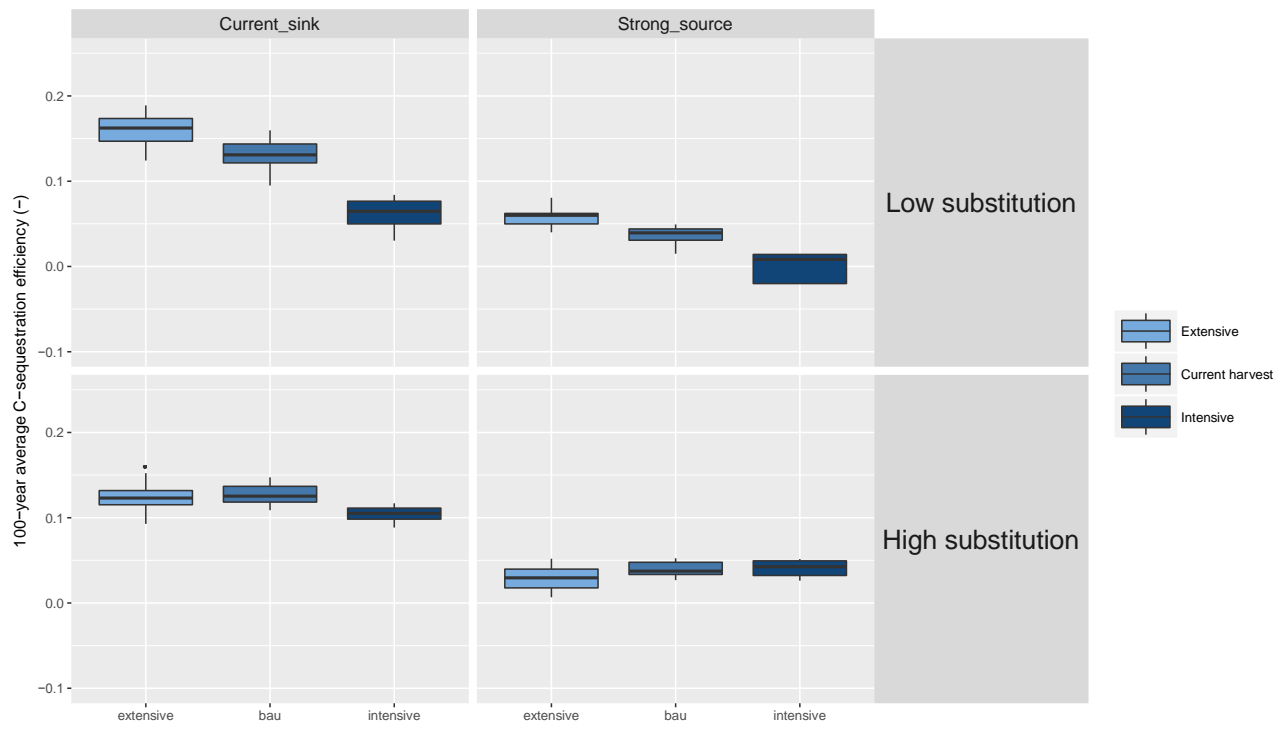


Figure 23 : Extraits de la Figure S 5. Quatre exemples de combinaisons d'intensité du puits in-situ et d'efficacités de substitution pour un prélèvement moyen des résidus et comment ces paramètres jouent sur la relation entre efficacité de séquestration et niveau de récolte.

IV. Références

- Agreste (2012), Filière forêt-bois Memento 2012,
- Agreste (2014), Récolte de bois et production de sciages en 2012., *Agreste Primeur*, (310).
- Agreste (2016a), Production de sciages, bois sous rails et merrains en France métropolitaine de 2005 à 2015, , September.
- Agreste (2016b), Récolte de bois en France métropolitaine de 2005 à 2015, , September.
- Allen, C. D. et al. (2010), A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, *For. Ecol. Manag.*, 259(4), 660–684.
- Anderegg, W. R. L., J. M. Kane, and L. D. L. Anderegg (2013), Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress, *Nat. Clim. Change*, 3(1), 30–36, doi:10.1038/nclimate1635.
- Ayres, M. P., and M. J. Lombardero (2000), Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens, *Sci. Total Environ.*, 262(3), 263–286.
- Beck, P. S., G. P. Juday, C. Alix, V. A. Barber, S. E. Winslow, E. E. Sousa, P. Heiser, J. D. Herriges, and S. J. Goetz (2011), Changes in forest productivity across Alaska consistent with biome shift, *Ecol. Lett.*, 14(4), 373–379.
- Bellassen, V., and S. Luyssaert (2014), Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times, *Nature*, 506(7487), 153–155, doi:10.1038/506153a.
- Bellassen, V., G. le Maire, O. Guin, J. F. Dhôte, 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, *Ecol. Model.*, 222(1), 57–75, doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.08.038.
- Bergman, R., M. Puettmann, A. Taylor, and K. E. Skog (2014), The carbon impacts of wood products, *For. Prod. J.*, 64(7), 220–231.
- Bird, D. N. (2013), *Estimating the displacement of energy and materials by woody biomass in Austria*, Joanneum research resources.
- de Boer, H. J., E. I. Lammertsma, F. Wagner-Cremer, D. L. Dilcher, M. J. Wassen, and S. C. Dekker (2011), Climate forcing due to optimization of maximal leaf conductance in subtropical vegetation under rising CO₂, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 108(10), 4041–4046.
- Bugmann, H., and C. Bigler (2011), Will the CO₂ fertilization effect in forests be offset by reduced tree longevity?, *Oecologia*, 165(2), 533–544.
- Burkhart, H. E., and M. Tomé (2012), *Modeling Forest Trees and Stands*, Springer Science & Business Media.
- Campbell, J., G. Alberti, J. Martin, and B. E. Law (2009), Carbon dynamics of a ponderosa pine plantation following a thinning treatment in the northern Sierra Nevada, *For. Ecol. Manag.*, 257(2), 453–463, doi:10.1016/j.foreco.2008.09.021.
- Cannell, M. G. (2003), Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the UK, *Biomass Bioenergy*, 24(2), 97–116.
- Charru, M., I. Seynave, F. Morneau, and J.-D. Bontemps (2010), Recent changes in forest productivity: An analysis of national forest inventory data for common beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France, *For. Ecol. Manag.*, 260(5), 864–874, doi:10.1016/j.foreco.2010.06.005.
- Charru, M., I. Seynave, F. Morneau, M. Rivoire, and J.-D. Bontemps (2012), Significant differences and curvilinearity in the self-thinning relationships of 11 temperate tree species assessed from forest inventory data, *Ann. For. Sci.*, 69(2), 195–205, doi:10.1007/s13595-011-0149-0.
- Ciais, P. et al. (2005), Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003, *Nature*, 437(7058), 529–533.
- Ciais, P. et al. (2008), Carbon accumulation in European forests, *Nat. Geosci.*, 1(7), 425–429.
- Colin (2014), *Emissions et absorptions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier dans le contexte d'un accroissement possible de la récolte aux horizons 2020 et 2030*, IGN, Nancy.
- Colin, A., A. Thivolle-Cazat, F. Coulon, and C. Christian (2009), *Biomasse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie à l'horizon 2020*, FCBA-IFN-SOLAGRO, Angers : ADEME.
- Commission de régulation de l'énergie (2014), *Coûts et rentabilité des énergies renouvelables en France métropolitaine. Eolien terrestre, biomasse, solaire photovoltaïque*.
- Cox, P. M., R. A. Betts, C. D. Jones, S. A. Spall, and I. J. Totterdell (2000), Acceleration of global

warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model, *Nature*, 408(6809), 184–187.

Cramer, W. et al. (2001), Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models, *Glob. Change Biol.*, 7(4), 357–373.

Dale, V. H., L. A. Joyce, S. McNulty, and R. P. Neilson (2000), The interplay between climate change, forests, and disturbances, *Sci. Total Environ.*, 262(3), 201–204.

De Deyn, G. B., J. H. Cornelissen, and R. D. Bardgett (2008), Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes, *Ecol. Lett.*, 11(5), 516–531.

Dolman, A. J. et al. (2012), An estimate of the terrestrial carbon budget of Russia using inventory based, eddy covariance and inversion methods., *Biogeosciences Discuss.*, 9(6).

Eggers, T. (2002), *The Impacts of Manufacturing and Utilisation of Wood Products on the European Carbon Budget - Internal report 9*, European Forest Institute.

Eriksson, E., A. R. Gillespie, L. Gustavsson, O. Langvall, M. Olsson, R. Sathre, and J. Stendahl (2007), Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution, *Can. J. For. Res.*, 37(3), 671–681.

FCBA (2014), *Mémento 2014*, FCBA.

FCBA (2016), *Mémento 2016*, FCBA.

Fortin, M., F. Ningre, N. Robert, and F. Mothe (2012), Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France, *For. Ecol. Manag.*, 279, 176–188, doi:10.1016/j.foreco.2012.05.031.

Franqueville, C. (2015), *Mission relative aux exportations de grumes et au déséquilibre de la balance commerciale de la filière forêt-bois française*.

Friedlingstein, P., M. Meinshausen, V. K. Arora, C. D. Jones, A. Anav, S. K. Liddicoat, and R. Knutti (2014), Uncertainties in CMIP5 climate projections due to carbon cycle feedbacks, *J. Clim.*, 27(2), 511–526.

Giglio, L., J. T. Randerson, and G. R. Werf (2013), Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4), *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, 118(1), 317–328.

Goodale, C. L. et al. (2002), Forest carbon sinks in the Northern Hemisphere, *Ecol. Appl.*, 12(3), 891–899.

Guinard, L., G. Deroubaix, M.-L. Roux, A.-L. Levet, and V. Quint (2015), *Evaluation du gisement de déchets bois et son positionnement dans la filière bois/bois énergie*, ADEME, Angers.

He, L., J. M. Chen, Y. Pan, R. Birdsey, and J. Kattge (2012), Relationships between net primary productivity and forest stand age in US forests, *Glob. Biogeochem. Cycles*, 26(3).

Hellweg, S., and L. M. i Canals (2014), Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment, *Science*, 344(6188), 1109–1113.

Houghton, R. A., J. I. House, J. Pongratz, G. R. Van der Werf, R. S. DeFries, M. C. Hansen, C. L. Quéré, and N. Ramankutty (2012), Carbon emissions from land use and land-cover change, *Biogeosciences*, 9(12), 5125–5142.

Hudiburg, T. W., B. E. Law, C. Wirth, and S. Luyssaert (2011), Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production, *Nat. Clim. Change*, 1(8), 419–423.

Hungate, B. A., J. S. Dukes, M. R. Shaw, Y. Luo, and C. B. Field (2003), Nitrogen and climate change, *Science*, 302(5650), 1512–1513.

Hyvönen, R. et al. (2007), The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review, *New Phytol.*, 173(3), 463–480.

IGN (2013a), Résultats d'inventaire forestier - Méthodologie - Les résultats des campagnes d'inventaire 2008 à 2012,

IGN (2013b), *Résultats d'inventaire forestier. Les résultats standards des grandes régions écologiques. Les résultats des campagnes d'inventaire 2008 à 2012.*, Résultats d'inventaire.

IGN (2016), La forêt en chiffres et en cartes, *Le mémento*.

Jactel, H. et al. (2009), The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage, *Ann. For. Sci.*, 66(7), 1–18.

- Janssens, I. A. et al. (2003), Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions, *Science*, 300(5625), 1538–1542.
- Janssens, I. A. et al. (2010), Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition, *Nat. Geosci.*, 3(5), 315–322.
- Jones, C. D., P. Cox, and C. Huntingford (2003), Uncertainty in climate–carbon-cycle projections associated with the sensitivity of soil respiration to temperature, *Tellus B*, 55(2), 642–648.
- Kaipainen, T., J. Liski, A. Pussinen, and T. Karjalainen (2004), Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests, *Environ. Sci. Policy*, 7(3), 205–219.
- Kallio, A. M. I., O. Salminen, and R. Sievänen (2013), Sequester or substitute—consequences of increased production of wood based energy on the carbon balance in Finland, *J. For. Econ.*, 19(4), 402–415.
- Kilpeläinen, A., A. Alam, P. Torssonen, H. Ruusuvauro, S. Kellomäki, and H. Peltola (2016), Effects of intensive forest management on net climate impact of energy biomass utilisation from final felling of Norway spruce, *Biomass Bioenergy*, 87, 1–8.
- Kurz, W. A., C. C. Dymond, G. Stinson, G. J. Rampley, E. T. Neilson, A. L. Carroll, T. Ebata, and L. Safranyik (2008), Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change, *Nature*, 452(7190), 987–990.
- Le Quéré, C. et al. (2015), Global carbon budget 2015, *Earth Syst. Sci. Data*, 7(2), 349–396.
- Lévesque, M., M. Saurer, R. Siegwolf, B. Eilmann, P. Brang, H. Bugmann, and A. Rigling (2013), Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch, *Glob. Change Biol.*, 19(10), 3184–3199.
- Lewis, S. L., G. Lopez-Gonzalez, B. Sonké, K. Affum-Baffoe, T. R. Baker, L. O. Ojo, O. L. Phillips, J. M. Reitsma, L. White, and J. A. Comiskey (2009), Increasing carbon storage in intact African tropical forests, *Nature*, 457(7232), 1003–1006.
- Lindenmayer, D. B., P. J. Burton, and J. F. Franklin (n.d.), *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*.
- Lindner, M. et al. (2014), Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management?, *J. Environ. Manage.*, 146, 69–83.
- Lindroth, A., F. Lagergren, A. Grelle, L. Klemedtsson, O. L. A. Langvall, P. E. R. Weslien, and J. Tuulik (2009), Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink, *Glob. Change Biol.*, 15(2), 346–355.
- Lippke, B., E. Oneil, R. Harrison, K. Skog, L. Gustavsson, and R. Sathre (2011), Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns, *Carbon Manag.*, 2(3), 303–333.
- Liski, J., A. Pussinen, K. Pingoud, R. Mäkipää, and T. Karjalainen (2001), Which rotation length is favourable to carbon sequestration?, *Can. J. For. Res.*, 31(11), 2004–2013.
- Loustau, D. (2004), *Rapport final du projet CARBOFOR. Séquestration de Carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisaton, vulnérabilité et impacts des différents scénarios climatiques et sylvicoles.*, GICC 2001, Bordeaux.
- Lundmark, T., J. Bergh, P. Hofer, A. Lundström, A. Nordin, B. C. Poudel, R. Sathre, R. Taverna, and F. Werner (2014), Potential Roles of Swedish Forestry in the Context of Climate Change Mitigation., *For. 19994907*, 5(4).
- Luyssaert, S. et al. (2007), CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database, *Glob. Change Biol.*, 13(12), 2509–2537.
- Luyssaert, S., E.-D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais, and J. Grace (2008), Old-growth forests as global carbon sinks, *Nature*, 455(7210), 213–215.
- Luyssaert, S. et al. (2010), The European carbon balance. Part 3: forests, *Glob. Change Biol.*, 16(5), 1429–1450.
- Mack, M. C., E. A. Schuur, M. S. Bret-Harte, G. R. Shaver, and F. S. Chapin (2004), Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization, *Nature*, 431(7007), 440–443.
- Magnani, F., M. Mencuccini, M. Borghetti, P. Berbigier, F. Berninger, S. Delzon, A. Grelle, P.

- Hari, P. G. Jarvis, and P. Kolari (2007), The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests, *Nature*, 447(7146), 849–851.
- Mäkinen, H., and A. Isomäki (2004), Thinning intensity and growth of Scots pine stands in Finland, *For. Ecol. Manag.*, 201(2–3), 311–325, doi:10.1016/j.foreco.2004.07.016.
- Martin, T. J., and J. Ogden (2006), Wind damage and response in New Zealand forests: a review, *N. Z. J. Ecol.*, 295–310.
- McIver, J. D., L. Starr, O. Portland, and others (2000), *Environmental effects of postfire logging: literature review and annotated bibliography*, Portland, Or.: US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McMahon, S. M., G. G. Parker, and D. R. Miller (2010), Evidence for a recent increase in forest growth, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 107(8), 3611–3615.
- Melin, Y., H. Petersson, and G. Egnell (2010), Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities, *For. Ecol. Manag.*, 260(4), 536–542.
- Milne, R., and M. Van Oijen (2005), A comparison of two modelling studies of environmental effects on forest carbon stocks across Europe, *Ann. For. Sci.*, 62(8), 911–923.
- Mitchell, S. J. (2012), Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis, *Forestry*, cps058.
- Nabuurs, G.-J., M.-J. Schelhaas, C. B. Field, and others (2003), Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999, *Glob. Change Biol.*, 9(2), 152–160.
- Nabuurs, G.-J., M. Lindner, P. J. Verkerk, K. Gunia, P. Deda, R. Michalak, and G. Grassi (2013), First signs of carbon sink saturation in European forest biomass, *Nat. Clim. Change*, 3(9), 792–796.
- Nilsen, P., and L. T. Strand (2008), Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years, *For. Ecol. Manag.*, 256(3), 201–208, doi:10.1016/j.foreco.2008.04.001.
- Norby, R. J., J. M. Warren, C. M. Iversen, B. E. Medlyn, and R. E. McMurtrie (2010), CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 107(45), 19368–19373.
- Pacala, S. W. et al. (2001), Consistent land-and atmosphere-based US carbon sink estimates, *Science*, 292(5525), 2316–2320.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, and J. G. Canadell (2011a), A large and persistent carbon sink in the world's forests, *Science*, 333(6045), 988–993.
- Pan, Y. et al. (2011b), A large and persistent carbon sink in the world's forests, *Science*, 333(6045), 988–993.
- Penman, J. et al. (2003), *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry.*, Institute for Global Environmental Strategies.
- Perez-Garcia, J., B. Lippke, J. Comnick, and C. Manriquez (2007), An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results, *Wood Fiber Sci.*, 37, 140–148.
- Pilli, R., G. Grassi, W. A. Kurz, R. A. Viñas, and N. H. Guerrero (2016), Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. I. Comparison with countries' estimates for forest management, *Carbon Balance Manag.*, 11(1), 1–18.
- Poudel, B. C., R. Sathre, J. Bergh, L. Gustavsson, A. Lundström, and R. Hyvönen (2012), Potential effects of intensive forestry on biomass production and total carbon balance in north-central Sweden, *Environ. Sci. Policy*, 15(1), 106–124.
- Pretzsch, H. (2009), *Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model*, Springer Science & Business Media.
- Pretzsch, H., G. Schütze, and E. Uhl (2013), Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation, *Plant Biol.*, 15(3), 483–495.
- Raich, J. W., and K. J. Nadelhoffer (1989), Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends, *Ecology*, 70(5), 1346–1354.
- Ryan, M. G., D. Binkley, and J. H. Fownes (1997), Age-related decline in forest productivity:

pattern and process, *Adv. Ecol. Res.*, 27, 213–262.

Sathre, R., and J. O'Connor (2010), Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution, *Environ. Sci. Policy*, 13(2), 104–114.

Schulze, E.-D., C. Körner, B. E. Law, H. Haberl, and S. Luysaert (2012), Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral, *GCB Bioenergy*, 4(6), 611–616.

Schütz, J.-P., M. Götz, W. Schmid, and D. Mandallaz (2006), Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture, *Eur. J. For. Res.*, 125(3), 291–302.

Seidl, R., M.-J. Schelhaas, and M. J. Lexer (2011), Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe, *Glob. Change Biol.*, 17(9), 2842–2852.

Sievänen, R., O. Salminen, A. Lehtonen, P. Ojanen, J. Liski, K. Ruosteenoja, and M. Tuomi (2014), Carbon stock changes of forest land in Finland under different levels of wood use and climate change, *Ann. For. Sci.*, 71(2), 255–265.

Singh, B. K., R. D. Bardgett, P. Smith, and D. S. Reay (2010), Microorganisms and climate change: terrestrial feedbacks and mitigation options, *Nat. Rev. Microbiol.*, 8(11), 779–790.

Skovsgaard, J. P., and J. K. Vanclay (2008), Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands, *Forestry*, 81(1), 13–32.

Smith, P. et al. (2016), Biophysical and economic limits to negative CO₂ emissions, *Nat. Clim. Change*, 6(1), 42–50.

SOeS (2017), *Chiffres clés des énergies renouvelables Edition 2016*, Chiffres clés, Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, Paris.

Solberg, S., M. Dobbertin, G. J. Reinds, H. Lange, K. Andreassen, P. G. Fernandez, A. Hildingsson, and W. de Vries (2009), Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach, *For. Ecol. Manag.*, 258(8), 1735–1750.

Stinson, G. et al. (2011), An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008, *Glob. Change Biol.*, 17(6), 2227–2244.

Strömgren, M., G. Egnell, and B. A. Olsson (2013), Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps, *For. Ecol. Manag.*, 290, 59–66.

Subke, J.-A., and M. Bahn (2010), On the 'temperature sensitivity' of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown?, *Soil Biol. Biochem.*, 42(9), 1653–1656.

Tang, J., S. Luysaert, A. D. Richardson, W. Kutsch, and I. A. Janssens (2014), Steeper declines in forest photosynthesis than respiration explain age-driven decreases in forest growth, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 111(24), 8856–8860.

Valinger, E., and J. Fridman (2011), Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden, *For. Ecol. Manag.*, 262(3), 398–403.

Vallet, P., and T. Pérot (2011), Silver fir stand productivity is enhanced when mixed with Norway spruce: evidence based on large-scale inventory data and a generic modelling approach, *J. Veg. Sci.*, 22(5), 932–942, doi:10.1111/j.1654-1103.2011.01288.x.

Van der Werf, G. R., D. C. Morton, R. S. DeFries, J. G. Olivier, P. S. Kasibhatla, R. B. Jackson, G. J. Collatz, and J. T. Randerson (2009), CO₂ emissions from forest loss, *Nat. Geosci.*, 2(11), 737–738.

Vannière, B. (1984), *Tables de production pour les forêts françaises*, ENGREF.

Von Storch, H., and F. W. Zwiers (2001), *Statistical analysis in climate research*, Cambridge University Press, Cambridge.

Wang, S., L. Zhou, J. Chen, W. Ju, X. Feng, and W. Wu (2011), Relationships between net primary productivity and stand age for several forest types and their influence on China's carbon balance, *J. Environ. Manage.*, 92(6), 1651–1662.

Wernsdorfer, H., A. Colin, J.-D. Bontemps, H. Chevalier, G. Pignard, S. Caurila, J.-M. Leban, J.-C. Hervé, and M. Fournier (2012), Large-scale dynamics of a heterogeneous forest resource are driven jointly by geographically varying growth conditions, tree species composition and stand structure, *Ann. For. Sci.*, 69(7), 829–844.

Wykoff, W. R. (1990), A Basal Area Increment Model for Individual Conifers in the Northern Rocky Mountains, *For. Sci.*, 36(4), 1077–1104.

Zeng, H., J. Q. Chambers, R. I. Negrón-Juárez, G. C. Hurtt, D. B. Baker, and M. D. Powell (2009), Impacts of tropical cyclones on US forest tree mortality and carbon flux from 1851 to 2000, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 106(19), 7888–7892.

V. Annexe

V.1 Indices de fertilité

L'indice de fertilité est utilisé comme variable explicative dans les équations de croissance de la ressource forestière. Il est calculé pour chaque placette à partir de régressions statistiques réalisées par essence et par type de structure forestière.

Tout d'abord une équation de type Hossfeld II est régressée sur les couples de données âge du peuplement et hauteur dominante du peuplement. La courbe obtenue est la courbe-guide. Sur cette courbe, la hauteur dominante associée à un âge de 100, H100, est l'indice de fertilité de la courbe-guide. Pour chaque point (âge, hauteur dominante) l'indice de fertilité H100 est calculé en supposant que le rapport entre hauteur à 100 ans et hauteur à l'âge t est constant. Un exemple de courbe guide et de faisceau de courbes proportionnelles est donné dans la Figure Figure S 1 pour le cas du chêne pédonculé pour lequel deux familles de courbes sont régressées pour deux types de structure forestière (futaie et mélange taillis et futaie).

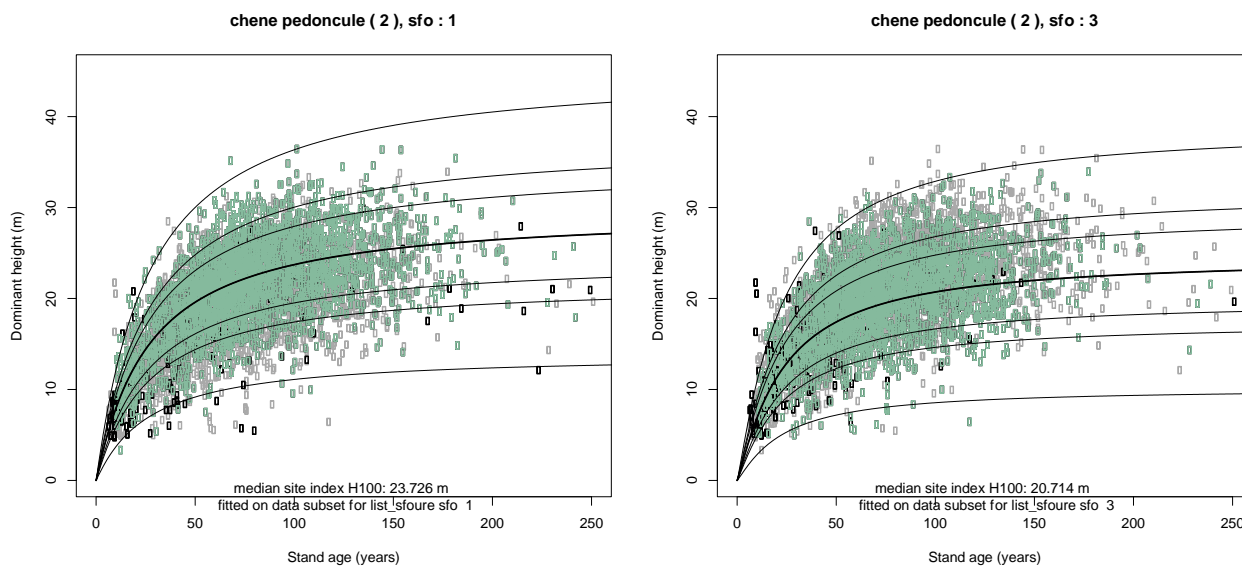


Figure S 1 : Courbes guides et leurs courbes proportionnelles pour la détermination des indices de fertilité des placettes dont l'âge est calculé pour l'essence chêne pédonculé. A gauche pour les placettes de structure futaie, à droite pour les placettes de structure mélange taillis et futaie.

V.2 Indices de densité

Un indice de densité est calculé pour chaque placette et utilisé à la fois comme proxy pour l'intensité de la gestion (forêts en surdensité ou activement gérées) et pour projeter la croissance des peuplements forestiers. Pour calculer ces indices, une fonction statistique 'frontière' est appliquée sur les transformations logarithmiques des couples de points diamètre quadratique moyen, nombre de tiges. La ligne de frontière du nuage de points ainsi obtenue fournit une estimation de la ligne d'auto-éclaircie sous l'hypothèse qu'une partie des peuplements n'est pas gérée. Cette hypothèse est acceptable à l'échelle de la France mais nécessite de prendre la précaution de préciser qu'il s'agit d'un proxy d'indice de densité et non pas d'un indice de densité théorique qui requerrait de connaître la droite d'auto-éclaircie.

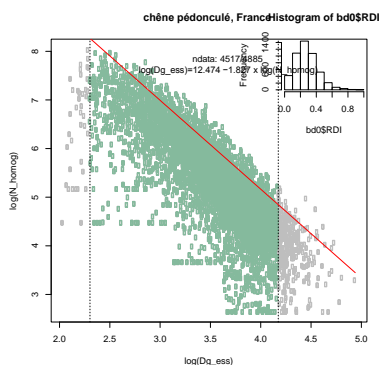


Figure S 2 : Exemple de calcul d'indices de fertilité pour le chêne pédonculé

L'indice de fertilité de chaque placette est calculé comme la distance à la droite estimée d'auto-éclaircie.

V.3 Diamètres de récolte

a. Identification des diamètres courants de récolte par essence

Le scénario de référence vise à reproduire les pratiques actuelles de foresterie et leur poursuite si aucune politique particulière n'est mise en place. Pour cela, nous analysons la distribution statistique des diamètres par essence et par classe de fertilité pour identifier des diamètres courants de coupe. La méthode utilisée est la régression segmentée, qui détecte les diminutions rapides dans la distribution des diamètres. Ainsi, dans une gestion forestière idéalisée, si tous les peuplements étaient coupés à un certain diamètre et replantés dans les mêmes proportions, la distribution en diamètres ressemblerait à une fonction en créneau avec un niveau en-deçà du diamètre de coupe égal au nombre de peuplements par classe d'âge et un niveau nul au-delà du seuil de coupe. La régression segmentée permet d'approcher cette forme de créneau dans les distributions observées et d'estimer le diamètre de coupe le plus probable. L'opération est répétée pour différents paramètres de l'histogramme sur lequel est réalisée la régression segmentée ce qui fournit un ensemble d'estimations de diamètres de coupe pour chaque couple essence, classe de fertilité. Ces ensembles sont moyennés pour avoir des estimations robustes des diamètres de coupe pour le scénario de référence. Les résultats sont montrés dans la Figure S 3 avec les classes de fertilité en abscisse, les diamètres de récolte en ordonnée et chaque graphe qui correspond à une essence. Pour la plupart des essences on obtient une relation monotone croissance entre classe de fertilité et diamètre de coupe.

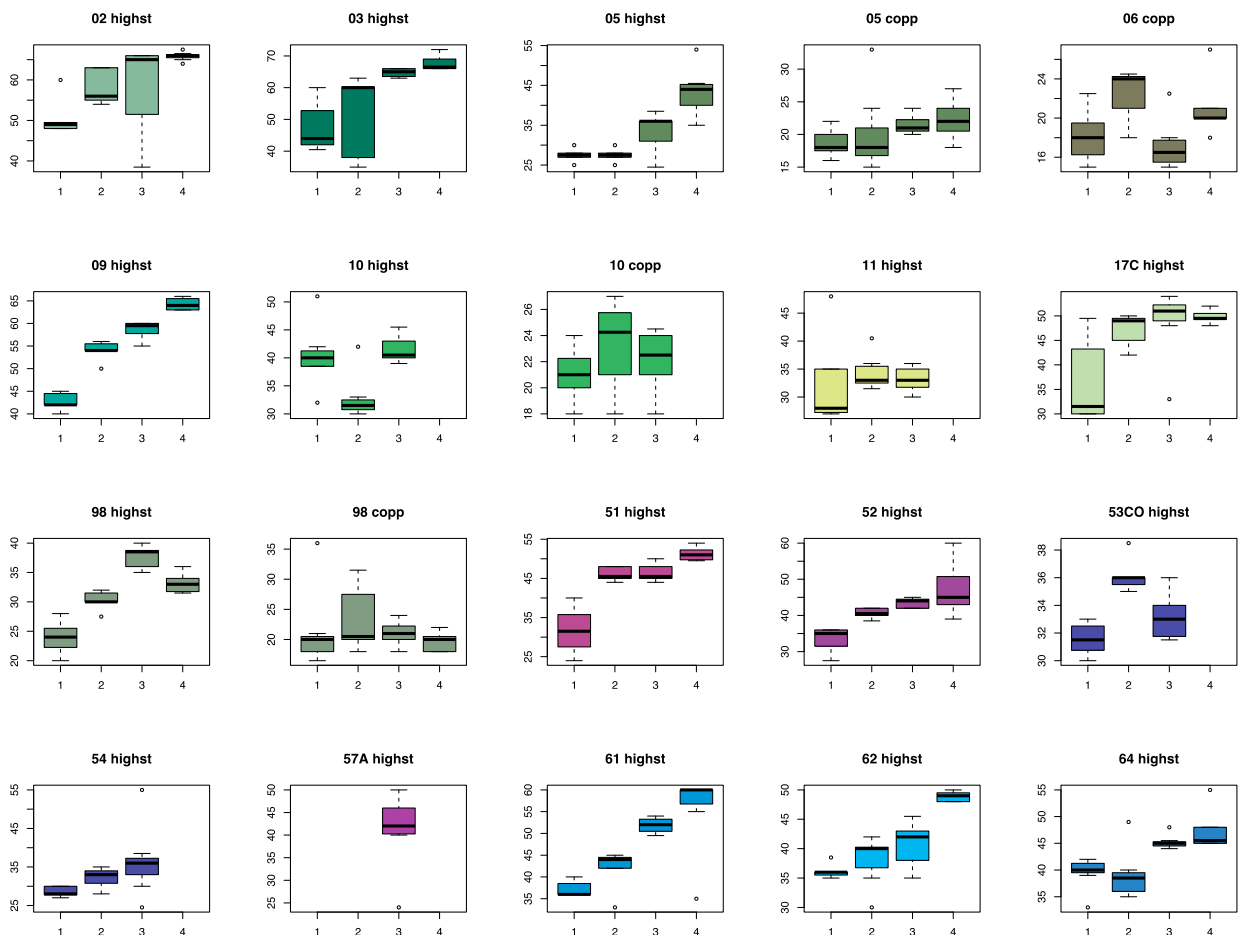


Figure S 3 : Estimates of current clearcut diameters obtained from segmented regressions on diameters distribution with a range of histogram settings. Each plot represents a species, the vertical axes are the clearcut diameters in cm and the horizontal axes are the fertility classes

b. Comparaison avec les taux de prélèvement IFN

Pour valider l'approche par régression segmentée qui fournit les diamètres de coupe par essence, les

diamètres de coupe ainsi calculés ont été comparés avec les données de prélèvements en forêts de l'inventaire forestier national. Les résultats de cette comparaison sont illustrés dans la Figure S 4. On observe un bon accord entre les distributions des classes de diamètres affectées par des prélèvements selon les données de l'inventaire et les diamètres calculés selon la méthode des régressions segmentées.

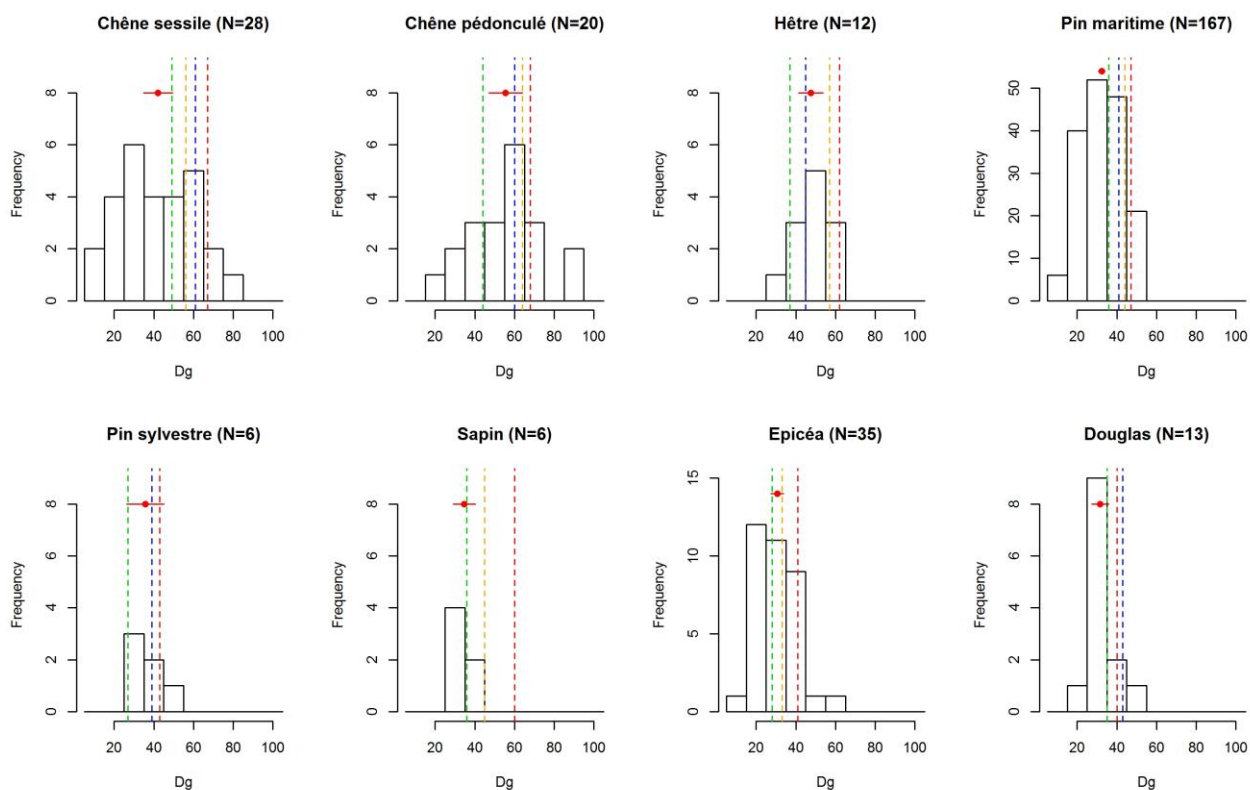


Figure S 4 : Comparaison des diamètres de coupe calculés par la méthode des régressions segmentées avec les taux de prélèvement par classe de diamètre dans les données de l'Inventaire forestier national. Les verticales vert, jaune, bleu, rouge représentent respectivement les diamètres de coupe pour les classes de fertilité 1 à 4.

V.4 Résultats

Feuillus/résineux/BiCaFF/IGN pour:

a. Production biologique brute

[Mm ³ /an]	IFN		BiCaFF			
	Année	tendanciel	dynamique	REF	SMAT10	DIAM10
	2010	89.0	89.0	87.3	87.3	87.3
	2015	94.0	94.2	83.6	83.6	83.6
	2020	98.9	99.0	81.6	81.6	81.6
	2025	103.6	103.1	80.3	82.5	84.2
	2030	108.4	106.4	79.4	84.5	87.8
	2035			78.7	85.5	90.2
	2040			78.5	85.4	90.7

b. Volume bois fort tige

[Mm ³ /an]	IFN		BiCaFF			
	Année	tendanciel	dynamique	REF	SMAT10	DIAM10
	2010	2517.0	2517.0	2528.9	2528.9	2528.9
	2015	2717.0	2714.0	2637.1	2637.1	2637.1

2020	2924.0	2899.0	2729.9	2648.2	2599.8
2025	3138.0	3059.0	2803.1	2607.3	2549.7
2030	3358.0	3192.0	2865.7	2586.9	2545.3
2035			2908.2	2621.7	2600.4
2040			2948.6	2688.0	2687.3

c. Récolte

[Mm ³ /an]	IFN	BiCaFF			
Année	tendanciel	dynamique	REF	SMAT10	DIAM10
2015	43.8	45.3	40.8	40.8	40.8
2020	46.8	52.9	41.4	59.0	69.8
2025	49.9	61.3	43.5	71.2	77.1
2030	52.5	69.4	44.5	69.4	72.6
2035			47.9	59.2	62.7
2040			48.0	52.0	56.2

V.5 Déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois

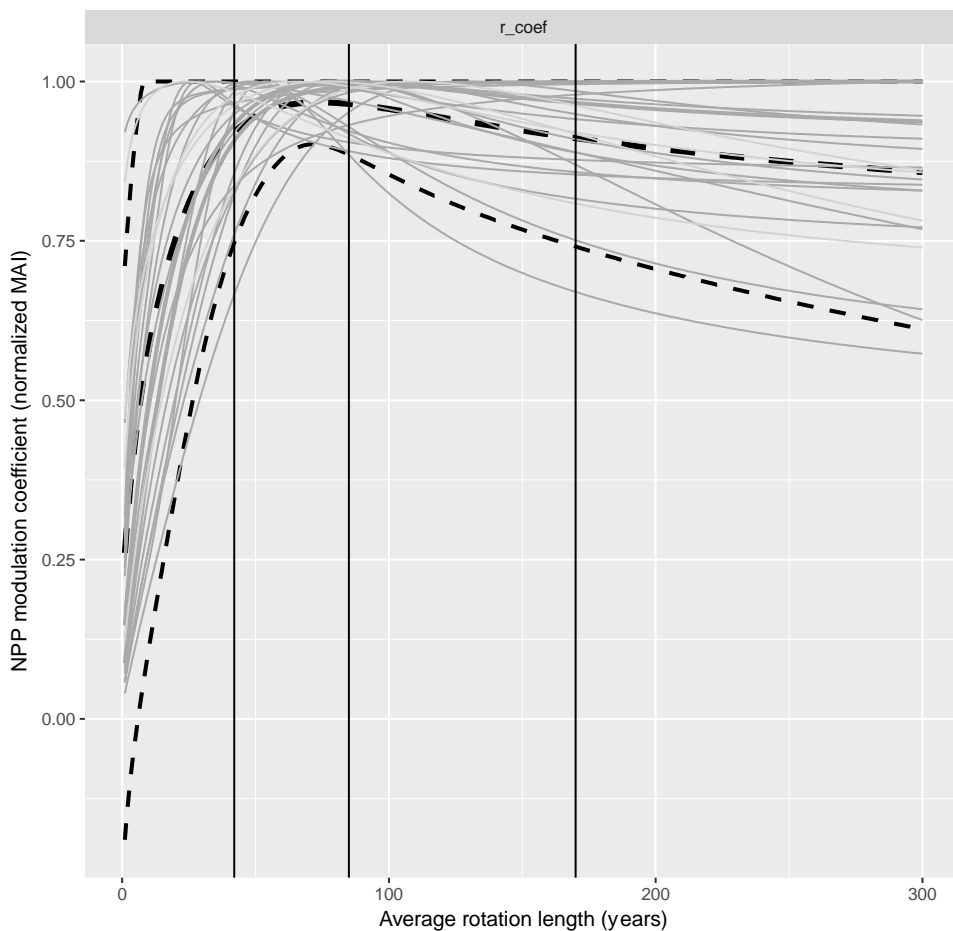


Figure S 5 : Distribution des courbes âge-NPP utilisées pour simuler l'effet de la durée de rotation sur la productivité des forêts. Les courbes grises sont issues de la littérature [He et al., 2012]. La courbe épaisse en pointillés représente la moyenne des courbes de la littérature et les courbes fines en pointillés délimitent la gamme autorisée dans l'analyse de sensibilité.

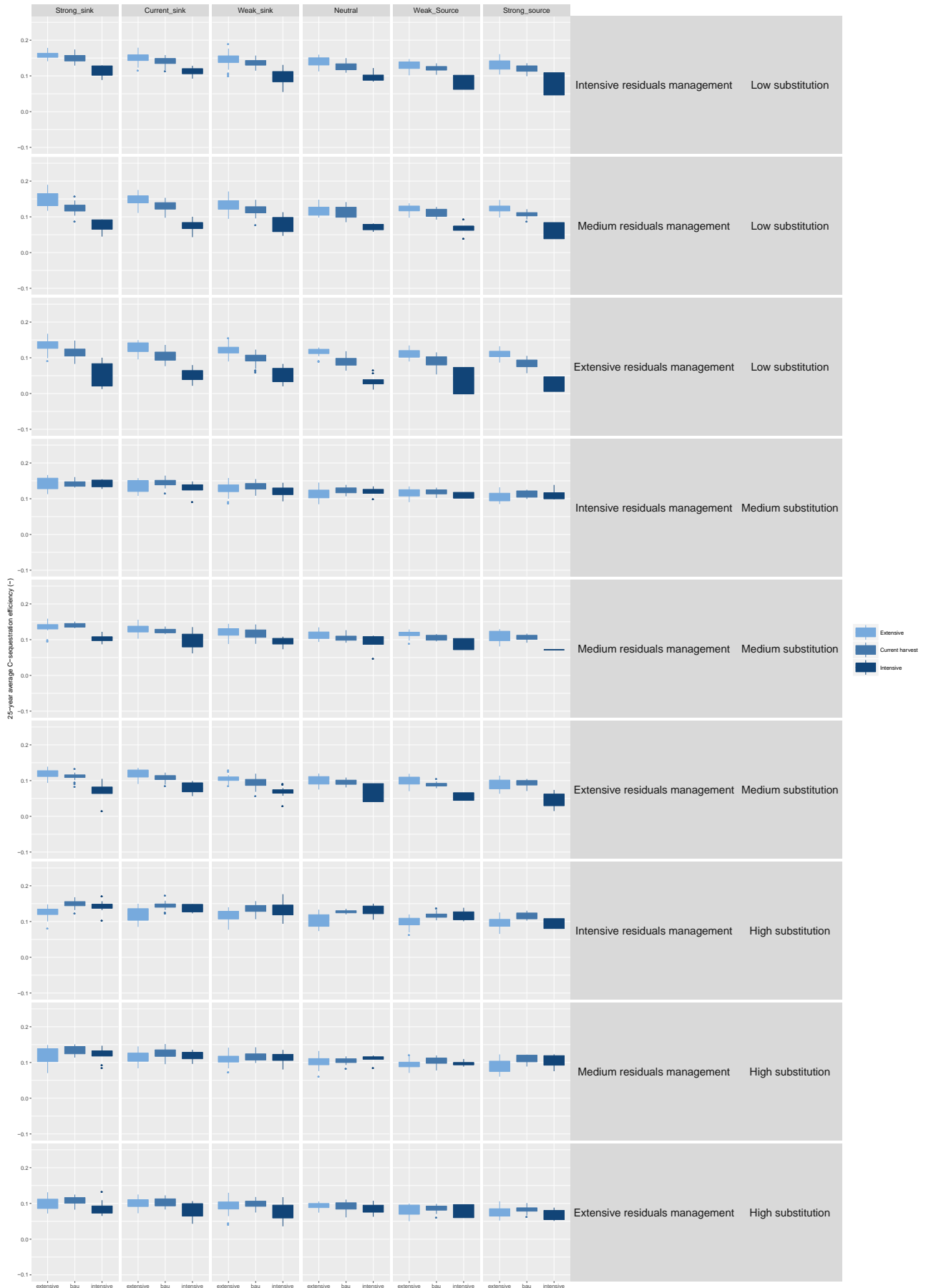


Figure S 6 : sensibilité des déterminants du bilan carbone de la filière forêt-bois à un horizon temporel de 25 ans, avec en abscisse l'intensité des prélèvements, en ordonnée la séquestration de carbone de la filière, les lignes représentent des combinaisons de niveaux de paramètres de substitution et de gestion des résidus et les colonnes représentent la force du puits in-situ.

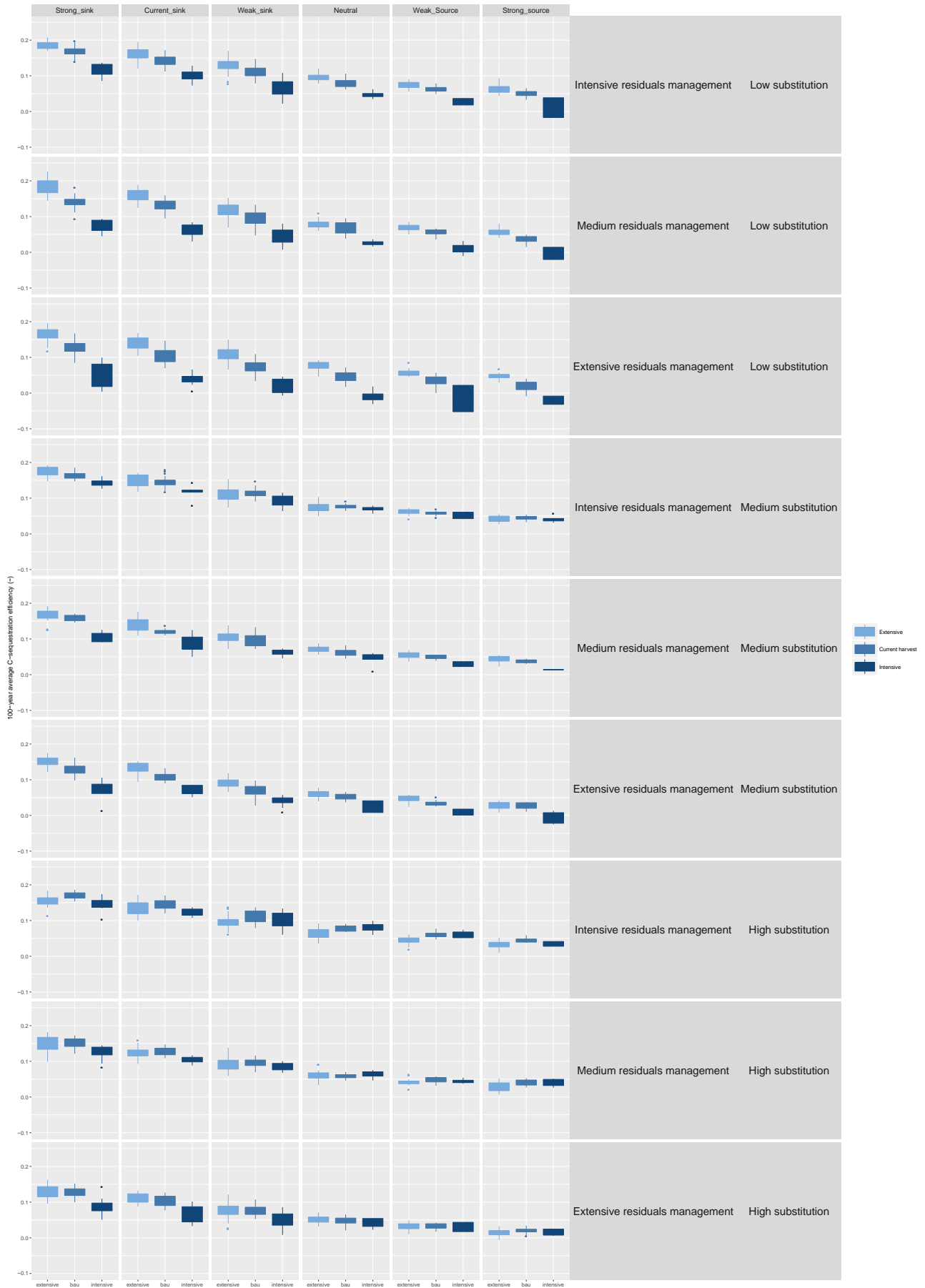


Figure S 7 : idem Figure S6, à un horizon temporel de 100 ans