



QUEL RÔLE POUR LES FORÊTS ET LA FILIÈRE FORÊT-BOIS FRANÇAISES DANS L'ATTÉNUATION DU CHANGEMENT CLIMATIQUE ?

UNE ÉTUDE DES FREINS ET LEVIERS FORESTIERS À L'HORIZON 2050

ANNEXES DU RAPPORT DE L'ETUDE REALISEE PAR L'INRA ET L'IGN - NOVEMBRE 2017



Responsables scientifiques :

Jean-François Dhôte – Inra, UR Amélioration, Génétique et Physiologie Forestières
Antoine Colin – IGN, Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires

Directeur de la publication :

Bertrand Schmitt - Inra, Directeur de la Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Contacts :

Jean-François Dhôte : jean-francois.dhote@inra.fr
Antoine Colin : Antoine.Colin@ign.fr
Bertrand Schmitt : bertrand.schmitt@inra.fr

Pour citer ce document : Roux A., Dhôte J.-F. (Coordinateurs), Achat D., Bastick C., Colin A., Bailly A., Bastien J.-C., Berthelot A., Bréda N., Cauria S., Carnus J.-M., Gardiner B., Jactel H., Leban J.-M., Lobianco A., Loustau D., Meredieu C., Marçais B., Martel S., Moisy C., Pâques L., Picart-Deshors D., Rigolot E., Saint-André L., Schmitt B. (2017). Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, INRA et IGN, 101 p. + 230 p. (annexes).

Le présent document constitue le rapport d'une étude subventionnée par le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation (MAA), sur le Programme 149, Action 12, Sous-action 26 (Domaine fonctionnel 149-12-26) et menée selon les principes et les règles de la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRA. Il est accompagné d'un volume d'annexe contenant 14 notes émanant des experts et présentant l'ensemble des détails techniques des différents volets de cette étude.

Le contenu du rapport et des documents annexes n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Il ne peut donc être considéré comme la position du Ministère de l'agriculture et de l'alimentation.

ANNEXES DU RAPPORT D'ETUDE

Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique ?

Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050.

Alice Roux et Jean-François Dhôte (INRA, Coordinateurs) ;
Claire Bastick et Antoine Colin (IGN) ;

Alain Bailly ; Jean-Charles Bastien ; Alain Berthelot ; Nathalie Bréda ; Sylvain Caurla ; Jean-Michel Carnus ; Barry Gardiner ; Hervé Jactel ; Jean-Michel Leban ; Antonello Lobianco ; Denis Loustau ; Benoît Marçais ; Simon Martel ; Céline Meredieu ; Christophe Moisy ; Luc Pâques ; Delphine Picart-Deshors ; Eric Rigolot ; Laurent Saint-André ; Bertrand Schmitt.

Etude réalisée par l'INRA et l'IGN et financée par le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation dans le cadre du programme 149.

Le rapport et ses annexes n'engagent que leurs auteurs et ne sauraient être considérés comme la position du Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation.

Novembre 2017

SOMMAIRE

SOMMAIRE	3
ANNEXE 1 : COLLECTIF D’EXPERTS IMPLIQUES DANS L’ETUDE FORET ET CHANGEMENT CLIMATIQUE	1
ANNEXE 2 - REVUE DE LITTERATURE INTERNATIONALE SUR L’ESTIMATION DES STOCKS DE CARBONE DANS LA BIOMASSE LIGNEUSE EN FORET.	1
I. La diversité des biomasses : ré-interpréter les fonds historiques, mutualiser les jeux de données	2
II. Estimation de la biomasse : télédétection, estimations directe ou par le biais de <i>Biomass Expansion Factors</i>	4
II.1. Méthodes pour la construction d’équations allométriques	5
II.2. La série des facteurs de conversion (Biomass Expansion Factors (BEF)).....	6
II.3. Sources de variation des équations allométriques et facteurs de conversion (BEF)....	8
II.4. Coefficients d’expansion (BEF) pour les racines et concentration en carbone	9
III. Infradensité du bois	10
IV. Projection du stock de bois-mort : dynamique du compartiment.....	10
V. Synthèse des résultats obtenus pour l’estimation de la biomasse ligneuse et dynamique des stocks de bois mort.....	11
ANNEXE 3 - REVUE DE LITTERATURE INTERNATIONALE SUR L’ETAT ET L’EVOLUTION DU STOCK DE CARBONE DES SOLS FORESTIERS.	1
I. Stocks de carbone dans les sols forestiers.....	1
II. Dynamique des stocks de carbone dans les sols forestiers	5
II.1. Un stock soumis à des entrées et à des sorties, séquestré dans les sols pour une période finie	5
II.2. Avancées récentes sur la compréhension des mécanismes contrôlant la persistance du C dans les sols	6
II.3. Impact des changements globaux sur l’évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers.....	9
II.4. Impact des pratiques de gestion sur l’évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers.....	11
III. Evolution récente des stocks de C dans les sols forestiers (réseau RENECOFOR en France métropolitaine).....	19
IV. Synthèse des résultats obtenus pour l’estimation du stockage de carbone dans les sols forestiers.	23

ANNEXE 4 - REVUE DE LITTÉRATURE INTERNATIONALE SUR LE STOCKAGE ET LA SUBSTITUTION DANS LES PRODUITS BOIS AU SEIN DE LA FILIERE 1

I. Estimation des stocks de carbone dans les produits bois	1
I.1. Définition des stocks de carbone dans les produits bois	1
I.2. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les produits bois	4
II. La substitution bois-énergie et bois-matériaux.....	4
II.1. Détermination des coefficients de substitution par ACV	6
II.2. La substitution bois-matériau	6
II.3. La substitution énergie.....	12
II.4. Discussion des résultats obtenus pour l'estimation des coefficients de substitution ...	15

ANNEXE 5 : AUDITIONS DE PROFESSIONNELS DE LA FILIERE – LISTE DES ORGANISMES MOBILISÉS. 1

ANNEXE 6 : REBOISEMENT - INTEGRATION D'UN PROGRAMME DE REBOISEMENT DANS LE SCENARIO « INTENSIFICATION » 1

I. Objectif du plan de reboisement	1
I.1. Justification de l'intégration d'un plan de reboisement.....	1
I.2. Moyens sollicités pour y réfléchir	3
II. Méthodologie, mise en œuvre du plan de reboisement	3
II.1. Choix des espèces.....	3
II.2. Choix des zones du reboisement	8
II.3. Affectation des essences dans les strates.....	13
III. Résultats suite aux hypothèses de mise en place de 500.000 ha sur 10 ans.....	15
III.1. Choix d'une dynamique des reboisements.....	15
III.2. Surfaces reboisées en 10 ans par essence et par strate.....	15

ANNEXE 7 – CLIMAT : IMPLEMENTATION DU SCENARIO CLIMATIQUE RCP 8.5 1

I. Scénarios climatiques et sécheresse.....	1
I.1. Les scénarios climatiques retenus	1
I.2. Intensité des sécheresses.....	2
II. Prise en compte du forçage climatique RCP 8.5 dans le modèle de ressource MARGOT (IGN).	2
II.1. Modèle (GO+) pour intégrer les effets climatiques sur les facteurs de production forestière.....	3
II.2. Application des anomalies simulées en termes d'impacts sur la croissance et la production.....	7
II.3. Application des simulations en termes d'impact sur la mortalité	13

ANNEXE 8 : « SECHERESSE ADDITIONNELLE »	1
ANNEXE 9 : CRISE « INCENDIES APRES SECHERESSE »	1
ANNEXE 10 : TEMPÊTES, SCOLYTES ET INCENDIES	1
ANNEXE 11 : CRISE « INVASIONS BIOLOGIQUES (FEUILLUS & RESINEUX) »	1
ANNEXE 12 : MARGOT, MODELE DE RESSOURCE FORESTIERE	1
I. Domaines d'étude	1
II. Principe et fonctionnement : Simulateur de l'évolution de la ressource forestière	3
III. Méthodes de mise en œuvre des scénarios de gestion	5
III.1. Gestion des accrus : prise en compte de l'expansion de la forêt française	5
III.2. Scénario « dynamiques territoriales » : maintien des taux de coupes actuels	5
III.3. Scénario « extensification » : utilisation des tendances de prélèvement issues des simulations FFSM	7
III.4. Scénario « Intensification » : dynamisation de la gestion « à dire d'expert »	8
III.5. Implémentation du plan de reboisement	9
III.6. Scénario appliqué aux peupleraies actuelles	10
IV. Implémentation des crises et du climat dans les simulations	10
IV.1. Scénario climatique	10
IV.2. Crises biotiques et abiotiques	11
IV. 3. Cas particulier des crises et climat pour le plan de reboisement et les peupleraies .	11
V. Usages des bois et conversion en carbone	11
V.1. Allocation entre usages des bois	12
V.2. Valorisation des surmortalités liées aux crises	13
V.3. Pertes d'exploitation	14
V.4. Conversion des volumes en biomasse et en carbone	14
VI. Résultats des scénarios de gestion sur l'évolution du stock et des disponibilités en bois	15
VI.1. Effets des scénarios de gestion sur le stock et les disponibilités en bois	15
VI.2. Impact de la mise en place d'un plan de reboisement	18
VII. Résultats des scénarios de climat et de crises sur l'évolution du stock et des disponibilités en bois	21
VII.1. Scénario climatique RCP 8.5	21
VII.2. Effets des scénarios d'invasions biologiques	23
VII.3. Effets des scénarios d'incendies	25
VII.4. Effets de la cascade de risques (tempêtes suivies d'attaques de scolytes et d'incendies)	26
VIII. Analyse de sensibilité des simulations à la densité des peuplements	28
IX. Perspectives et besoins de recherche	31

ANNEXE 13: BILANS CARBONE PAR COMPOSANTES ET SCENARIOS	1
I. Stockage annuel de Carbone dans la biomasse forestière	3
I.1. Scénario de référence _ sans risques	3
I.2. Scénarios de « crises majeures »	6
II. Stockage annuel de Carbone dans les produits bois BIBO	10
II.1. Scénario de référence _ sans risques	10
II.2. Scénarios de « crises majeures »	13
III. Emissions de CO ₂ évitées par les effets de substitution du à l'usage des produits bois...	17
III.1. Scénario de référence _ sans risques	17
III.2. Scénarios de « crises majeures »	20
ANNEXE 14 - MODELE DE FILIERE FORET-BOIS (FRENCH FOREST SECTOR MODEL, FFSM) POUR INTEGRER LE COMPORTEMENT DES MARCHES	1
I. Principes et fonctionnement du modèle	1
II. Explicitation des scénarios de développement de la filière dans le modèle FFSM	5
II.1. Données en entrée	5
II.2. Résultats en sortie sur l'option climatique « climat actuel » (RCP00)	8
II.3. Résultats en sortie avec changement climatique: scénarios RCP85_BAS_INT et RCP85_BAS_EXT	15
II.4. Résultats en sortie avec cascade de risques	17

ANNEXE 1 : COLLECTIF D'EXPERTS IMPLIQUES DANS L'ETUDE FORET ET CHANGEMENT CLIMATIQUE

NOM PRÉNOM	Organisme - Ville	Nom unité/équipe - Domaine d'étude	Compétences mobilisées dans l'étude
Pilote			
Jean-François DHÔTE	INRA-Orléans	Modélisation appliquée à la gestion durable des ressources forestières et aux relations forêt & Changement Climatique	Pilotage
Experts			
Alain BAILLY	FCBA-Bordeaux	Pôle Biotechnologie et Sylviculture Avancée	Définition du plan de reboisement
Jean-Charles BASTIEN	INRA-Orléans	UR- Amélioration génétique et physiologie forestière	Définition du plan de reboisement
Claire BASTICK	IGN-Nancy	Département expertises et prestation-IGN	Modèle MARGOT : modèle de ressource forestière IGN
Alain BERTHELOT	FCBA-Dijon	GIS Peuplier : Génétique, Amélioration et Protection du Peuplier	Définition du plan de reboisement
Nathalie BREDA	INRA-Nancy	UMR - Ecologie et écophysiologie forestière Etude de la vulnérabilité des forêts aux aléas climatiques, biotiques et aux changements globaux	Travail sur les risques en forêt- risque sécheresse
Sylvain CAURLA	INRA-Nancy	UMR – Laboratoire d'économie forestière LEF Modélisateur	Modèle FFSM (French forest sector model)
Jean-Michel CARNUS	INRA-Pierroton	Dpt EFPA Recherche et innovation forêt-bois	Auditions de professionnels de la filière forêt-bois
Antoine COLIN	IGN-Nancy	Département expertises et prestation-IGN Expertises en ressource forestière et disponibilité bois, modélisation forestière, carbone, inventaire forestier national, indicateurs de gestion durable	Modèle MARGOT : modèle de ressource forestière IGN
Barry GARDINER	INRA-Bordeaux	European Forest Institute (EFI) Atlantic Modélisation des risques abiotiques en forêt	Travail sur les risques en forêt- Dommages causés par le vent
Hervé JACTEL	INRA-Pierroton	UMR- Biodiversité Gènes et Communautés Entomologie forestière, Écologie des communautés, biodiversité et risques biologiques	Travail sur les risques en forêt- risque scolyte et invasions biologiques
Jean-Michel LEBAN	INRA-Nancy	Equipe de recherche - Propriétés et qualité du bois dans les ressources forestières	Etat de l'art international – Coefficients de substitution et produits bois
Antonello LOBIANCO	AgrosParisTech	UMR – Laboratoire d'économie forestière LEF Modélisateur	Modèle FFSM (French forest sector model)

Denis LOUSTAU	INRA-Bordeaux	UMR – Interaction Sol Plantes Atmosphère Modélisation écophysologique et recherche expérimentale	Modèle GO+ : modélisation des processus biophysiques et biogéochimiques des écosystèmes forestiers
Benoît MARÇAIS	INRA-Nancy	UMR- Interactions Arbres Microorganismes Epidémiologie des maladies fongiques affectant les arbres dans les forêts et les écosystèmes naturels – Relations face aux changements globaux, et à l'évolution du climat et des invasions	Travail sur les risques en forêt- risque invasions biologiques
Céline MEREDIEU	INRA-Pierroton	UMR- Biodiversité Gènes et Communautés Sylviculture – expérimentation et modélisation - vulnérabilité des forêts cultivées	Travail sur les risques en forêt- Dommages causés par le vent
Luc PAQUES	INRA-Orléans	UR- Amélioration génétique et physiologie forestière Amélioration des mélèzes (Larix sp.) Génétique et Amélioration	Définition du plan de reboisement
Éric RIGOLOT	INRA-Avignon	UR- Ecologie des Forêts Méditerranéennes Écologie des perturbations et évaluation des risques biotiques (insectes ravageurs, pollution et perte de diversité génétique) et abiotiques (sécheresse, incendie).	Travail sur les risques en forêt- risque incendies
Laurent SAINT-ANDRÉ	INRA-Nancy	UR- Biogéochimie des écosystèmes forestiers Cycles biogéochimiques et fonctionnement des sols dans les écosystèmes forestiers	Etat de l'art international sur le stockage de carbone dans les sols forestiers

ANNEXE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE INTERNATIONALE SUR L'ESTIMATION DES STOCKS DE CARBONE DANS LA BIOMASSE LIGNEUSE EN FORET.

Dhôte J.-F., Leban J.-M., Saint-André L., Derrien D., Zhun M., Loustau D., Achat D., Roux A., Schmitt B. (2016). *Leviers forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique*. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Paris : INRA-DEPE, 95 p.

Nous réalisons ici un bilan actualisé sur les méthodes d'estimation de la biomasse ligneuse, en vue d'applications au *reporting* national de gaz à effet serre, sujet pour lequel les dernières synthèses critiques par des équipes françaises ont été publiées par Saint André *et al.* et Dupouey *et al.*, dans l'ouvrage « *Forests, Carbon cycle and Climate* » coordonné par Loustau (2010)¹. Nous mentionnerons quelques éléments de comparaison internationale sur les méthodes employées, les hypothèses de calcul et valeurs obtenues. La revue doit distinguer biomasse vivante (aérienne et souterraine) et bois-mort.

L'accumulation de biomasse forestière sur plusieurs décennies concerne tous les pays européens, avec des intensités et des historiques variables. Pour la Finlande qui a les inventaires forestiers les plus anciens du continent, cette accumulation a été la plus nette après 1975² : dans une étude rétrospective portant sur la période 1922-2004, ces auteurs ont estimé que le stock de carbone dans la biomasse (essentiellement les arbres) avait augmenté de 50%, passant de 550 à 823 Tg ; simultanément le stock de carbone dans les sols forestiers était passé de 848 à 959 Tg (+13%), en tenant compte des transferts de carbone liés aux changements d'usage. Ces différences d'accumulation entre sols et biomasse reflètent les constantes de temps des processus. En France, le volume sur pied a été multiplié par 2 en 50 ans (et on peut estimer qu'il a été multiplié par 5 en un siècle), alors que les forêts suédoises ont mis un siècle à doubler leur stock (source : IGN, déc. 2015, non publié). Ces quelques chiffres de contexte illustrent d'une part le caractère fortement non-stationnaire des forêts européennes, d'autre part l'utilité de disposer de méthodes précises, flexibles et adaptées aux caractéristiques structurales et dynamiques de la ressource, pour estimer la biomasse ligneuse.

L'accumulation de biomasse a combiné une extension en surface, liée à des changements d'usage des sols, et une capitalisation dans les surfaces anciennement forestières, liée à des changements de pratiques (extensification, accélération de productivité non compensée par l'ajustement du niveau de récolte, mesures de mise en réserve...). Concernant la capitalisation, certains auteurs utilisent l'expression densité de carbone par unité de surface forestière, que nous ne reprendrons pas ici (nous réserverons le terme « densité » pour désigner l'infradensité du bois). Quelques travaux suggèrent que l'extension rapide des forêts en surface a joué un rôle moins important que la capitalisation dans l'accumulation de volume³.

¹ Dupouey, J.-L., Pignard, G., Hamza, N., Dhôte, J.-F., 2010. Estimating carbon stocks and fluxes in forest biomass: 2. Application to the French case based upon National Forest Inventory data (chapter 5), in: *Forests, Carbon Cycle and Climate Change*. éd. Loustau D., Paris, pp. 101-129.

² Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P., Mäkipää, R., 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63, 687-697

³ Liski *et al.*, 2006 : cf supra

L'évolution historique des usages et des problématiques a produit plusieurs générations de protocoles et de données sur la biomasse. Au début du XX^{ème} siècle, où le bois-énergie restait un usage important, la mesure des fagots et de la charbonnette faisait partie du protocole standard de cubage⁴. Une seconde vague d'études de biomasse a suivi les chocs pétroliers des années 1970. La troisième, dans laquelle nous sommes, est consécutive à la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC), qui a induit pour les États des obligations de reporting-carbone sur leurs ressources forestières et stimulé un développement de nouveaux usages en bois-énergie (cogénération, chaufferies collectives, biocarburants) s'ajoutant à l'autoconsommation traditionnelle et qui persiste (consommation estimée à 15-20 millions de m³ en France).

Pour la France, la conversion en stocks de carbone des volumes de bois-fort tige, calculés par l'inventaire forestier national, utilise une série de coefficients permettant d'estimer les volumes de branches et menus bois (sections inférieures à 7cm), les racines, puis de convertir en matière sèche et enfin en carbone. La combinaison de ces étapes conduit à un coefficient de conversion intégré, exprimé en tC/m³ de bois-fort tige IFN, dont les valeurs ont fortement augmenté entre les versions successives de la méthode. Dans les chiffres CITEPA-1999, ce coefficient intégré valait 0,344 pour les résineux, 0,432 pour les feuillus ; aux termes du projet CARBOFOR⁵, ces coefficients remontaient respectivement à 0,361 et 0,535 tC/m³ de bois-fort tige IFN⁶. L'essentiel de cette réévaluation était dû à une estimation beaucoup plus élevée de la quantité de branches chez les feuillus (le coefficient d'expansion pour les branches était relevé de 1,25 à 1,61 entre les versions 1999 et 2004). Ce changement important résultait lui-même de la mise au point d'une nouvelle procédure pour estimer le volume aérien à la découpe 0 cm⁷. La mise à l'épreuve de cette variation de méthode et de ses conséquences a donné lieu à plusieurs recherches au cours des dernières années, dans le cadre du projet ANR EMERGE coordonné par C. Deleuze (ONF). Dans le même temps, les autres intermédiaires de calcul ont moins attiré l'attention (racines, infradensité et concentration en carbone). La revue de littérature ci-dessous insiste donc sur l'estimation de la biomasse aérienne, le lecteur étant renvoyé à Saint André *et al.* (2010)⁸ et Dupouey *et al.* (2010) pour plus de détails.

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

La biomasse ligneuse est une quantité difficile et coûteuse à mesurer, notamment du fait de son caractère complexe et composite. Du point de vue des usages (distinction des ressources en matériau, industrie, énergie, mise au point d'itinéraires d'exploitation,

Vilén, T., Cienciala, E., Schelhaas, M.J., Verkerk, P.J., Lindner, M., Peltola, H., 2016. Increasing carbon sinks in European forests: effects of afforestation and changes in mean growing stock volume. *Forestry* 89, 82–90. doi:10.1093/forestry/cpv034

⁴ Oudin A., 1930. Vues d'ensemble sur l'organisation en France des recherches de sylviculture et d'économie forestière - Les méthodes. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts* 3, fascicule 2.

⁵ Loustau, D., Bosc, A., Colin, A., Ogée, J., Davi, H., François, C., Dufrêne, E., Déqué, M., Cloppet, E., Arrouays, D., Le Bas, C., Saby, N., Pignard, G., Hamza, N., Granier, A., Bréda, N., Ciais, P., Viovy, N., Delage, F., 2005.

⁶ Dupouey *et al.*, 2010 : cf supra

⁷ Vallet, P., Dhôte, J.F., Le Moguédec, G., Ravart, M., Pignard, G., 2006. Development of total aboveground volume equations for seven important forest tree species in France. *Forest ecology and management* 229, 98–110. doi:10.1016/j.foreco.2006.03.013

⁸ Saint-André, L., Vallet, P., Pignard, G., Dupouey, J.-L.J.-L., Colin, A., Loustau, D., Le Bas, C., Meredieu, C., Caraglio, Y., Porté, A., Hamza, N., Cazin, A., Nouvellon, Y., Dhôte, J.-F., 2010. Estimating carbon stocks in forest stands: 1. Methodological developments. In: « Forests, Carbon Cycle and Climate Change ». éd. Loustau D., Paris, pp. 79–100

évaluation de la durabilité des prélèvements...) aussi bien que de la connaissance scientifique (connaissance de la biodiversité, architecture aérienne et souterraine, physiologie, fonctionnement des couverts, cycles de matière, physique des feux de forêt, qualité des bois), on a besoin de subdiviser fortement les objets considérés en plusieurs composantes. Ces subdivisions sont simultanément longitudinales (tige, unités de croissance, branches, feuilles, racines de transport, racines fines), radiales (écorce, bois, aubier, duramen) et selon la découpe (volume commercial, volume bois-fort...). La pratique usuelle consiste à estimer ces composantes de biomasse à partir de variables plus facilement accessibles à l'observation, telles que diamètre ou hauteur, grâce à des procédures stratifiées qui peuvent tenir compte d'identifiants individuels (essence) et/ou de niveau peuplement (zone écologique, type de peuplement).

La complexité des structures se combine avec la diversité biologique. Les différentes espèces (et variétés, par exemple dans le cas des peupliers cultivés) possèdent des traits biologiques singuliers pour leur développement aérien et souterrain (patrons de croissances primaire et secondaire, mortalité des organes, persistance des organes morts). La caractérisation de cette diversité représente un défi pour les scientifiques et les organismes chargés de l'inventaire des ressources forestières: peut-on détecter des régularités dans les formes et/ou les processus de développements, qui permettraient de simplifier les analyses ? Comment regrouper les espèces ?

L'histoire des usages, la diversité des objets-biomasse combinée à celle des espèces, la diversité des disciplines et leur évolution ont induit par accumulation de nombreux jeux de données, en général bien conservés par les instituts de recherche. Vallet *et al.* (2006) ont ainsi ré-échantillonné plus de 4600 fiches de cubage dans les archives INRA). Même si chacun de ces jeux de données est contingent (aux objectifs qui lui ont donné naissance, aux méthodes qui étaient disponibles à l'époque de la collecte), il est utile de savoir enregistrer, ré-utiliser et coordonner par des méta-données pertinentes ces jeux de données historiques. C'est indispensable compte-tenu du coût marginal très élevé des campagnes de mesure que nous pouvons réaliser actuellement : chaque nouvelle population mesurée se compte en individus (par exemple, 8 pins sylvestres âgés de 10 ans chez Xiao et Ceulemans, 2004⁹). Le projet ANR-EMERGE a ainsi rassemblé les fonds de plusieurs organismes en une base de données unique, complétée par une campagne de mesures sur 176 arbres destinée à atténuer les points faibles du fonds historique (8192 arbres utilisés par Longuetaud *et al.*, 2013¹⁰).

La mutualisation et la relecture peuvent aussi porter sur les résultats publiés. En collectant parmi les travaux d'estimation de la biomasse, Ter-Mikaelian et Korzukhin (1997)¹¹ ont publié une série de plus de 750 équations allométriques, pour 65 espèces nord-américaines. Pour l'Europe, Zianis *et al.* (2005)¹² ont compilé 607 équations pour la biomasse et 230 pour le volume, correspondant à 39 espèces forestières. La variété des compartiments de biomasse considérés contribue à ce nombre élevé : branches, branches mortes, cônes,

⁹ Xiao, C.W., Ceulemans, R., 2004. Allometric relationships for below-and aboveground biomass of young Scots pines. *Forest ecology and management* 203, 177–186.

¹⁰ Longuetaud, F., Santenoise, P., Mothe, F., Senga Kiessé, T., Rivoire, M., Saint-André, L., Ognouabi, N., Deleuze, C., 2013. Modeling volume expansion factors for temperate tree species in France. *Forest Ecology and Management* 292, 111–121.

¹¹ Ter-Mikaelian, M.T., Korzukhin, M., 1997. Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97, 1–24.

¹² Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R., Mencuccini, M., 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe, *Silva Fennica Monographs*. Finnish Society of Forest Science, Finnish Forest Research Institute.

houppier, feuillage (éventuellement par années d'aiguilles), système racinaire, racines fines, racines de transport, écorce, bois, tige, aérien, total (19 catégories chez Zianis *et al.*, 2005). Les deux publications fournissent une information assez riche sur les équations (origine géographique, unités, gamme des variables indépendantes, taille de l'échantillon, statistiques d'ajustement). La majorité des publications-sources résumées par ces grandes compilations continentales s'intéressent à l'estimation d'un nombre élevé de composantes de la biomasse, en général à l'intérieur d'une population locale (estimer des quantités-peuplement à partir d'un échantillon de quelques arbres). Les populations dont sont issues ces échantillons sont très hétérogènes et l'applicabilité pratique des équations reste faible.

Les États-Unis, qui ont des forêts diversifiées (plus de 800 espèces ligneuses recensées par Little, 1979 in Miles et Smith, 2009¹³), ont particulièrement développé les méthodes d'estimation de la biomasse forestière. Sur ces problématiques, la continuité des approches en forêts tempérées et forêts tropicales est de plus en plus manifeste, en dépit des différences de contexte (connaissance de la diversité spécifique, modalités de gestion, ancienneté des inventaires) : sur les particularités des approches allométriques en forêt tropicale, voir Brown (2002)¹⁴ et Chave *et al.* (2005 et 2014)¹⁵.

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

La télédétection joue un rôle croissant pour l'estimation de la biomasse forestière, aussi bien dans des travaux en conditions expérimentales que pour l'évaluation de massifs ou de ressources nationales. Elle bénéficie de progrès décisifs dans les images acquises (LIDAR), dans la combinaison de sources d'information (modèle de surface par photogrammétrie et modèle de terrain par laser, par exemple), dans les calibrations et la modélisation¹⁶. Néanmoins, compte-tenu des besoins de calibration et des contraintes spécifiques liées aux ressources forestières (diversité des essences ligneuses, impact des variations de densité du bois, stratification verticale de la végétation, relevés localisés de qualité et/ou contexte écologique), le recours à des données acquises au sol reste incontournable.

La méthode de référence pour estimer le stock de biomasse ou de carbone forestier est

¹³ Miles, P.D., Smith, W.B., 2009. Specic Gravity and Other Properties of Wood and Bark for 156 Tree Species Found in North America. USDA-Forest Service, Research Note NRS-38), Newton Square (PA), USA, 39p.

¹⁴ Brown, S., 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental pollution* 116, 363–372.

¹⁵ Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99

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

¹⁶ Gregoire, T.G., Stahl, G., Næsset, E., Gobakken, T., Nelson, R., Holm, S., 2011. Model-assisted estimation of biomass in a LiDAR sample survey in Hedmark County, Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 83–95

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

Seidel, D., Albert, K., Fehrmann, L., Ammer, C., 2012. The potential of terrestrial laser scanning for the estimation of understory biomass in coppice-with-standard systems. *Biomass and Bioenergy*

Vastaranta, M., Wulder, M.A., White, J.C., Pekkarinen, A., Tuominen, S., et al., 2013. Airborne laser scanning and digital stereo imagery measures of forest structure: comparative results and implications to forest mapping and inventory update. *Can. J. Remote Sensing* 39, 1–14. doi:0.5589/m13-046

basée sur un réseau statistique de placettes d'inventaire, permanentes ou semi-permanentes si l'on souhaite estimer une variation au cours du temps¹⁷. Pour convertir en biomasse aérienne les variables simples (diamètre, hauteur, espèce, variables de contexte) relevées lors de l'inventaire, il existe schématiquement deux méthodes :

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

En France, cette seconde méthode a été proposée par Dupouey *et al.* (2000)¹⁸ et mise en œuvre depuis par l'IFN, organisme maintenant intégré à l'IGN, les estimations produites servant de base pour le reporting national CCNUCC réalisé par le CITEPA. Dans les deux cas, la qualité de la procédure choisie dépend de son caractère plus ou moins approprié pour la ressource sur laquelle porte le calcul (et donc de l'adéquation entre cette ressource et la structure de l'échantillon ayant servi à calibrer la relation ou les facteurs de conversion (BEF). Cette adéquation est souvent difficile à établir rigoureusement, ce qui justifie l'intérêt de multiples travaux de vérification, tests qualitatifs et quantitatifs.

II.1. Méthodes pour la construction d'équations allométriques

Parresol (1999)¹⁹ passe en revue les méthodes d'estimation de la biomasse. Il aborde les questions d'additivité (la somme des prédictions pour les différentes composantes doit être égale à la prédiction de l'arbre entier), harmonisation (les estimations de biomasses à différentes découpes ne se croisent pas), stratégies d'échantillonnage et erreurs. Les stratégies d'échantillonnage intensives intra-arbre les plus coûteuses (en séparant les composantes de la biomasse et en caractérisant la variation longitudinale de la tige), analogues aux protocoles de cubage des stations de recherche au début du 20^{ème} siècle²⁰, sont considérées comme efficaces à long-terme pour les peuplements dans lesquels la production peut être orientée vers une large gamme de produits différents (sciage, pâte, panneaux, bois de feu...).

Saint André *et al.* (2010)²¹ discutent la question de l'hétéroscédasticité des données de biomasse (augmentation de la variance en même temps que le niveau de la variable), ainsi que le caractère statistiquement structuré des jeux de données de biomasse (on mesure des

¹⁷ Brown 2002 : cf supra

¹⁸ Dupouey, J.L., Pignard, G., Badeau, V., Thimonier, A., Dhôte, J.F., Nepveu, G., Bergès, L., Augusto, L., Belkacem, S., Nys, C., 2000. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Revue Forestière Française* 52, 139–154

¹⁹ Parresol, B.R., 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest science* 45, 573–593.

²⁰ Oudin, 1930 : cf supra

²¹ Saint-André, L., Vallet, P., Pignard, G., Dupouey, J.-L.J.-L., Colin, A., Loustau, D., Le Bas, C., Meredieu, C., Caraglio, Y., Porté, A., Hamza, N., Cazin, A., Nouvellon, Y., Dhôte, J.-F., 2010. Estimating carbon stocks in forest stands: 1. Methodological developments. In: « *Forests, Carbon Cycle and Climate Change* ». éd. Loustau D., Paris, pp. 79–100.

lots d'arbres appartenant à quelques populations ...; voir aussi Zhang et Borders, 2004²²), en conseillant sur la manière de construire des équations allométriques génériques à partir de telles données.

II.2. La série des facteurs de conversion (Biomass Expansion Factors (BEF))

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

$$C_i = v_{i,s,7} [d130_i, h_i] \cdot BEF_{branch,spec} \cdot BEF_{root,spec} \cdot WSG_{spec} \cdot C\%_{spec}$$

où $v_{i,s,7} [d130_i, h_i]$ est le volume estimé de l'arbre *i*, tige seule (*s*) à la découpe bois-fort (7cm), en fonction du diamètre et de la hauteur mesurés ; $BEF_{branch, spec}$ est le facteur de conversion permettant d'ajouter les branches et les sections de moins de 7cm de diamètre ; $BEF_{root, spec}$ est le facteur de conversion permettant d'ajouter la biomasse racinaire ; WSG_{spec} est l'infradensité du bois (masse anhydre rapportée au volume humide) ; $C\%_{spec}$ est la concentration en carbone de la masse anhydre.

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

Tableau 2. 1: Facteurs de conversion (BEF) utilisés par différents pays européens.
D'après Löwe et al., 2000.

Groupe	Infradensité (t/m3)		Concentration en C de la matière sèche		BEF Biomasse totale/biomasse tige ou Biomasse aérienne/biomasse tige (Itallique)		
	Conifères	Feuillus	Conifères	Feuillus	Conifères	Feuillus	Remarques
Autriche	0,39	0,53	0,49	0,48	1,45	1,46	
Danemark	0,38	0,58	0,5 (IPCC default value)		2,00	2,00	Includes « some C in undergrowth & soil »
Finlande	0,39	0,49	0,519	0,501	1,527 (Pine) 1,859 (Spruce)	1,678	« contains also foliage »
Allemagne	0,43 (P+L) 0,37 (S+F+D)	0,56	0,5 (IPCC default value)		1,14	1,24	P+L : Pine, Larch S+F+D : Spruce, Fir, Douglas
Irlande	0,37	0,55	0,43	0,45	1,30	1,30	
Pays-Bas	0,5 (IPCC default value)		0,5 (IPCC default value)		1,20 (all sp.)		
Portugal	0,38	0,70	0,45	0,45	1,247	1,237	
Espagne	0,5 (IPCC default value)		0,45 (all sp.)		1,60 (all sp.)		includes « part of the surrounding vegetation »
Suède	0,42	0,58	0,45	0,45	1,30	1,50	
Royaume-Uni	0,35	0,55	0,5 (IPCC default value)		1,39	1,52	
France (CITEPA 1999)	0,43	0,54	0,5 (IPCC default value)		1,60	1,60	
France (CARBOFOR 2004)	0,44	0,55	0,475	0,475	1,74	2,06	apparent BEF (use of total volume equations)

²² Zhang, Y., Borders, B.E., 2004. Using a system mixed-effects modeling method to estimate tree compartment biomass for intensively managed loblolly pines—an allometric approach. Forest Ecology and Management 194, 145–157.

Bien que la biomasse aérienne soit certainement la composante-carbone de l'écosystème la plus abondamment documentée (voir les nombres de références compilées par Zianis et al. (2005), Ter-Mikaelian et Korzukhin (1997) ou Miles et Smith (2009)), l'incohérence et l'imprécision des facteurs de conversion utilisés dans différentes études ou différents pays, parfois pour des espèces ou types forestiers similaires (cf. [Tableau 2.1](#)), ont été relevées par les chercheurs du Joint Research Centre²³.

Ces incohérences entre pays européens constatées en 2000 avaient deux origines²⁴: des définitions différentes pour le diamètre-limite du volume (commercial) calculé, ainsi que la définition même de l'objet vers lequel on étend le volume de tige (certains pays calculaient le facteur d'expansion en incluant les racines, d'autres incluaient même le volume de bois mort ou la végétation basse). Les différents inventaires forestiers nationaux, réunis par un réseau COST dédié à l'harmonisation des méthodes, se sont attaqués aux incertitudes induites par la conversion du volume sur pied en biomasse²⁵. La composition spécifique varie également à travers l'Europe, et contribue aux différences entre pays.

Skovsgaard *et al.* (2006)²⁶ observent que, si les facteurs de conversion qu'ils ont ajustés sur deux essais d'espacement et d'éclaircie pour l'épicéa (Biomasse aérienne/tige = 1,21 et Racines/aérien total = 0,17) sont représentatifs des forêts danoises, alors la convention nationale danoise (BEF biomasse totale/tige de 1,8) surestime d'un tiers les volumes totaux (aériens et racinaires). Outre des incohérences dans la définition de la biomasse, ils considèrent que la validité des extrapolations peut être affectée par des différences de gammes considérées entre calibration et application des coefficients, en particulier vis-à-vis des conditions de station, de l'âge et du traitement sylvicole.

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

La méta-analyse, par Zianis et Mencuccini (2004)²⁷, de 279 jeux d'équations allométriques a

²³ Löwe, H., Seufert, G., Raes, F., 2000. Comparison of methods used within Member States for estimating CO2 emissions and sinks according to UNFCCC and EU Monitoring Mechanism: forest and other wooded land. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement* 4, 315–319.

²⁴ Joosten, R., Schumacher, J., Wirth, C., Schulte, A., 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management* 189, 87–96.

²⁵ Cienciala, E., Tomppo, E., Snorrason, A., Broadmeadow, M., Colin, A., Dunger, K., Exnerova, Z., Lasserre, B., Petersson, H., Priwitzer, T., Sanchez, G., Stahl, G., 2008. Preparing emission reporting from forests: use of National Forest Inventories in European countries. *Silva Fennica* 42, 73–88.

²⁶ Skovsgaard, J.P., Stupak, I., Vesterdal, L., 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470–488.

²⁷ Zianis, D., Mencuccini, M., 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management* 187, 311–332.

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

II.3. Sources de variation des équations allométriques et facteurs de conversion (BEF)

Les facteurs de conversion ne sont pas des constantes, ils dépendent de la population sur laquelle ils ont été estimés (il en va de même des relations allométriques). Par exemple, les facteurs de conversion sont plus élevés dans la gamme des faibles volumes²⁸. Certains auteurs parlent de « fonctions de facteur de conversion (BEF) » pour désigner la relation entre un facteur de conversion et un prédicteur facilement disponible pour la population dont on veut estimer la biomasse (volume, âge...). Il existe quelques résultats faisant état d'une relation avec les pratiques sylvicoles (par exemple la fertilisation chez les pins du sud-américains, Zhang et Borders, 2004). Dans des essais d'espacement et d'éclaircie d'épicéa commun âgés de 58 et 41 ans au Danemark, Skovsgaard *et al.* (2006) ont observé que la biomasse des branches, tiges et racines variait entre les modalités, simplement à travers sa dépendance à la taille des arbres, sans effets supplémentaires des modalités (la possibilité de méthodes génériques vis-à-vis de la sylviculture n'est donc pas prise en défaut dans ce cas).

Variation avec le stade de développement

En combinant des arguments expérimentaux et théoriques (notamment la théorie du *Pipe Model* de Shinozaki *et al.*, 1964²⁹), Mäkelä et Valentine (2006)³⁰ montrent que la longueur relative du houppier (*crown ratio*) influence les relations allométriques entre composantes de la biomasse ; dans la mesure où la récession du houppier reflète toute l'histoire compétitive de l'arbre, ceci implique qu'il ne peut pas exister de lois allométriques universelles. Ils conseillent d'utiliser le *crown ratio* pour l'estimation de la biomasse ou la construction des modèles dynamiques, et de la mesurer systématiquement lors des inventaires.

Dans leur modélisation du volume aérien complet pour 7 espèces feuillues et résineuses en France, Vallet *et al.* (2006) observent que la forme des arbres évolue au cours de la croissance en grosseur et se différencie selon un indicateur de robustesse des arbres (une combinaison de hauteur et diamètre qui atténue la corrélation entre ces deux variables davantage que ne le fait le rapport hauteur/diamètre). L'effet du diamètre est prépondérant chez les résineux dits « à couvert sombre » (épicéa, sapin, douglas), alors que l'effet de la robustesse est prépondérant chez les feuillus (chêne, hêtre) ainsi que chez les pins.

²⁸ Brown, 2002 : cf supra

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

²⁹ Shinozaki K., Yoda K., Hozumi K., Kira T., 1964. A quantitative analysis of plant form: the pipe model theory. I. Basic analyses. *Japanese Journal of Ecology*, 14:97–105

³⁰ Mäkelä, A., Valentine, H.T., 2006. Crown ratio influences allometric scaling in trees. *Ecology* 87, 2967–2972.

Variation entre espèces

Brown et Schroeder (1999)³¹ ont observé que deux grands types forestiers très répandus aux États-Unis (*oak-hickory* et *maple-beech-birch*, représentant la moitié des forêts feuillues de l'est) ont des facteurs de conversion similaires ; les auteurs en ont déduit qu'une seule fonction ajustée en pool était probablement applicable aux autres feuillus. Ils ont aussi observé que les comportements des forêts à base de pins ou d'épicéa-sapin étaient suffisamment distincts et devaient être traités séparément. Ce choix reposait sur un constat et une conjecture, à savoir que les différentes espèces de pins avaient des modes de ramification similaires et se comportaient de manière homogène en ce qui concerne les facteurs de conversion (constat d'homogénéité pour les espèces étudiées et conjecture que cette homogénéité valait aussi pour les espèces du genre *Pinus* non étudiées).

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

Tableau 2.2 : Variation des infradensités (t/m^3) pour 156 espèces nord-américaines.
D'après Miles et Smith (2009)

Groupe d'espèces	Nombre d'espèces	Moyenne	Min	Max
Conifères	56	0.411	0.29	0.68
Feuillus	100	0.523	0.31	0.80
Pins	24	0.429	0.34	0.54
Epicéas	5	0.356	0.33	0.38
Sapins	7	0.356	0.31	0.40
Douglas	1	0.450		
Chênes	22	0.595	0.51	0.80

II.4. Coefficients d'expansion (BEF) pour les racines et concentration en carbone

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

³¹ Brown, S.L., Schroeder, P.E., 1999. Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern US forests. *Ecological Applications* 9, 968–980.

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

III. Infradensité du bois

Pour l'infradensité du bois, la France utilise des valeurs moyennes de référence par groupes d'espèces, à savoir 0,44 t/m³ pour les résineux et 0,55 t/m³ pour les feuillus (tonnes de matière sèche par m³ de volume frais). Ces valeurs avaient été décidées après synthèse de plusieurs compilations réalisée dans le projet CARBOFOR³², en prêtant une attention particulière aux différences entre feuillus/résineux, espèces tempérées/méditerranéennes et autochtones/exotiques, ainsi qu'aux conditions de croissance. Si l'on compare aux options retenues en 2000 (cf. [Tableau 2.1](#)), la valeur française pour les feuillus est proche des autres pays européens, tandis que la valeur pour les résineux est la plus élevée du tableau. Il serait souhaitable de vérifier si cette particularité est liée à la composition spécifique des forêts françaises (notamment à la proportion des pins).

Pour les 800 espèces ligneuses recensées aux États-Unis (Little (1979), in Miles et Smith (2009)), l'USDA-Forest Service conseille de s'inspirer, par proximité botanique (même genre), du tableau des valeurs publiées pour 156 espèces. Nous avons extrait de cette compilation les quelques résumés consignés dans le [Tableau 2.2](#) (les statistiques mentionnées sont calculées sur la base d'une valeur par espèce, sans considérer l'importance des espèces). On constate que les valeurs moyennes françaises sont un peu supérieures aux moyennes américaines, ces dernières étant toutefois relatives à une flore plus diversifiée. Les groupes américains des Pins, Épicéas et Sapins ont des valeurs moyennes (0,43 - 0,36 - 0,36) très proches des valeurs retenues dans les pays européens où ces mêmes genres sont bien représentés. En France, on pourrait donc, pour les résineux, escompter une densité moyenne intermédiaire entre les pins et le groupe épicéa-sapin, soit 0,4. Pour les feuillus, la valeur 0,55 retenue pour la France semble raisonnable (les 24 espèces nord-américaines de chênes ont une moyenne proche de 0,6).

IV. Projection du stock de bois-mort : dynamique du compartiment

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

³² Dupouey, 2010 : cf supra

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

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

Depuis la mise en œuvre de la méthode construite dans le cadre du projet CARBOFOR, le coefficient d'expansion pour les branches (et menus bois) n'est plus fixé *a priori* et en bloc : on le calcule *a posteriori* par le ratio entre les deux volumes estimés par l'IGN : le volume bois-mort tige (découpe 7 cm) d'une part, en application de tarifs établis par l'IGN sur la base de ses propres mesures ; le volume aérien total (découpe 0 cm) d'autre part, calculé en application des tarifs et de la procédure de groupement d'espèces proposés par Vallet *et al.* (2006). Appliquées sur les tableaux de résultats pour les projections 2011-2030 publiés par Colin (2014)³³, nous avons constaté que les valeurs 1,30 (conifères) et 1,56 (feuillus) fournissaient une série de disponibilités ne s'écartant jamais de plus de 1% des valeurs publiées.

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

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

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

³³ Colin, A., 2014. Emissions et absorptions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier et au développement de la biomasse énergie en France aux horizons 2020 et 2030 - Tâches C et D. Contribution de l'IGN aux projections du puits de CO₂ dans la biomasse des forêts gérées de France métropolitaine en 2020 et 2030, selon différents scénarios d'offre de bois (*Rapport final, mars 2014 Convention MEDDE.DGEC / IGN n°2200682886*). IGN, Nancy (France), 55p.

Tableau 2.3 : Gamme de variation des coefficients de transformation des volumes bois fort tige (IGN) en volumes aérien total (BEF) en C et en CO₂ - France- État actuel en gras

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

Pour le bois-mort, nous avons considéré un stock initial égal à celui mesuré par l'IGN, en agrégeant les composantes bois-mort sur pied et bois-mort couché (environ 430 MtCO₂éq en 2013). Comme les produits, ce stock est gouverné par une dynamique que nous supposons exponentielle, avec une demi-vie estimée à 30 ans. Ce paramètre signifie qu'au bout de 30 ans, la moitié du carbone d'une pièce de bois-mort abandonnée en forêt est encore présent, en moyenne sur toutes les forêts françaises de métropole. Le choix d'une demi-vie longue réduit le coefficient de sortie annuelle (ici, la vitesse de dégradation) et augmente le stock moyen pendant une période de transition entre régimes à faible et fort stocks.

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

ANNEXE 3 - REVUE DE LITTÉRATURE INTERNATIONALE SUR L'ÉTAT ET L'ÉVOLUTION DU STOCK DE CARBONE DES SOLS FORESTIERS.

Dhôte J.-F., Leban J.-M., Saint-André L., Derrien D., Zhun M., Loustau D., Achat D., Roux A., Schmitt B. (2016). *Leviérs forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique*. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Paris : INRA-DEPE, 95 p.

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

I. Stocks de carbone dans les sols forestiers

Les sols constituent le plus important réservoir de carbone (C) des enveloppes terrestres superficielles. Il est estimé qu'ils contiennent 1500 Gt de C si on ne considère que le premier mètre et 2400 Gt de C si l'on considère l'ensemble de l'épaisseur des sols³⁴. A cette quantité, il convient d'ajouter 300-700 Gt de C dans les zones humides et tourbières et 1700 Gt de C dans le permafrost³⁵. Cette quantité totale de 3500 à 4800 Gt de C représente environ cinq fois plus que la quantité de C présente dans l'atmosphère et huit fois plus que celle stockée dans la biomasse vivante.

A l'échelle mondiale, les sols forestiers représentent un réservoir d'environ 1200 Gt de C (cf. [Tableau 3.1](#)). Ils contiennent donc à 50 à 80% de la quantité totale de C stockée dans les sols du monde – en excluant les zones humides et le permafrost.

³⁴ Carvalhais, N., Forkel, M., Khomik, M., Bellarby, J., Jung, M., Migliavacca, M., Mu, M., Saatchi, S., Santoro, M., Thurner, M., Weber, U., Ahrens, B., Beer, C., Cescatti, A., Randerson, J.T. and Reichstein, M., 2014. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature* 514(7581), 213-217.

³⁵ Ciais, P. *et al.* in *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (eds Stocker, T. F. et al.) 465–570 (Cambridge Univ. Press, 2013).

Lehmann, J. and Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.

Répartition par biomes

Tableau 3.1 : Quantité de carbone stockée dans les sols en fonction des biomes, d'après Carvalhais et al., 2014

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

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

Les sols forestiers boréaux ou tropicaux stockent presque deux fois plus de carbone que les sols forestiers tempérés (cf. Tableau 3.1). Ces stocks importants s'expliquent par l'importance des surfaces en forêt dans ces régions, mais aussi par les apports élevés de matières organiques au sol en raison de la forte productivité primaire en région tropicale, et par une lente décomposition des matières organiques en raison du climat défavorable dans les régions boréales.

Distribution verticale du carbone dans les sols forestiers

La quantité de carbone des sols forestiers décroît avec la profondeur, environ 50% se trouvant dans 20 premiers centimètres³⁶. Ce phénomène s'observe dans tous types de sols, mais est très marqué en forêt en raison de la présence d'un horizon organique de surface. Cet horizon se développe en conséquence de l'absence du travail du sol, mais également des caractéristiques pédoclimatiques et de la biochimie spécifique des apports de matière organique au sol³⁷. En effet, les forêts sont souvent développées sur des sols pauvres en nutriments, très drainants ou en climat froid et/ou humide. De plus, les apports de matière végétale ont la particularité d'être très riches en lignine³⁸, molécule que peu d'organismes peuvent décomposer³⁹.

Sur la base de l'observation visuelle de l'épaisseur et de la structure de cet horizon organique, on peut définir une typologie de fonctionnement du sol forestier, dite typologie des humus⁴⁰. Ainsi sur sols bruns fertiles à pH élevé, on observe généralement des humus de type mull qui sont caractérisés par une fine couche de litière, témoignant d'une dégradation rapide des litières sous l'action de la macrofaune fousseuse et des champignons et bactéries. Des associations intimes entre matière organique et particules minérales sont favorisées par le transfert des résidus de litières dans les horizons profonds,

³⁶ Jobbagy, E.G. and Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2), 423-436.

³⁷ Ponge, J.-F., 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 935-945.

Ponge, J.-F., 2013. Plant-soil feedbacks mediated by humus forms: A review. *Soil Biology & Biochemistry* 57, 1048-1060.
Gruba, P., Socha, J., Blonska, E. and Lasota, J. 2015. Effect of variable soil texture, metal saturation of soil organic matter (SOM) and tree species composition on spatial distribution of SOM in forest soils in Poland. *Science of the Total Environment* 521, 90-100.

³⁸ Thevenot, M., Dignac, M.F. and Rumpel, C., 2010. Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 1200-1211.

³⁹ Arantes, V. and Goodell, B. 2014. Current Understanding of Brown-Rot Fungal Biodegradation Mechanisms: A Review. In *Deterioration and Protection of Sustainable Biomaterials*, 3-21: American Chemical Society.

⁴⁰ Ponge, 2003. Cf. supra.

et par la présence de cations divalents. Des humus de type moder sont reconnaissables à l'accumulation en surface de litières à différents stades de décomposition (litières entières, fragmentées, humifiées). Ces humus sont caractéristiques de sols acides dans lesquels les populations fongiques dominent les populations bactériennes. Bien que la décomposition des litières soit plus lente que dans les systèmes de type mull, la pénétration de l'horizon organique par le réseau des hyphes fongiques et mycorhizes permet une utilisation efficace des nutriments libérés par les litières en décomposition⁴¹. Enfin, les humus de type mor sont caractérisés par une activité biologique faible qui conduit à l'accumulation d'une importante couche organique de surface. Ce type d'humus est souvent présent dans des zones climatiquement défavorables ou sur des roches mères très pauvres, ayant induit la formation de conditions podzoliques.

Facteurs corrélés aux stocks de carbone dans les sols

Les estimations des stocks de C à l'échelle mondiale sont basées sur les informations de la « *Harmonized World Soil Database* » qui concentre des informations sur les propriétés physiques et chimiques des sols compilées à partir d'inventaires régionaux et nationaux⁴². Sur la base de ces données, des unités cartographiques sont définies et pour chacune d'elles, un stock de C est calculé⁴³.

En parallèle, de nouvelles approches d'estimation des stocks de C sont mises en œuvre⁴⁴. Elles reposent sur l'analyse d'échantillons et l'identification de corrélations entre des propriétés du sol, des paramètres environnementaux et les stocks de C mesurés dans ces échantillons. Des algorithmes sont ensuite formulés sur la base des corrélations identifiées et appliqués à l'ensemble d'un territoire sur lequel les propriétés du sol pertinentes et les paramètres climatiques ont été relevés. Cette méthode nommée « *Digital Soil Mapping* » met, de fait, en lumière des variables qui peuvent favoriser le stockage de C dans les sols forestiers ou qui sont impactées par les mêmes facteurs de contrôle que les stocks de C du sol.

Pour la France métropolitaine, Martin *et al.* (2011)⁴⁵ et Meersmans *et al.* (2012)⁴⁶ se sont appuyés sur l'échantillonnage de C du sol réalisé par le *Réseau de Mesures de la Qualité des Sols* (RMQS) sur une grille 16 km x 16 km pour modéliser les stocks de C des sols à l'échelle du territoire. Les facteurs intégrés dans leur modèle sont les données climatiques, le type de sol, la teneur en argile, l'usage et la gestion (pratiques) des sols forestiers et agricoles à l'échelle nationale. Il indique que 1,5 Gt de C sont stockés dans les 30 premiers

⁴¹ Ponge, 2003. Cf. supra.

Salleles, J., 2014. *Étude du devenir de l'azote dérivé des litières dans le sol et dans l'arbre sur le moyen terme dans les forêts de hêtres par traçage isotopique et modélisation*. Université de Lorraine, 90 pp.

⁴² Batjes, N. 2009. Harmonized soil profile data for applications at global and continental scales: updates to the WISE database. *Soil Use and Management* 25, 124-127.

⁴³ Carvalhais, N., Forkel, M., Khomik, M., Bellarby, J., Jung, M., Migliavacca, M., Mu, M., Saatchi, S., Santoro, M., Thurner, M., Weber, U., Ahrens, B., Beer, C., Cescatti, A., Randerson, J.T. and Reichstein, M., 2014. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature* 514(7581), 213-217.

⁴⁴ Sanchez, P. A., Ahamed, S., Carré, F., Hartemink, A. E., Hempel, J., Huising, J., & Minasny, B., 2009. Digital soil map of the world. *Science*, 325(5941), 680-681.

Arrouays *et al.*, 2014

⁴⁵ Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L. and Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences* 8, 1053-1065.

⁴⁶ Meersmans, J., Martin, M.P., Lacerce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N.P.A., Bispo, A. and Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon, *Agronomy for sustainable development*. Springer Verlag, pp. 841-851

centimètres des horizons organo-minéraux des sols forestiers métropolitains (horizon organique non considéré), avec une moyenne de 94 tC/ha.

En Galice, Rial *et al.* (2016)⁴⁷ ont recherché les corrélations entre les stocks de C du sol et des données de spectroscopie du moyen infra-rouge obtenues sur des échantillons de sol ainsi que divers paramètres environnementaux (température, précipitations, évapotranspiration potentielle, index de continentalité, de thermicité et divers index ombrothermiques). Leurs travaux indiquent un contrôle fort du climat sur les stocks de C (les stocks les plus faibles se trouvant dans les zones chaudes et sèches). La nature du substratum géologique influence aussi la séquestration du C, car les produits d'altération de la roche mère contenant de l'aluminium et du fer forment des complexes organo-minéraux avec les matières organiques. Enfin leurs travaux mettent en évidence des stocks de C plus important sous conifères que sous feuillus.

En Suisse, Nussbaum *et al.* (2014)⁴⁸ ont construit un modèle lui aussi basé sur la corrélation entre les stocks de C et des variables environnementales (précipitations, topographie et type de végétation déterminé par infra-rouge satellitaire) en s'appuyant sur 1033 profils de sol forestiers (horizons organo-minéraux). Après validation, l'application de ce modèle sur l'ensemble des sols forestiers suisses indique que 125,8 tC/ha sont stockés en moyenne dans le premier mètre de sol, dont 64 % dans les 30 premiers centimètres (79,9 tC/ha). Ces travaux montrent que les stocks augmentent avec l'altitude, mais également dans les zones soumises à de fortes précipitations. Les sols riches en calcium (dans le Jura) ou en aluminium (horizons profonds dans les Alpes métamorphiques du sud) favorisent également la séquestration de C.

De Brogniez *et al.* (2015)⁴⁹ ont appliqué la technique du Digital Soil Mapping à l'échelle de l'Union Européenne, en se servant de l'inventaire du projet LUCAS. Le modèle choisi pour estimer le stock de C utilise les données de pente, température, usage des sols, productivité primaire nette, latitude et longitude afin de prédire les stocks de C dans les 20 premiers centimètres des sols. Le modèle est pour le moment insatisfaisant pour prédire les stocks de C dans les sols possédant des horizons organiques, comme dans les écosystèmes forestiers. Les auteurs préconisent une approche distinguant les horizons organiques des horizons organo-minéraux.

Le climat, la pente, le type de végétation, la nature de la roche mère sont autant de variables qui co-varient avec la quantité de C stocké dans les sols. Ces variables sont également reconnues comme étant les facteurs orientant la formation d'un sol⁵⁰. Ils déterminent la texture et en conséquence la porosité, contrôlent le degré d'altération des minéraux et la présence potentielle d'oxy-hydroxydes ou de cations capables d'initier des pontages entre phases minérales et organiques du sol.

Des études locales mettent également en évidence l'importance de l'usage historique des sols. Ainsi, Prietzel et Christophel (2014)⁵¹ montrent des pertes importantes de stocks de C

⁴⁷ Rial, M., Cortizas, A.M. and Rodriguez-Lado, L., 2016. Mapping soil organic carbon content using spectroscopic and environmental data: A case study in acidic soils from NW Spain. *The Science of the total environment* 539, 26-35.

⁴⁸ Nussbaum, M., Papritz, A., Baltensweiler, A. and Walthert, L., 2014. Estimating soil organic carbon stocks of Swiss forest soils by robust external-drift kriging. *Geoscientific Model Development* 7(3), 1197-1210.

⁴⁹ De Brogniez, D., Ballabio, C., Stevens, A., Jones, R.J.A., Montanarella, L. and van Wesemael, B. 2015. A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science* 66(1), 121-134

⁵⁰ Lin, H. (2011). Three principles of soil change and pedogenesis in time and space. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2049-2070.

⁵¹ Prietzel, J. and Christophel, D., 2014. Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma* 221, 28-39.

dans les horizons organiques en raison d'un historique ancien d'utilisation à long terme des forêts des Alpes calcaires germaniques. Dès le 14^{ème} siècle, les récoltes intensives de bois (coupes à blanc sélectives (essence) et répétées) afin d'alimenter les besoins pour l'industrie d'extraction du sel et du raffinage en plein essor ont abouti à un appauvrissement marqué des stocks de C par rapport à la forêt vierge d'origine. Ces pertes dépendent ainsi de l'intensité de l'exploitation des forêts, qui dépend elle-même de l'accessibilité des sites. La dynamique de reconstitution du stock après retour à la forêt constitue aussi un point important (cf. I.2.2). Elles peuvent atteindre localement 50% du stock de C dans les premiers horizons jusque 30 cm, dont 80% dans les horizons organiques. L'expertise INRA menée en 2002 sur le stockage de C dans les sols français⁵² illustre également que le stock de C du sol d'une forêt implantée sur d'anciennes cultures augmente au cours du temps (cf. Figure 3.1).

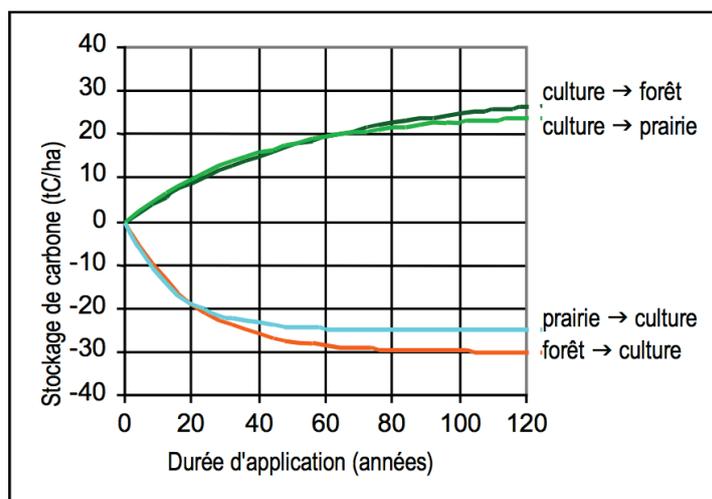


Figure 3.1: Evolution du stock de carbone dans le sol associé aux pratiques provoquant le stockage ou déstockage extrêmes. Mode pour le territoire français.

L'intervalle de confiance à 95% sur cette valeur modale est de l'ordre de $\pm 40\%$ (Arrouays et al., 2002)

II. Dynamique des stocks de carbone dans les sols forestiers

II.1. Un stock soumis à des entrées et à des sorties, séquestré dans les sols pour une période finie

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

Les entrées de carbone organique dans les sols se font sous forme de litières aériennes et souterraines (feuilles, branches, racines) et par les exsudats racinaires. Les apports aériens sont relativement bien estimés, mais beaucoup d'incertitudes demeurent quant à la quantification des apports souterrains. Sous l'action des décomposeurs du sol, ces litières sont fragmentées puis transformées en métabolites microbiens ou convertis en énergie par minéralisation en CO₂. Le temps moyen de résidence du C dans les sols est de plusieurs

⁵² Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F. and Stengel, P. 2002. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective*, INRA Edition, Paris.

décennies. Sur la base des estimations les plus récentes des stocks de C dans les sols et de la production primaire nette, Carvalhais *et al.* (2014) ont calculé le temps moyen de résidence du C dans un écosystème forestier, depuis sa photo-assimilation jusqu'à sa sortie du système. En faisant l'hypothèse d'un état stationnaire (entrée de C dans l'écosystème par production primaire = flux de sortie), ils ont établi que le temps moyen de résidence du C serait de 14 ans dans le système plante-sol des forêts tropicales, de 23,5 ans pour les forêts tempérées et de 53,3 ans pour les forêts boréales. Mais cette moyenne occulte une très forte variabilité⁵³. Certains composés ne résident que quelques jours dans les sols, d'autres y persistent durant des siècles, voire des millénaires. La durée de stockage varie aussi considérablement avec la profondeur: tous biomes confondus, l'âge moyen du C des sols forestiers serait de l'ordre de 30 ans à 10 cm de profondeur, mais de 300 ans à 40 cm de profondeur⁵⁴.

Afin de compenser les émissions anthropiques de gaz à effet de serre par la séquestration additionnelle de C dans les sols, il est nécessaire d'identifier les réservoirs du C séquestré dans les sols à des échelles de temps pluri-décennales et de comprendre les mécanismes qui favorisent la séquestration et induisent la déstabilisation⁵⁵. Selon l'initiative politique 4/1000 lancée lors de la COP21 par le Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, cette séquestration correspondrait dans l'idéal à 0.4% des stocks de C.

II.2. Avancées récentes sur la compréhension des mécanismes contrôlant la persistance du C dans les sols

Il a longtemps été considéré que la persistance du carbone organique dans les sols dépendait des propriétés biochimiques des molécules organiques. Ainsi les composés aromatiques ou hydrophobiques tels que les lignines ou les lipides étaient considérés comme récalcitrants, c'est à dire difficiles à dégrader⁵⁶. Les substances dites humiques qui étaient extraites par une succession de fractionnements chimiques étaient considérées comme résultant de la condensation de molécules non dégradées et représentaient alors le terme ultime de la récalcitrance⁵⁷. Mais les progrès des techniques en physique, sciences des matériaux, génomique, informatique ont permis de revisiter ces concepts et de les mettre en défaut. Il a ainsi été démontré que les substances humiques n'existaient pas naturellement dans les sols et qu'elles étaient en fait des associations supramoléculaires formées artéfactuellement par la procédure d'extraction chimique⁵⁸. De nombreuses études

⁵³ Amelung, W., Brodowski, S., Sandhage-Hofmann, A. and Bol, R., 2008. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter, *Advances in Agronomy*. Academic Press, Burlington, pp. 155-250.

Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, M., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S. and Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.

⁵⁴ Balesdent et al., in prep. *Contribution of deep soil organic matter to soil-atmosphere carbon exchange*.

⁵⁵ Trumbore, S.E. and Czimczik, C.I., 2008. An uncertain future for soil carbon. *Science* 321, 1455-1456.

⁵⁶ Haider, K., & Martin, J. P. 1975. Decomposition of specifically carbon-14 labeled benzoic and cinnamic acid derivatives in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 39(4), 657-662.

Baldock, J. A., Oades, J. M., Nelson, P. N., Skene, T. M., Golchin, A., & Clarke, P. 1997. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 1061-1083.

⁵⁷ Stevenson, F. J., 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons.

⁵⁸ Sutton, R., & Sposito, G., 2005. Molecular structure in soil humic substances: the new view. *Environmental Science & Technology*, 39(23), 9009-9015.

Kleber, M. and Johnson, M.G., 2010. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. *Advances in Agronomy* 106, 77-142.

indiquent en revanche que les métabolites microbiens représentent une part importante du C des sols⁵⁹. En raison de leurs groupements fonctionnels, ils seraient plus impliqués dans les associations organo-minérales que les résidus végétaux et donc d'avantage protégés de l'activité des décomposeurs⁶⁰.

Les travaux récents ont également permis de comprendre que la dynamique du C dans les sols dépendait essentiellement de paramètres environnementaux ou biologiques impactant l'activité des décomposeurs ou l'accessibilité au substrat aux enzymes microbiennes⁶¹.

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

- L'accessibilité du substrat aux décomposeurs et/ou à leurs enzymes est défavorisée par les interactions des matières organiques avec les surfaces minérales par mécanisme de chemisorption ou formation d'agrégats⁶². Ces interactions dépendent de caractéristiques des surfaces minérales (topographie, déficit de charge...) et des groupements fonctionnels des composés organiques (polarité, doubles liaisons...)⁶³.
- De surcroît, les micro-organismes n'occupant qu'un très faible volume du sol, la persistance des matières organiques est également liée à la déconnexion physique entre les habitats microbiens et la localisation des substrats, notamment dans les horizons profonds pauvres en matières organiques et beaucoup moins colonisés par les microorganismes que les horizons de surface⁶⁴. Cette déconnexion physique est

⁵⁹ Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B. and Kästner, M., 2012. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111, 41-55.

⁶⁰ Sollins, P., Swanston, C., Kleber, M., Filley, T., Kramer, M., Crow, S., Caldwell, B.A., Lajtha, K. and Bowden, R., 2006. Organic C and N stabilization in a forest soil: Evidence from density fractionation. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 3313-3324.
Hatton, P.-J., Kleber, M., Zeller, B., Moni, C., Plante, A., Townsend, K., Lajtha, K. and Derrien, D. 2012. Transfer of a 15N litter label from the organic surface layer (O) to mineral-organic associations in the A-horizon: a decadal perspective. *Organic Geochemistry* 42, 1489-1501.

⁶¹ Lehmann, J. and Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.

Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, M., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S. and Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.

Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S. and Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6), 1781-2088

Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L. and Wiesenberger, G.L.B., 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 91-110.

⁶² Chenu, C. and Plante, A., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the primary organo-mineral complex. *European Journal of Soil Science* 57, 596-607.

Von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E. and Guggenberger, G., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57(4), 426-444.

Sollins, P., Homann, P., & Caldwell, B. A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1), 65-105.

Sollins et al., 2006.

⁶³ Mikutta, R., Kleber, M., Torn, M. and Jahn, R., 2006. Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry* 77, 25-56.

Kleber, M., et al., 2015. Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, Vol 130. D. L. Sparks. San Diego, Elsevier Academic Press Inc. 130: 1-140.

Lutfalla, S., 2015. Long-term persistence of soil organic matter: chemical characterization and mineralogical control, Université de Paris-Saclay, 197 pp.

Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220(1-3), 242-258.

⁶⁴ Ekschmitt, K., Kandeler, E., Poll, C., Brune, A., Buscot, F., Friedrich, M., Gleixner, G., Hartmann, A., Kästner, M., Marhan, S., Miltner, A., Scheu, S. and Wolters, V. 2008. Soil-carbon preservation through habitat constraint and biological limitation on decomposer activity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 27-35.

variable au cours du temps, induisant des phénomènes de « priming effect », ou stimulation de l'activité microbienne, lorsque qu'un substrat devient accessible⁶⁵.

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

- En premier lieu, l'activité microbienne est modulée par les conditions pédoclimatiques. Toutefois, les relations entre température ou humidité du sol et activité de décomposition ne sont pas linéaires: il existe un optimum d'activité, spécifique à chaque population microbienne. La teneur en oxygène, le pH du sol sont également des facteurs de contrôle pour l'activité de nombreux microorganismes.
- Les populations microbiennes actives ne possèdent pas toutes le même équipement enzymatique. Ainsi, il existe des champignons spécialisés dans la dégradation des lignines alors que nombre de microorganismes ne peuvent dégrader ce substrat⁶⁶. Certaines populations seront alors privilégiées par rapport à d'autres en fonction de la disponibilité en éléments limitants. Ainsi, si l'azote est peu disponible dans la solution du sol, les décomposeurs capables de minéraliser des substrats contenant de l'azote (protéines, sucres aminés, acides nucléiques, phénols en liaison intime avec de l'azote...) seront privilégiés⁶⁷.

⁶⁵ Fontaine, S., Mariotti, A. and Abbadie, L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry* 35(6), 837-843.

Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1363-1371.

⁶⁶ Arantes, V. and Barry Goodell 2014. Current Understanding of Brown-Rot Fungal Biodegradation Mechanisms: A Review. In *Deterioration and Protection of Sustainable Biomaterials*, 3-21: American Chemical Society.

⁶⁷ Fontaine, S., Henault, C., Aamor, A., Bdioui, N., Bloor, J.M.G., Maire, V., Mary, B., Revaillet, S. and Maron, P.A. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology & Biochemistry* 43, 86-96.

Derrien, D., Plain, C., Courty, P.-E., Gelhaye, L., Moerdijk-Poortvliet, T.C.W., Thomas, F., Versini, A., Zeller, B., Koutika, L.S., Boschker, H.T.S. and Epron, D. 2014. Does the addition of labile substrate destabilise old soil organic matter? *Soil Biology & Biochemistry* 76, 149-160.

Burns, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub, M.N. and Zoppini, A., 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology & Biochemistry* 58, 216-234.

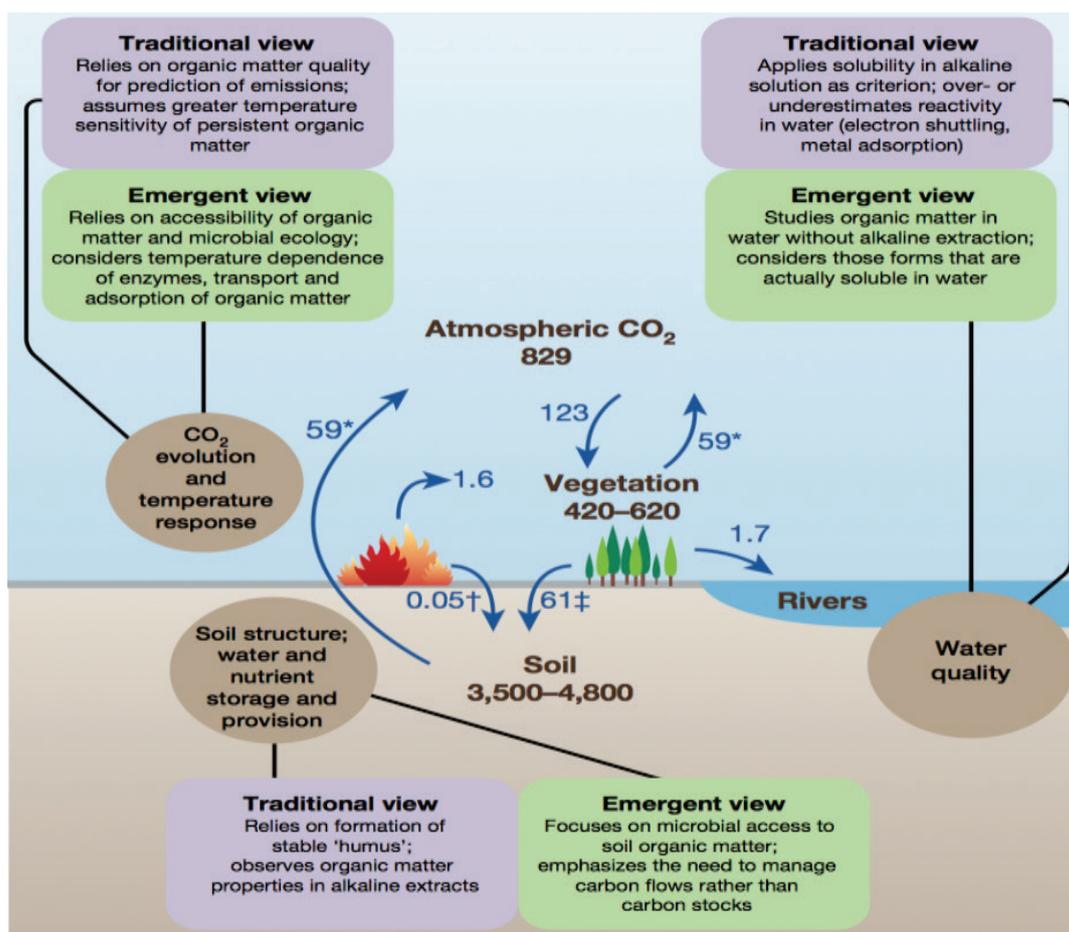


Figure 3.2 : Fronts de science actuels de la recherche sur les mécanismes impliqués dans la séquestration du C des sols (Lehmann et Kleber, 2015)

II.3. Impact des changements globaux sur l'évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers

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

De très nombreux travaux ont été menés depuis le début des années 2000 sur la sensibilité de la décomposition des matières organiques à la température. Cependant, comme l'indiquent Davidson et Janssens dans leur revue bibliographique publiée dans Nature en 2006⁶⁸, aucun consensus ne se dégage quant à l'impact des changements de température sur la vitesse de décomposition des matières organiques.

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

⁶⁸ Davidson, E.A. and Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173.

décomposition n'aura peut-être que peu d'impacts en termes d'émissions annuelles supplémentaires de CO₂.

Néanmoins, la réponse du taux de décomposition du C des sols ne dépend pas que de cette sensibilité intrinsèque, elle dépend aussi des facteurs environnementaux⁶⁹ :

Une augmentation de la température peut conduire à fragiliser certains agrégats et augmenter l'accessibilité des substrats aux décomposeurs.

- A contrario, l'augmentation de la température peut réduire la phase liquide circulant dans la porosité du sol, ralentissant la diffusion des enzymes et des substrats solubles. Ceci a pour effet de ralentir la vitesse de décomposition des substrats.
- La diminution de l'enneigement observé dans certaines régions du monde⁷⁰ peut impliquer une baisse des températures hivernales dans les sols. En effet, la neige joue le rôle d'une couverture isolante⁷¹. Si les sols se mettent à geler, cela aura pour conséquence également de considérablement réduire la diffusion des enzymes et substrats organiques.

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

Changements globaux modifiant les entrées de C dans les sols

Les teneurs élevées en CO₂ atmosphérique devraient permettre une augmentation de la production primaire et donc des apports au sol. De nombreuses études conduites dans des dispositifs à atmosphère enrichie en CO₂ démontrent notamment que les racines se développeraient plus profondément⁷². Cependant, des limitations en ressources minérales ou hydriques pourraient contraindre cette augmentation de productivité⁷³.

Les effets du changement climatique (CC) sur les taux de croissance et de mortalité racinaire, et donc sur les entrées de C dans le sol par rhizo-décomposition, dépendent à la fois de la physiologie des espèces et des conditions environnementales (disponibilité en eau, en nutriments, pénétration dans le profil de sol). L'épaisseur du profil de sol ou la présence d'horizons indurés limitant la croissance des racines est une donnée non soumise aux effets

⁶⁹ Davidson, E.A. and Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173

⁷⁰ Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., & Midgley, B. M. 2013. *IPCC, 2013: climate change 2013: the physical science basis*. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.

⁷¹ Brooks, P. D., Grogan, P., Templer, P. H., Groffman, P., Öquist, M. G., and Schimel, J. 2011. Carbon and nitrogen cycling in snow-covered environments. *Geography Compass* 5.9, 682–699. doi: 10.1111/j.1749-8198.2011.00420.x.

⁷² Irvensen, 2010.

⁷³ Norby, R. J., Warren, J. M., Iversen, C. M., Medlyn, B. E., & McMurtrie, R. E. 2010. CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(45), 19368-19373.

Oren, R., Ellsworth, D.S., Johnsen, K.H., Phillips, N., Ewers, B.E., Maier, C., Schäfer, K.V.R., McCarthy, H., Hendrey, G., McNulty, S.G. and Katul, G.G., 2001. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature* 411, 469-472.

Reich, P. B., Hobbie, S. E., Lee, T., Ellsworth, D. S., West, J. B., Tilman, D. & Trost, J. 2006. Nitrogen limitation constrains sustainability of ecosystem response to CO₂. *Nature*, 440(7086), 922-925.

du changement climatique. En revanche, les disponibilités en nutriments et en eau sont impactées par le changement climatique. En effet, les nutriments circulent dans les sols à travers l'eau. De même, certains nutriments notamment l'azote (N) et le phosphore (P), sont fournis par les microorganismes du sol décomposant la Matière organique (MO), dont l'activité est elle-même affectée par le CC. La théorie de l'allocation du C par les plantes postule que les plantes optimisent leur croissance afin de capturer les ressources limitantes. Elles allouent donc du C dans les organes qui leur permettront de capter ces ressources. Ainsi, si le changement climatique s'accompagne d'une accélération de la minéralisation des matières organiques et de l'azote, la biomasse racinaire et donc les entrées par rhizo-déposition devraient diminuer comme observé par Zhou et al. (2015). Si le changement climatique s'accompagne d'épisodes de sécheresse plus intenses et plus fréquents, cela devrait se traduire par un enracinement et une rhizo-déposition plus profonds⁷⁴. Une augmentation des entrées de C dans des horizons profonds caractérisés par des vitesses de décomposition plus faibles qu'en surface devrait augmenter le stockage de C dans les sols. Mais il est possible qu'en raison de ces entrées de substrats frais, les populations et l'activité des décomposeurs augmentent et minimisent l'augmentation du stockage attendue, voire diminuent le stock initial de C.

L'augmentation de la fréquence des incendies pourrait avoir deux effets contraires. La combustion d'une grande partie de la biomasse et des horizons organiques de surface affecte négativement le stock de C. Cependant, une part de la biomasse végétale est carbonisée en raison de la montée des températures et de la limitation en oxygène. Ce C pyrogénique présente des propriétés très particulières. Son temps moyen de résidence dans les sols est notamment plus élevé que celui du C apporté sous forme de litières végétales⁷⁵.

II.4. Impact des pratiques de gestion sur l'évolution des stocks de carbone dans les sols forestiers

Les pratiques de gestion (voir Lal 2005, Boca *et al.*, 2014, Achat *et al.*, 2015, pour différentes revues⁷⁶) peuvent impacter directement les processus de stockage ou de déstockage du carbone du sol (par exemple les travaux du sol avant plantation), ou indirectement via les apports de litières en termes quantitatifs et qualitatifs (choix des essences, caractère mono-spécifique ou mélangé, traitement en taillis ou en futaie...), l'intensité de la récolte et la gestion des menus bois, l'amendement ou la fertilisation).

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

Les stocks de C dans le sol dépendent des entrées (apports de litières aériennes et souterraines), et des sorties (minéralisation et pertes par drainage). L'allongement de la révolution⁷⁷ ou l'augmentation de la densité tout le long de l'itinéraire permettent une

⁷⁴ Brédoire, F., Nikitich, P., Barsukov, P.A., Derrien, D., Litvinov, A., Rieckh, H., Rusalimova, O., Zeller, B. and Bakker, M.R. 2015. Distributions of fine root length and mass with soil depth in natural ecosystems of southwestern Siberia. *Plant and Soil*, 1-21.

⁷⁵ Bird, M.I., Wynn, J.G., Saiz, G., Wurster, C. and McBeath, A. 2015. The Pyrogenic Carbon Cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 43, 273-298.

⁷⁶ Lal, R. 2005. "Forest soils and carbon sequestration." *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 242-258.

Boca, A., et al. 2014. "Forest Overstory Effect on Soil Organic Carbon Storage: A Meta-analysis." *Soil Science Society of America Journal* 78, 35-47.

Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. and Augusto, L., 2015. *Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting*. *Scientific Reports* 5, p 10.

⁷⁷ Schulp, C. J. E., et al., 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256(3): 482-490.

augmentation des apports de carbone au sol, sans changer de système de production⁷⁸. Des résultats similaires sont obtenus par Maraseni et Pandey (2014)⁷⁹ où pour 5 types de forêts (climat tropical à tempéré montagnard), les stocks de carbone dans le sol sont supérieurs lorsque la forêt est dense (>75% de couverture).

Des gains peuvent également être espérés en changeant d'essence ou en mélangeant des essences⁸⁰, mais dans le cadre des études de type « inventaire » les effets ne sont pas très clairs car difficiles à dissocier de ceux du sol (préférences des essences pour certains milieux), ou même entre deux essences sur une même zone, où les couverts diffèrent en densité, surface terrière, et végétation de sous-bois. Par exemple dans l'étude de Dar et Sundarapandian (2014)⁸¹, où l'effet essence est difficile à démontrer compte tenu de la forte différence en biomasse de sous-bois. Gruba *et al.* (2015)⁸², en Pologne, sur une petite surface de 14km² et en utilisant des variogrammes, mettent en évidence un effet du hêtre dans l'augmentation du stockage de C dans les sols (comparativement au sapin, au charme et au pin sylvestre) et l'attribuent à un enracinement plus profond et des chutes de litières plus importantes. Falsone (2015)⁸³ montre qu'un remplacement de peuplements de châtaigniers par un peuplement de douglas, induit une augmentation de la concentration en carbone dans les sols après 50 ans. Bensid *et al.* (2015)⁸⁴ montrent que le remplacement d'un peuplement de *Quercus Ilex* par *Cedrus Atlantica* en Algérie augmente le stock de carbone de 50%, tandis que les peuplements mixtes sont dans une position intermédiaire, par rapport aux peuplements purs de *Quercus Ilex* et de *Cedrus Atlantica*. Schulp *et al.* (2008)⁸⁵ constatent dans une forêt de 4200 ha aux Pays-Bas, un fort effet essence avec des stocks de carbone dans le sol supérieurs pour les résineux que pour les feuillus ; les peuplements résineux ayant une plus forte proportion de ce stock dans les horizons organiques, contre l'horizon minéral 0-10cm pour les feuillus.

Plus généralement et récemment, Boca *et al.* (2014)⁸⁶, ont réalisé une méta-analyse pour comparer les stocks de carbone entre feuillus et résineux, regroupant 77 études et 28 pays (pas seulement tempérés), en privilégiant les dispositifs par paire pour réduire au maximum

Fortin, M., et al., 2014. "The Impact of Windstorm Damage in the Assessment of the Carbon Balance in Even-Aged *Fagus sylvatica* L. Stands." *Forests* 5(4): 784-801.

⁷⁸ Fortin, M.; Ningre, F.; Robert, N.; Mothe, F. 2012. Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *For. Ecol. Manage.* 279:176-188.

Routa, J., et al., 2012. Effects of Forest Management on Total Biomass Production and CO₂ Emissions from use of Energy Biomass of Norway Spruce and Scots Pine. *Bioenergy Research* 5(3): 733-747.

Routa, J., et al., 2012. Impacts of Intensive Management and Landscape Structure on Timber and Energy Wood Production and net CO₂ Emissions from Energy Wood Use of Norway Spruce. *Bioenergy Research* 5(1): 106-123.

⁷⁹ Maraseni, T. N. and Pandey, S. S., 2014. Can vegetation types work as an indicator of soil organic carbon? An insight from native vegetations in Nepal. *Ecological Indicators* 46: 315-322.

⁸⁰ Maraseni and Pandey, 2014 Cf. supra.

⁸¹ Dar, J. A. and S. Somaiah, 2014. Soil organic carbon stock assessment in two temperate forest types of western Himalaya of Jammu and Kashmir, India. *Forest Research: Open Access* 3(1): 114-114.

⁸² Gruba, P., Socha, J., Blonska, E. and Lasota, J., 2015. Effect of variable soil texture, metal saturation of soil organic matter (SOM) and tree species composition on spatial distribution of SOM in forest soils in Poland. *Science of the Total Environment* 521, 90-100.

⁸³ Falsone, G., et al. 2015. Soil processes related to organic matter modifications following Douglas-fir mature reforestation. *Biology and Fertility of Soils* 51(3): 277-287.

⁸⁴ Bensid, Z et al. 2015. Status of soil organic matter of cedar stands in forest mountains of Belezma (Aures, Algeria). *Research Journal of Forestry* 9(1), 6-21.

⁸⁵ Schulp, C. J. E., et al., 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256(3): 482-490.

⁸⁶ Boca, A., et al., 2014. "Forest Overstory Effect on Soil Organic Carbon Storage: A Meta-analysis." *Soil Science Society of America Journal* 78: S35-S47.

les effets de l'hétérogénéité du sol et de la variabilité climatique. Ils montrent qu'en moyenne les résineux stockent plus de carbone dans les sols (14% de différence) mais cette différence est observée uniquement pour les horizons organiques. Verdestal *et al.* (2013)⁸⁷ sur 27 études en peuplements tempérés et boréaux, arrivent à la même conclusion en faveur des résineux, pour les horizons organiques seulement. À l'échelle de l'Allemagne (grille 8km x 8km), Gruneberg *et al.* (2014)⁸⁸ montrent la même tendance générale (résineux>mixtes>feuillus) pour les horizons organiques, tandis que la variabilité dans le sol minéral était essentiellement due au type de sol. Bénéficiant de deux campagnes de mesures à environ deux décennies d'écart, ils montrent que l'horizon organique reste stable, tandis qu'une augmentation des stocks est constatée pour les horizons minéraux (avec une forte variabilité cependant, une baisse pour les sols riches et une forte augmentation pour les sols peu fertiles et sableux). Galka *et al.* (2013)⁸⁹ font une projection du remplacement des peuplements purs de *Picea abies* par des peuplements mixtes avec *Fagus sylvatica* à l'échelle régionale (sud de la Pologne), et projettent une perte de carbone dans les sols de l'ordre de 10% jusqu'à 20cm de profondeur.

Liu *et al.* (2004)⁹⁰ montrent une augmentation de la production des litières pour les feuillus lorsque la température et les précipitations augmentent. Mais en moyenne, les chutes de litières aériennes sont principalement dépendantes du climat et de la sylviculture, et peu de l'espèce⁹¹. Il en résulte des résultats mitigés sur la relation entre les différences de chutes de litières aériennes entre feuillus et résineux et les différences de stocks de C dans le sol⁹², même si dans certains cas, la relation peut être directe (moins de chutes – moins de stock de C dans le sol comme montré par Diaz-Pines *et al.* (2011), De Marco *et al.* (2013) ou Jeong *et al.* (2013))⁹³. L'action directe des essences sur les propriétés du sol, la composition chimique des litières⁹⁴ ou l'action des cortèges microbiens qui sont spécifiquement associés aux différentes essences⁹⁵ sont autant de facteurs susceptibles d'expliquer les différences observées sur les stocks de C dans le sol. Maly *et al.* (2014)⁹⁶, ont réalisé une étude en

⁸⁷ Vesterdal, L., et al., 2013. "Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests?" *Forest Ecology and Management* 309: 4-18.

⁸⁸ Gruneberg, E., Ziche, D. and Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20(8), 2644-2662.

⁸⁹ Galka, B., et al., 2014. Conversion of Norway spruce forests will reduce organic carbon pools in the mountain soils of SW Poland. *Geoderma* 213: 287-295.

⁹⁰ Liu, C. J., et al., 2004. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 13(2): 105-114.

⁹¹ Augusto, L., et al., 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59(3): 233-253.

⁹² Vesterdal, L., et al., 2013. Cf. supra.

⁹³ Diaz-Pines, E., et al., 2011. "Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests?" *Forest Ecology and Management* 262(10): 1895-1904.

Diaz-Pines, E., et al., 2011. Aboveground soil C inputs in the ecotone between Scots pine and Pyrenean oak in Sierra de Guadarrama. *Forest Systems* 20(3): 485-495.

De Marco, A., et al., 2013. Soil C and N sequestration in organic and mineral layers of two coeval forest stands implanted on pyroclastic material (Mount Vesuvius, South Italy). *Geoderma* 209-210: 128-135.

⁹³ Jeong, H.-M., 2013. Litter Production and Soil Organic Carbon Dynamics of *Pinus densiflora*, *Quercus mongolica* and *Robinia pseudo-acacia* Forests in Mt. Nam. *Korean Journal of Environmental Biology* 31(2): 87-95.

⁹⁴ Augusto et al., 2002, Cf. supra.

⁹⁵ Prescott, C. E. and Grayston, S. J., 2013. Tree species influence on microbial communities in litter and soil: Current knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 309: 19-27.

⁹⁶ Maly, S., et al., 2014. The relationships among microbial parameters and the rate of organic matter mineralization in forest soils, as influenced by forest type. *Pedobiologia* 57(4-6): 235-244.

République Tchèque entre feuillus et résineux (36 peuplements) avec des résultats similaires à ceux de Boca *et al.* (2014) qu'ils expliquent par le processus suivant : les sols sous feuillus ont un pH plus fort que sous les résineux, augmentant ainsi les activités de minéralisation et la proportion de biomasse microbienne active. Il en résulte une production accrue de composés organiques extractibles sous les peuplements feuillus et inversement une augmentation des stocks de carbone dans les peuplements résineux. Gurmesa *et al.* (2013)⁹⁷ ont globalement la même conclusion dans une étude au Danemark entre peuplements feuillus et résineux, en privilégiant plutôt l'action des essences sur les propriétés du sol que les chutes de litières ou leur composition chimique (équivalentes pour la plupart des essences testées). Gruba *et al.* (2015), sur un dispositif de placettes adjacentes pin sylvestre – avec l'une des essences suivantes : chêne, hêtre, épicéa, charme - montrent que les essences agissent également sur les propriétés du sol (pH, CEC) et donc sur le stockage de carbone dans le sol, en particulier sur sol très acide (inférieur à 4.5). Clarholm et Skjellberg (2013)⁹⁸ proposent également sur sol acide de ne pas se concentrer uniquement sur la composition en C et en N des litières mais également de considérer les cations (Ca, Mg) qui passent des horizons minéraux aux horizons organiques via les micro-organismes et le cycle biologique des arbres. Ces flux de cations viennent ensuite réguler les processus de décomposition des litières via le pH.

Les changements d'usage des terres sont aussi un moyen d'augmenter le carbone dans les sols via l'augmentation des chutes de litières, en particulier lorsque l'état initial était fortement dégradé. Zhang *et al.* (2013)⁹⁹ ont effectué une analyse de 37 études (116 observations) portant sur l'impact d'une plantation sur les stocks de carbone dans le sol après différents usages (sol dégradé, culture et prairies) en zones arides et semi-arides, incluant la zone méditerranéenne. L'augmentation des stocks de C est en moyenne de 24 à 29% pour les cultures et les prairies (différence non significative entre les deux usages) et atteint 56% sur sols dégradés. Le gain est d'autant plus important que le temps depuis la plantation est élevé. La relation est linéaire croissante, sans faire apparaître de pertes de carbone dans les sols, même 10 ans après l'établissement des plantations. L'effet de l'essence de reboisement (feuillus/résineux) n'est pas significatif du fait d'essences adaptées aux conditions climatiques. La pluviométrie est par contre un facteur déterminant en plus de l'usage des terres initial : plus elle augmente (>400 mm/an), moins le changement d'usage des terres a un impact sur le stock de carbone dans le sol. De nombreux travaux ont été menés en Chine sur les Plateaux de Loess¹⁰⁰ qui présentent l'avantage d'être une zone semi-aride à tempérée (précipitations allant de 200 mm à plus de 800 mm/an) où les changements d'usage des terres ont été très importants de 1961 à 2005 (-19.6% de cultures, +7,3% de prairies et +6.7% de forêts), tout en présentant une évolution du climat significative avec une augmentation des températures et une baisse des précipitations sur la même période¹⁰¹. Lu *et al.* (2013) montrent une augmentation des stocks de carbone dans les sols,

⁹⁷ Gurmesa, G. A., et al., 2013. Soil carbon accumulation and nitrogen retention traits of four tree species grown in common gardens. *Forest Ecology and Management* 309: 47-57.

⁹⁸ Clarholm, M. and U. Skjellberg, 2013. Translocation of metals by trees and fungi regulates pH, soil organic matter turnover and nitrogen availability in acidic forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 63: 142-153.

⁹⁹ Zhang, Y.-Q., et al., 2013. Soil Organic Carbon Accumulation in Arid and Semiarid Areas after Afforestation: a Meta-Analysis. *Polish Journal of Environmental Studies* 22(2): 611-620.

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

¹⁰⁰ Lu, N., et al., 2013. Soil organic carbon dynamics of black locust plantations in the middle Loess Plateau area of China. *Biogeosciences* 10(11): 7053-7063.

¹⁰¹ Dang, Y., et al., 2014. Climate and Land Use Controls on Soil Organic Carbon in the Loess Plateau Region of China. *PLoS One* 9(5).

après plantation de *Robinia pseudoacacia*, l'augmentation étant de nouveau plus forte en proportion sur les sites secs (+6,2 %/an) que sur sites humides (+1,6%/an) – l'inverse étant observé en valeur absolue. L'augmentation des stocks de carbone dans le sol sont réalisés principalement dans l'horizon 0-20cm, la dynamique de cette évolution suit globalement la courbe théorique de Covington (cf. Figure 3.3), mais avec une légère décroissance des stocks en zone humide (a) sur les 10 premières années et une augmentation linéaire ensuite (stable puis augmentation linéaire pour les sols secs (b) – recoupant ainsi les constatations de Zhang *et al.* (2013) dans leur analyse.

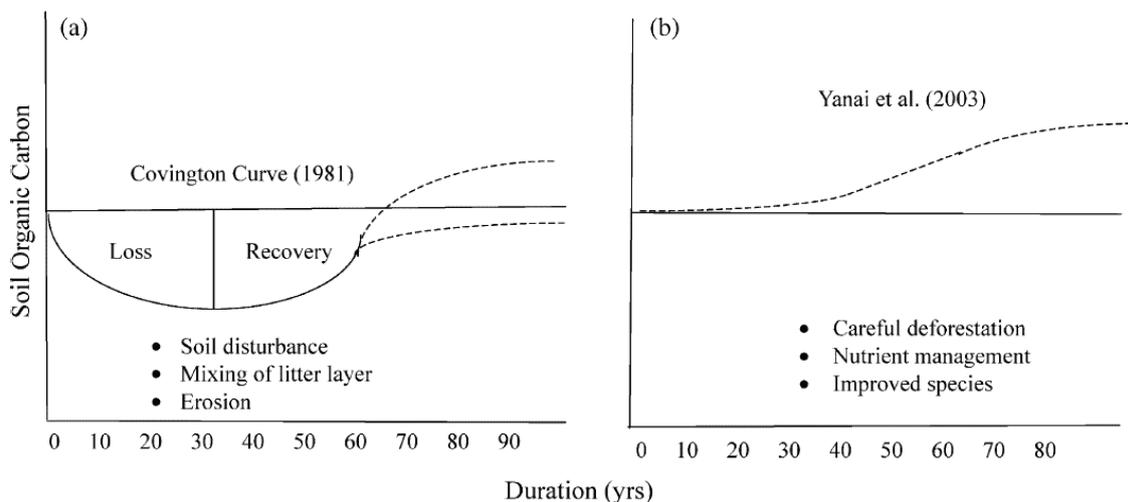


Figure 3.3 : Courbes de Covington. D'après Lal, 2005

Wang *et al.* (2014) englobent dans leur étude, en plus des forêts plantées (40-50ans), les prairies, zones arbustives et les peuplements forestiers issus naturellement des terres agricoles abandonnées (50-60 ans). Un premier résultat est la somme des chutes de litières aériennes sur la période, beaucoup plus importante dans les accrus naturels quel que soit l'usage des sols, par exemple : 30tC/ha pour les peuplements naturels avec 3 essences dominantes *Quercus liaotungensis*, *Betula platyphylla* var, *Rhamnus davurica* Pall, et 15tC/ha pour les peuplements de *Robinia pseudoacacia* L, soit environ le double d'apports en C pour une différence d'âge de 10 ans environ. Pour tous les changements d'usages étudiés (qu'ils soient naturels ou artificiels), ils constatent une forte augmentation des stocks de carbone dans le sol (+36 à +76 tC/ha sur la période). Cette augmentation est plus importante dans les structures naturelles (que ce soit pour la prairie, les zones arbustives et les forêts que dans les restaurations artificielles (respectivement +23%, +19% et +100%). Ils mettent en évidence une relation linéaire très forte entre le stock de carbone dans le sol et la biomasse racinaire, relation nettement plus significative pour les restaurations naturelles qu'artificielles. Song *et al.* (2014)¹⁰², dans une méta-analyse de 104 études et 411 observations confirment, à l'échelle des écosystèmes, l'augmentation des stocks de carbone dans le sol après afforestation des cultures (laquelle suit la courbe de Covington) et que pour les prairies, les accrus naturels permettent de stocker plus de carbone qu'une prairie artificielle. Enfin, à l'échelle du plateau des Loess (surface très large – 628 000 km² équivalente à celle de la France), Dang *et al.* (2014) montrent, à l'aide du modèle DLEM que cette zone a été un puits de carbone pour les sols (+ 5,97 Tg C/an) entre 1960 et 2005 ; 55 % de cette augmentation nette étant due aux changements d'usage des terres (premier

¹⁰² Song, X., et al., 2014. Chinese Grain for Green Program led to highly increased soil organic carbon levels: a meta-analysis. Scientific Reports 4(4460): srep04460-srep04460.

facteur), tandis que dans le même temps, les changements climatiques ont conduit à une perte de carbone dans les sols de 19% environ.

Sur de très longues séries (chronoséquences de 14 à 193 ans après abandon des terres agricoles – l'occurrence des vignes en Hongrie), Novak *et al.* (2014)¹⁰³ montrent deux dynamiques différentes selon les sols et l'exposition de la pente. La chronoséquence exposée au sud (sol très érodé) arrive à un seuil de saturation des stocks de carbone dans l'horizon 0-6 cm, 60 ans après l'abandon des terres agricoles tandis que, pour la chronoséquence exposée au sud-ouest (sol moins érodé), l'augmentation du stock de C dans l'horizon 0-6 cm est encore marquée, même 193 ans après l'abandon des terres agricoles. Dans les deux cas, l'augmentation dans les 14 premières années est très faible.

Enfin, Shi *et al.* (2013)¹⁰⁴, dans leur méta-analyse incluant 200 études et 63 sites, montrent que la plantation conduit à une augmentation des stocks de C dans les sols après des cultures, mais à une diminution (non significative) après des prairies. Après cultures, l'augmentation est présente dans tous les horizons du sol de 0 à 60 cm de profondeur (plus prononcée pour les horizons organiques et minéraux de surface), tandis qu'après les cultures, ils montrent une forte augmentation pour les horizons organiques et une diminution pour les horizons minéraux (significative pour 0-20 cm). Guidi *et al.* (2014)¹⁰⁵, travaillant dans les Alpes du sud, sur une succession de prairies vers une forêt, montrent des résultats similaires avec un stock de C qui change peu (légère augmentation par rapport à la prairie abandonnée) mais une forte augmentation dans les horizons organiques et une forte baisse dans les agrégats stables.

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

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

Forte de son expertise sur la décomposition des litières, Cindy Prescott s'est interrogée en 2010 sur les moyens d'actions pour modifier les processus impliqués dans la décomposition des litières afin de séquestrer d'avantage de C dans les sols forestiers¹⁰⁶. Elle préconise d'augmenter le transfert du C des horizons organiques vers les horizons plus profonds, sous des formes stabilisées, par exemple dans des associations organo-minérales, ou sous forme de composés récalcitrants.

Un premier moyen d'action consiste à repenser le choix des essences. Il faut des apports souterrains de litières au détriment des apports aériens, en appliquant des traitements ou en sélectionnant des phénotypes développant fortement la production racinaire. La mise en place de peuplements mélangés feuillus résineux peut permettre de ne pas trop acidifier le milieu et de maintenir des conditions de type mull, assurant le mélange du C de surface dans

¹⁰³ Novák, T. J., et al., 2014. Soil and vegetation transformation in abandoned vineyards of the Tokaj Nagy-Hill, Hungary. *Catena* 123: 88-98.

¹⁰⁴ Shi, S., et al., 2013. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management* 296: 53-63.

¹⁰⁵ Guidi, C., et al., 2014. Effects of forest expansion on mountain grassland: changes within soil organic carbon fractions. *Plant and Soil* 385(1-2): 373-387.

¹⁰⁶ Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101(1-3), 133-149.

les horizons plus profonds par la microfaune du sol. Cela est par exemple montré en Bavière par Wiesmeier *et al.* (2013)¹⁰⁷ où les différences de stocks de carbone ne sont pas significatives entre feuillus, résineux et peuplements mixtes ; cependant, les peuplements résineux stockent le carbone d'avantage dans l'horizon organique, plus sujet aux perturbations anthropiques ; tandis que les peuplements feuillus et mixtes le stockent plus en profondeur. Ces résultats sont en accord avec ceux de Boca *et al.* (2014) mentionnés auparavant, ainsi que ceux de De Marco *et al.* (2013).

Un second levier d'action consiste à augmenter la teneur en azote des sols, par amendement¹⁰⁸. En effet, pris dans leur ensemble, les travaux menés sur l'effet de la fertilisation azotée dans les écosystèmes forestiers indiquent que l'apport d'azote conduit à une accumulation de C dans les sols¹⁰⁹. Des nuances existent toutefois, car la fertilisation azotée peut de façon temporaire accélérer la décomposition des litières appauvries en lignine (Acer, Populus, Betula). D'une façon générale, la fertilisation azotée conduit à une réduction de l'allocation du C des arbres vers les symbiotes fongiques, des microorganismes étant impliqués dans la dégradation des matières organiques¹¹⁰. La nature des enzymes sécrétées par les décomposeurs est également modifiée par la fertilisation azotée : les cellulases et phosphatases sont davantage exprimées tandis que les enzymes dégradant les lignines sont réprimées¹¹¹. L'acidification des sols pouvant éventuellement résulter du lessivage des nitrates suite à des fertilisations répétées peut de surcroît encore ralentir l'activité microbienne¹¹². En conséquence de ces différents processus, la vitesse de minéralisation du C du sol diminue, et favorise sa séquestration. Ces résultats sont observés pour les fractions organiques, mais également pour les associations organo-minérales¹¹³. A l'inverse, si les charges sont importantes et uniquement azotée (ou soufrées), ces résultats peuvent s'inverser : Parker *et al.* (2001)¹¹⁴, comparant deux bassins versants dans l'état du Maine (l'un étant fertilisé fortement pendant 8 ans, tous les deux mois, à hauteur de 25 kg/ha/an de N et 29 kg/ha/an de S ; l'autre étant témoin), observent une décroissance des stocks de C et de N dans le sol¹¹⁵, pendant 14 ans avec des taux moindres de fertilisation azotée (15 kg/ha/an) et accompagnés en cations et microéléments, aboutissent à une augmentation des stocks de carbone dans le sol.

¹⁰⁷ Wiesmeier, M., et al., 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) - Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 295: 162-172.

¹⁰⁸ Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101(1-3), 133-149.

¹⁰⁹ Janssens, I.A., Dieleman, W., Luyssaert, S., Subke, J.-A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Grace, J., Matteucci, G., Papale, D., Piao, S.L., Schulze, E.-D., Tang, J. and Law, B.E., 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience* 3, 315-322.

Froberg, M., et al., 2013. Long-term effects of experimental fertilization and soil warming on dissolved organic matter leaching from a spruce forest in Northern Sweden. *Geoderma* 200: 172-179

Tonitto, C., et al., 2014. The effect of nitrogen addition on soil organic matter dynamics: a model analysis of the Harvard Forest Chronic Nitrogen Amendment Study and soil carbon response to anthropogenic N deposition. *Biogeochemistry* 117(2-3): 431-454.

¹¹⁰ Janssens et al., 2010. Cf. supra.

¹¹¹ Frey, S.D., Knorr, M., Parrent, J.L. and Simpson, R.T., 2004. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *Forest Ecology and Management* 196, 159-171.

¹¹² Janssens et al., 2010. Cf. supra.

¹¹³ Swanston, C., et al., 2004. Long-term effects of elevated nitrogen on forest soil organic matter stability. *Biogeochemistry* 70(2): 227-250.

¹¹⁴ Parker, J. L., et al. 2001. "Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen." *Soil Science Society of America Journal* 65(4): 1248-1255.

¹¹⁵ Froberg, M., et al., 2013. Long-term effects of experimental fertilization and soil warming on dissolved organic matter leaching from a spruce forest in Northern Sweden. *Geoderma* 200: 172-179.

L'introduction d'espèces légumineuses arborées peut être une solution pour éviter la fertilisation azotée et les risques d'émission de GES. Sans être clairement identifié en termes de processus, les légumineuses, via leur litière aérienne et souterraine, permettent non seulement de mieux stabiliser le carbone récent mais aussi une meilleure rétention du carbone ancien¹¹⁶.

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

Lal (2005) et Jandl *et al.* (2007) ont fait un panorama des pratiques pouvant affecter les stocks de carbone dans le sol parmi lesquelles le travail du sol après la coupe définitive et les éclaircies. Achat *et al.*, (2015) font par ailleurs une synthèse bibliographique (284 sites dans le monde) de l'impact d'un prélèvement accru de biomasse à des fins énergétiques sur les stocks de carbone dans les sols, comparé à l'impact d'une sylviculture « standard ». Conformément à la courbe théorique de Covington, les effets sont marqués sur les horizons organiques avec un temps de recouvrement de l'ordre de 40 ans (baisse des entrées, modifications des conditions microclimatiques), mais lorsque l'ensemble du profil est considéré, les régimes d'éclaircies et de coupes finales ont peu d'impact sur les stocks de C dans le sol du fait d'une augmentation dans les horizons minéraux (mortalité des racines, carbone dissous migrant dans ces horizons, incorporation de la matière organique mécaniquement avec les travaux du sol). Wäldchen *et al.* (2013)¹¹⁷ sur des périodes plus longues (mais sur une région restreinte) aboutissent à la même conclusion, en incluant différents régimes sylvicoles (taillis sous futaie, conversion en futaie, plantation). L'exploitation accrue de biomasse à des fins énergétiques provoque les mêmes impacts mais de façon plus prononcés¹¹⁸, induisant un non recouvrement de l'état initial, même en considérant tous les horizons du sol. Plus les températures et l'évapotranspiration sont élevées, plus l'impact d'une intensification des prélèvements est marqué (en fait, plus l'écosystème est pérenne sur le cycle biologique, plus les impacts seront marqués avec un maximum en zones tropicales). Christophel *et al.* (2015)¹¹⁹, sur des sols calcaires dans les Alpes bavaroises, font les mêmes observations quant à l'intensité des prélèvements (-10% à -38% dans les horizons organiques et l'horizon minéral (0-10 cm)). Ils relativisent néanmoins les impacts de la sylviculture sur les stocks de C dans le sol par rapport à ceux des tempêtes sur des sites similaires à leur étude qui ont entraîné de fortes pertes de carbone dans les sols forestiers : -90% pour les horizons organiques et -48% pour les horizons minéraux et organiques).

Lajtha *et al.* (2014a)¹²⁰, ont effectué un bilan après 20 ans de l'expérimentation DIRT (*Detritus input and Removal Treatments*) sur le site d'Harvard. Ils montrent que si l'exclusion des litières aériennes et souterraines induit une perte de carbone dans le sol (dans des proportions similaires à celles reportées par Achat *et al.* (2015)), le fait de doubler les apports aériens n'induit pas forcément une augmentation significative des stocks de carbone

¹¹⁶ Resh, S. C., et al., 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with Eucalyptus species. *Ecosystems* 5(3): 217-231.

¹¹⁷ Wäldchen, J., et al., 2013. The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. *Forest Ecology and Management* 289: 243-254.

¹¹⁸ Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. and Augusto, L., 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5, 10.

¹¹⁹ Christophel, D., et al., 2015. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research* 134(4), 623-640.

¹²⁰ Lajtha, K., et al., 2014. Litter and Root Manipulations Provide Insights into Soil Organic Matter Dynamics and Stability. *Soil Science Society of America Journal* 78: S261-S269.

dans les sols. Kotroczo et al. (2014)¹²¹ font, les mêmes observations sur un site Hongrois (effet plus marqué de l'élimination des litières par rapport à un apport supplémentaire). Mais Fekete et al. (2014)¹²² et Lajtha et al. (2014b) font la constatation exactement inverse. Selon les sites (conditions pédo-climatiques), cet apport supplémentaire peut provoquer un *priming effect* et une stimulation de l'activité des micro-organismes qui vient annuler cette entrée accrue de C dans l'écosystème.

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

Présentation du Réseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FOREstiers (RENECOFOR)

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

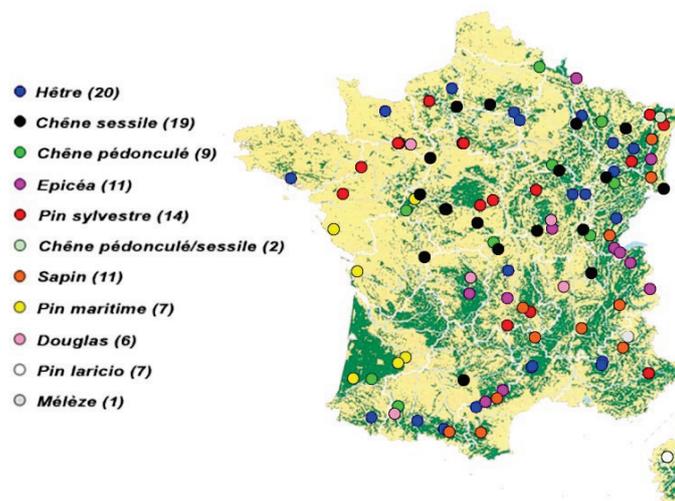


Figure 3.4 : Carte du réseau des placettes RENECOFOR

En France, trois réseaux de monitoring nationaux apportent des mesures de stocks de carbone organique des sols forestiers sur des placettes permanentes : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (Gis Sol, 2011), Réseau systématique de suivi des dommages forestiers¹²³, et RENECOFOR¹²⁴. Les deux premiers bénéficient d'un grand nombre de sites répartis sur un maillage systématique de 16km x 16km, mais ils ne permettent pas en l'état actuel de quantification fiable de l'évolution des stocks de carbone organique des sols forestiers. En effet le réseau RMQS n'a pas encore réalisé de répétition

¹²¹ Kotroczo, Z., et al., 2014. Influence of temperature and organic matter content on soil respiration in a deciduous oak forest. *Eurasian Journal of Soil Science* 3(4): 303-310.

¹²² Fekete, I., et al., 2014. Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology & Biochemistry* 74: 106-114.

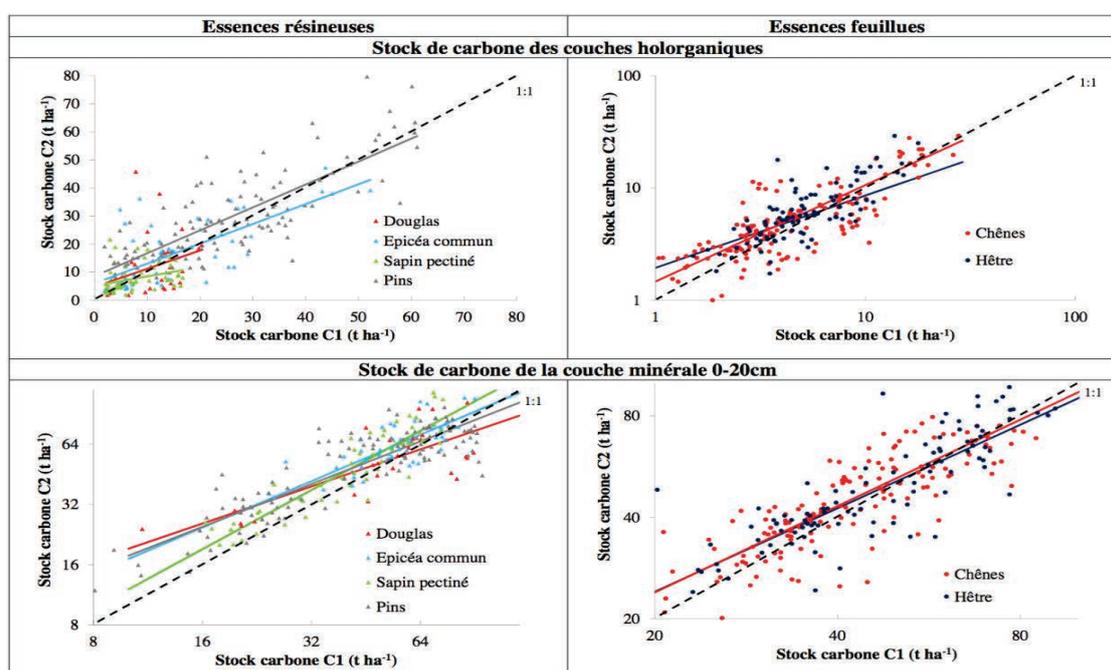
Lajtha, K., et al., 2014. Litter and Root Manipulations Provide Insights into Soil Organic Matter Dynamics and Stability. *Soil Science Society of America Journal* 78: S261-S269.

¹²³ Badeau, V., Dambrine, E., & Walter, C., 1999. Propriétés des sols forestiers français: Résultats du premier inventaire systématique. *Etude et gestion des sols*, 6(3), 165-180.

¹²⁴ Ponette, Q., Ulrich, E., Brêthes, A., Bonneau, M., Lanier, M., 1997. *RENECOFOR - Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau, campagne de mesures 1993/95*. Editeur : Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques, ISBN 2 - 84207 - 100 - X, 427 p.

de sa première campagne de mesure 2000-2009. Quant au réseau systématique de suivi des dommages forestiers, les nombreuses différences méthodologiques entre la caractérisation initiale des sols⁸⁹ et les mesures du programme Biosoil (2007-2008) rendent incertaines les tendances qui pourraient en être déduites¹²⁵. De son côté, le réseau RENECOFOR a été conçu dès sa création pour le suivi intensif des écosystèmes forestiers et la détection d'évolutions temporelles de nombreux paramètres dont le carbone organique des sols¹²⁶.

Le réseau compte 102 sites répartis sur l'ensemble de la France métropolitaine. Ils ont fait l'objet d'une première campagne d'analyse des couches holograniques et du sol minéral (de 0 à 40 cm de profondeur) entre 1993 et 1995¹²⁷. La seconde campagne initiée en 2007 a été achevée au second semestre 2012, en veillant à la comparabilité des résultats dans le temps¹²⁸.



¹²⁵ Badeau, V., Rabastens, R., Nicolas, M., Ulrich, E., 2009. *Changes in the chemical and/or physical forest soil condition. First results of Biosoil in France. The Biosoil project - Forest soil and biodiversity monitoring in the EU*, Bruxelles, Belgique, 9 novembre 2009.

¹²⁶ Ulrich, E., 1995. Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française*, 47, 2 : 107- 124.

¹²⁷ Ponette, Q., Ulrich, E., Brêthes, A., Bonneau, M., Lanier, M., 1997. *RENECOFOR - Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau, campagne de mesures 1993/95*. Editeur : Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques, ISBN 2 - 84207 - 100 - X, 427 p.

¹²⁸ Ulrich, E., Croisé, L., Lanier, A., Brêthes, A., Cecchini, S., 2009. *RENECOFOR - Manuel de référence n° 4 pour l'échantillonnage des sols et des litières en grappes et la préparation des échantillons*, 3ème version. Editeur : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, Département Recherche, 41 p.

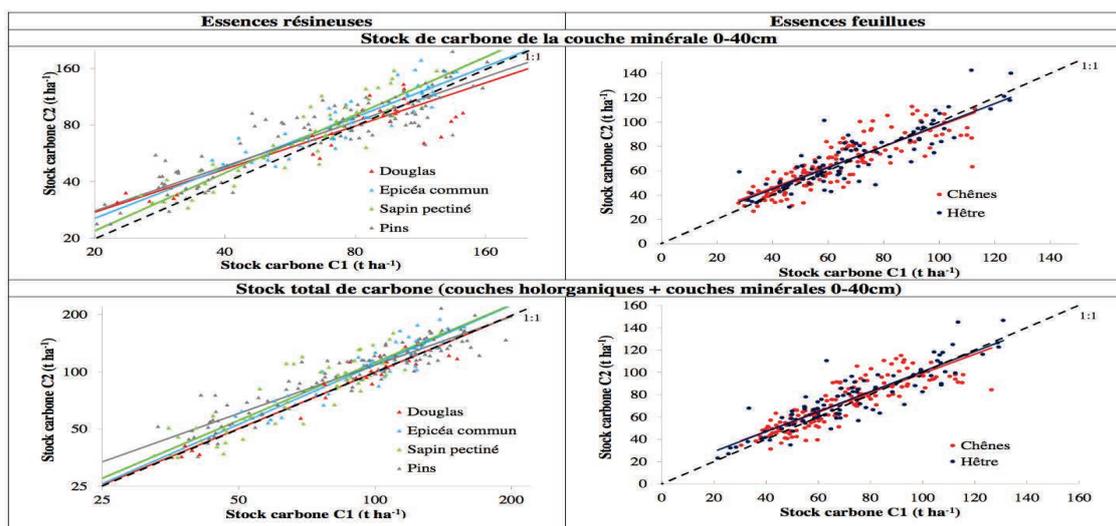


Figure 3.5: Relations entre le stock de C mesuré lors de la deuxième campagne (C2) et celui mesuré lors de la première campagne (C1) pour les différentes couches et principales essences du réseau RENECOFOR

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

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

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

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

Schrumpf et al. (2011)¹²⁹, dans leur meta-analyse indiquent qu'il y a peu d'études avec des séries de mesures à l'échelle régionale et nationale des stocks de carbone en forêt. Néanmoins, les valeurs obtenues sur le réseau RENECOFOR sont du même ordre de grandeur par rapport à celles publiées : Gruneberg *et al.* (2014)¹³⁰ en Allemagne (1800 placettes, maille 8kmx8km, inventoriées entre 1987 et 1992 pour la première campagne, et entre 2006 et 2008 pour la seconde) montrent une augmentation du C/N pour tous les horizons, dans des proportions cependant moins fortes que celles observées sur le RENECOFOR. Pour les horizons organiques, ils observent une légère décroissance du C dans les sols sans être significative (augmentation pour les résineux, principalement pour le genre *Picea*, et baisse pour les feuillus, principalement pour le genre *Fagus*). Pour les horizons minéraux, ils constatent une augmentation de 0,41 tC/ha/an, c'est-à-dire le même ordre de grandeur que celui observé par le réseau RENECOFOR. Ils montrent un clair effet du sol sur cette augmentation (sols sableux de plaine > sols en montagne > sols calcaires), les stocks de C sur sols calcaires restant globalement stables. Nielsen *et al.* (2012), ont compilé plusieurs études nationales pour leur rapport national annuel des émissions des GES et aboutissent à un taux moyen de séquestration de C dans les sols forestiers (organique seulement, table 7.7 du rapport (RENECOFOR)) de 0.09 tC/ha/an pour les feuillus (chêne et hêtre) et 0.31 tC/ha/an pour les résineux (*Picea*). Berg *et al.* (2002)¹³¹, sur les sols podzoliques de Suède (41 ans d'inventaire et plus de 82 000 points) aboutissent à une séquestration moyenne de 0,25 tC/ha/an pour les horizons organiques. Lettens *et al.* (2005)¹³², en Belgique, aboutissent également à une séquestration de C dans les sols forestiers de l'ordre de 22 à 29 tC/ha sur une période de 40 ans (soit 0,55 à 0,72 tC/ha/an).

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

¹²⁹ Schrumpf, M., et al., 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8(5): 1193-1212.

¹³⁰ Grueneberg, E., Ziche, D. and Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20(8), 2644-2662.

¹³¹ Berg, B., Meentemeyer, V., 2002. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*, 242: 83-92.

¹³² Lettens, S., et al., 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11(12): 2128-2140.

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

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

Nous avons affecté un stock initial de carbone dans les sols forestiers, correspondant aux dernières estimations disponibles, soit 94 tC/ha, un stock de 5520 MtCO₂. Pour la dynamique, nous considérerons que les sols forestiers se comportent en moyenne comme des puits de carbone, en lien avec les usages anciens dont ils portent les marques¹³³. La vitesse de stockage observée au cours des 15 dernières années dans le réseau RENECOFOR est de 0,19 tC/ha/an sous feuillus et 0,49 tC/ha/an sous résineux¹³⁴. Extrapolées au niveau national, de telles vitesses représenteraient un puits de carbone cumulé proche de 15 MtCO_{2 eq}/an. Or, nous savons que les placettes du réseau RENECOFOR ne sont pas représentatives de toutes les forêts françaises (peuplements standards de forêt publique, avec en majorité un long historique forestier, pas de forêts ouvertes ou très perturbées, peu de milieux méditerranéens, peu de forêts en situation de sur-stockage du volume sur pied,...) ; il n'est pas facile d'évaluer la façon dont les sols de RENECOFOR ont évolué différemment de la moyenne des sols métropolitains, du fait de ces défauts de représentativité (stockant moins, davantage, autant ?). Nous considérerons dans cette étude comme valeur moyenne nationale un peu moins de la moitié de la valeur observée sur RENECOFOR, soit 7,25 MtCO_{2 eq}/an, et nous supposerons que cette vitesse devrait diminuer dans le futur (dynamique bornée et convergeant exponentiellement, impact du réchauffement et de la gestion sur la vitesse des processus, impacts des changements d'usages passés (augmentation de la surface forestière) et actuels (changement des essences) jusqu'à 6 MtCO_{2 eq}/an, soit un peu plus du tiers des observations RENECOFOR. Ces hypothèses à dire d'expert sont probablement assez conservatrices pour prendre en compte le puits de carbone des sols forestiers dans cette étude de prospective tout en évitant d'introduire une valeur de stockage trop grande. Ceci étant, ces deux valeurs ne représentent en aucun cas le stockage moyen sur la France entière (donnée malheureusement encore inconnue à ce jour), et peut encore moins être utilisée à des fins régionalisées (différences de conditions pédoclimatiques, de gestion, de structure forestières qui ne sont pas prises en compte dans les scénarios de la prospective).

Perspectives : bien que les forêts soient déjà, avec les prairies permanentes, les écosystèmes qui stockent le plus de carbone par unité de surface, des marges de progression existent en stockant mieux dans les forêts gérées intensivement, en évitant de déstocker dans les forêts gérées extensivement lors de leur remise en production, et en stimulant le stockage dans les forêts en expansion sur les terres non-boisées auparavant (forêts spontanées). Les leviers sont le changement d'essences à raisonner en parallèle des scénarios pour l'adaptation des forêts aux changements climatiques, et l'élaboration de pratiques innovantes pour les forêts qui seront soumises à une intensification des récoltes et donc à des perturbations physiques et biogéochimiques pouvant conduire à des déstockages de carbone et des dysfonctionnements (notamment sur la production et la santé des arbres). En termes de recherches, des actions sont donc nécessaires (i) pour une meilleure compréhension des processus conduisant au stockage de carbone dans les sols

¹³³ Dupouey, J. L., et al., 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83(11): 2978-2984.

¹³⁴ Jonard M., Caignet I., Ponette Q., Nicolas M., 2013. *Evolution du carbone des sols forestiers de France métropolitaine – Détection et quantification à partir des données mesurées sur le réseau RENECOFOR*. ONF. Rapport final. 55p.

forestiers, (ii) pour évaluer la capacité supplémentaire de stockage dans les sols forestiers en fonction du type de sol, de l'ancienneté de l'état boisé, du contexte (aire climatique, pollution atmosphérique) et du type de gestion sylvicole (combinaison des jeux de données RMQS1 et 2 avec la cartographie des forêts nouvelles et anciennes à l'échelle de la France), (iii) et enfin pour élaborer un modèle d'évolution des stocks de carbone dans les sols applicable à l'échelle nationale.

ANNEXE 4 - REVUE DE LITTÉRATURE INTERNATIONALE SUR LE STOCKAGE ET LA SUBSTITUTION DANS LES PRODUITS BOIS AU SEIN DE LA FILIERE

Dhôte J.-F., Leban J.-M., Saint-André L., Derrien D., Zhun M., Loustau D., Achat D., Roux A., Schmitt B. (2016). *Leviérs forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique*. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Paris : INRA-DEPE, 95 p.

Le réchauffement climatique est aujourd'hui une réalité et s'y opposer est un enjeu majeur de notre civilisation. Ce réchauffement est en particulier l'œuvre des gaz à effet de serre (GES) qui sont produits par les activités humaines (transports, industries, agriculture, etc...) et qui s'accumulent depuis le début de l'ère industrielle dans notre atmosphère faisant ainsi augmenter la température moyenne à la surface de la Terre. Les scientifiques s'accordent à dire que cette augmentation de la température devra être limitée à 2°C afin que ses effets restent contrôlables. Plusieurs voies sont ainsi proposées pour diminuer cette concentration en GES atmosphérique. L'une d'elle consiste à faire appel au matériau bois. En effet, le bois est un matériau carboné. Il est constitué du carbone que l'arbre a prélevé dans l'air pour se développer. Ainsi, contrairement aux énergies dites « fossiles », le cycle carbone lié au bois est beaucoup plus court et peut donc s'inscrire dans une perspective humaine. Dans quelle mesure pouvons-nous alors quantifier l'impact de l'utilisation du matériau bois sur la diminution des GES ? Nous verrons ainsi comment le matériau bois permet de réduire l'impact des GES tant grâce au stock de carbone que dans la manière dont il peut se substituer aux matériaux traditionnels et aux sources d'énergie fossiles. Notre finalité est d'évaluer les effets de stockage dans les produits bois et les effets de substitution correspondant sur les émissions de CO₂ dans la filière forêt-bois. Nous présenterons ci-dessous une synthèse de la littérature relative aux méthodes d'évaluation des coefficients de substitution et stockage de CO₂ dans les produits bois. Nous tenterons de prendre en compte les possibles évolutions du mix-produit et du mix-énergétique de référence au cours de la période simulée.

I. Estimation des stocks de carbone dans les produits bois

Ce premier paragraphe fait un point sur les durées de survie des stocks de carbone dans les produits-bois, en contributions absolues et relatives, en distinguant éventuellement des sous-filières jugées pertinentes.

I.1. Définition des stocks de carbone dans les produits bois

Il est important en premier lieu de définir la durée de vie. Ce que les scientifiques prennent en compte est la durée d'utilisation du produit depuis sa fabrication jusqu'à sa fin d'utilisation (e.g. démolition pour une maison). Néanmoins s'il l'on veut parler du stock de carbone, cela se complexifie. En effet, le stock de carbone est présent depuis l'abattage de l'arbre car on considère traditionnellement que c'est là qu'il quitte le stock forestier¹³⁵. Cependant la durée

¹³⁵ Oliver C.D., Nedal N., Lippke B., McCarter J. (2014) Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests, *Journal of Sustainable Forestry*, 33:3, 248-275

de vie de l'objet ne commence qu'une fois le processus de fabrication terminé. Par ailleurs, comme il y a des pertes lors du processus de fabrication, seul une partie de ce carbone passera dans le stock du produit bois transformé. En outre, en fin de vie, le produit bois peut soit être mis en décharge, auquel cas le carbone stocké se libérera très lentement, pouvant même être définitivement retiré du cycle court du carbone ou être brûlé en fin de vie, auquel cas nous pouvons appliquer à ce bois la durée de vie du bois-énergie.

Matthews *et al.* (2007)¹³⁶ utilisent une représentation mathématique de la variation de la quantité de carbone stocké au cours du temps en divisant cette grandeur totale par le temps de service du produit bois. Cela lui permet, par ailleurs, d'établir la croissance forestière minimale nécessaire pour combler cette perte de carbone afin que le cycle reste équilibré. Cependant, il considère cette modélisation comme étant trop éloignée de la réalité. Nous pouvons néanmoins remarquer qu'elle quantifie bien la diminution d'un stock de bois-énergie. Il faut cependant bien déterminer la durée de vie de ce stock.

Werner *et al.* (2006)¹³⁷ effectuent une modélisation de la variation du stock carbone dans les maisons bois et les meubles intérieurs, si la production de ces deux produits augmente. Ils prennent pour base que les produits en fin de vie sont brûlés (il est interdit de les entreposer en décharge en Suisse) et considèrent donc que leur carbone est immédiatement rejeté dans l'atmosphère à la fin de leur vie.

La durée de vie influe donc immédiatement sur le stockage du carbone. En effet, plus la durée de vie du produit est longue, plus le carbone restera présent longtemps dans le stock avant d'être rejeté dans l'atmosphère. C'est ce que Werner *et al.* (2006) montrent dans la [figure 4.1](#). Nous voyons en effet les flux entrants et sortants correspondant au stock de carbone lié au mobilier intérieur et à celui lié aux maisons bois. La première partie de la courbe suggère la mise en place de cette industrie. Puis le stock augmente de manière continue jusqu'à ce que les premières maisons bois arrivent au bout de leur durée de vie. A ce moment, la production bois servira à remplacer les maisons en fin de vie et donc le stock de carbone n'évoluera plus. Ainsi, si l'on considère l'évolution du stock de carbone au cours du temps, on voit aisément que celui-ci augmente puis arrive à un niveau stable. Comme le stock augmente durant toute la durée de vie de l'objet, on comprend que plus la durée de vie de l'objet est longue, plus le stock de carbone qu'il contient est important. Preuve en est d'ailleurs donnée si l'on compare les stocks de carbone dus au mobilier intérieur (qui a une durée de vie de 25 ans) par rapport à celle des maisons en bois (durée de vie 80 ans). Nous voyons bien que la quantité de carbone séquestrée dépend de la durée de vie du puits de carbone.

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

Lauk *et al.* (2012)¹³⁸ ont fait une étude portant sur les différents stocks de carbone dans le

¹³⁶ Matthews R. W., Robertson K., Marland G. & Marland E. (2007) Carbon in Wood Products and Product Substitution. In: P.H.Freer-Smith, M.S.J. Broadmeadow & J.M. , J. M. Forestry and Climate Change, 91-104

¹³⁷ Werner, F.; Taverna, R.; Hofer, P.; Richter, K., 2006. Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. Climatic Change, 74 (1-3): 319-347.

¹³⁸ Lauk, C.; Haberl, H.; Erb, K.H.; Gingrich, S.; Krausmann, F., 2012. Global socioeconomic carbon stocks in long-lived products 1900-2008. Environmental Research Letters, 7 (3): 10

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

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

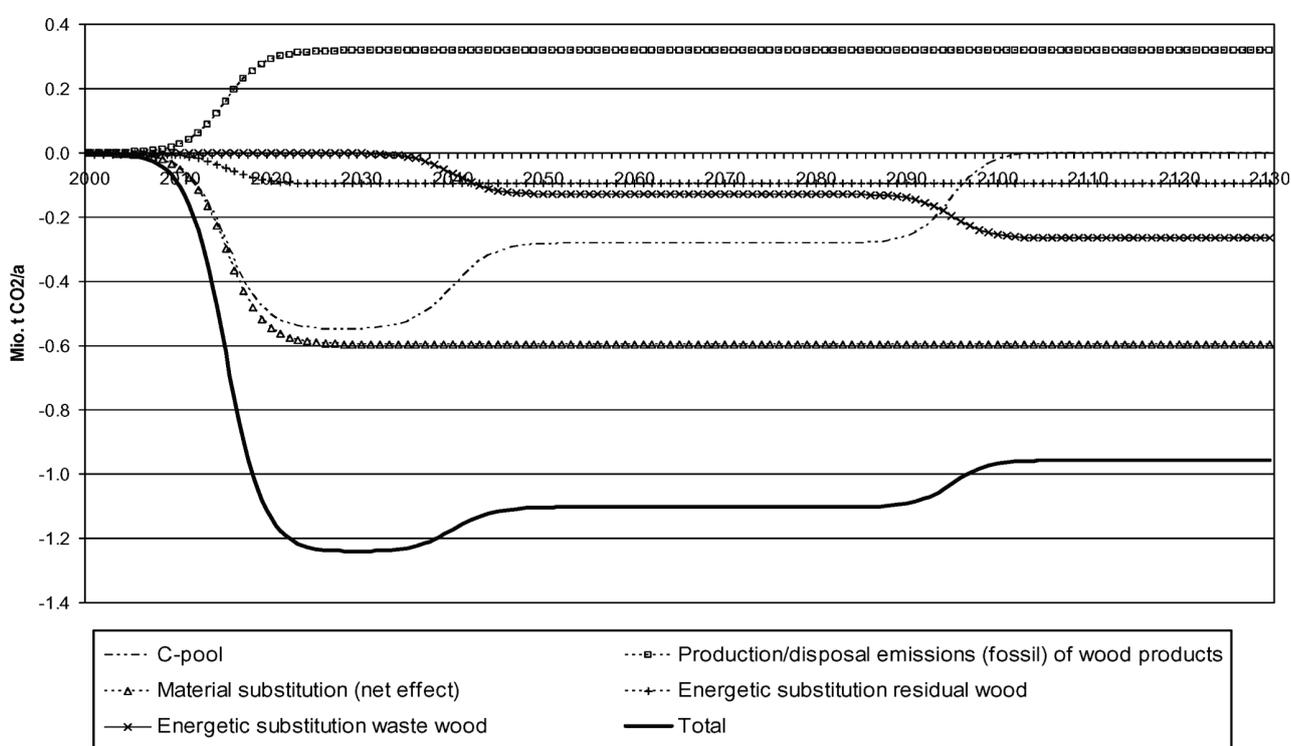


Figure 4.1: GHG dynamics of an increased use of wood (2000–2130). D'après Werner et al. 2006

Werner *et al.* (2006) montrent les effets comparés de la substitution et du stockage. Contrairement au stockage qui est limité par la quantité de carbone qui peut être stocké dans un produit bois, la substitution est potentiellement infinie. Pour s'en convaincre, il suffit de regarder la Figure 4.1.

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

I.2. Synthèse des résultats obtenus pour l'estimation du stockage de carbone dans les produits bois

Ainsi, en vue d'estimer le stockage de carbone dans les produits bois, nous avons considéré deux systèmes dynamiques indépendants pour le bois d'œuvre et le bois d'industrie, sans échange avec l'extérieur au territoire métropolitain. Nous considérerons que ces systèmes sont alimentés chaque année par les produits et se vident selon une loi exponentielle telle que la durée de demi-vie des produits est 20 ans (BO) ou 5 ans (BI). Enfin, nous supposons que ces 2 systèmes sont actuellement à l'équilibre, c'est-à-dire que les entrées de produits compensent exactement les sorties. La combinaison de ces hypothèses conduit à estimer des stocks actuels de 300 et 80 MtCO₂ (BO et BI respectivement) avec une variation de stocks de 0 et -0.1 MtCO₂eq/an (BO et BI respectivement). Ces hypothèses pour les calculs de stockage dans les produits bois seront appliquées aux calculs des bilans carbones de la filière forêt-bois. À titre de comparaison, l'étude CARBOSTOCK réalisée par FCBA sur des données 2005 estimait le stock de produits-bois à 313 MtCO₂eq, avec une variation annuelle (stockage) de 4,7 MtCO₂eq/an¹³⁹.

II. La substitution bois-énergie et bois-matériaux

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

Pour positionner la contribution de ce paragraphe sur la substitution nous utilisons la figure VII ci-dessous de MacKinley *et al.*, (2011)¹⁴⁰, qui compare à l'échelle de la parcelle les impacts-carbone de deux scénarios d'usage des forêts. Pour chaque scénario A et B de la figure VII, l'exploitation est faite à intervalles de 40 ans. Les hypothèses d'obtention de ce graphique sont en premier lieu que l'ensemble de la biomasse forestière récoltée est valorisée et deuxièmement qu'il n'y a pas d'émission de GES au cours de l'exploitation. Le bois est soit transformé en produits bois à longue durée de vie (Products L), soit à courte durée de vie (Products S), dont les stocks au fil du temps sont figurés. L'usage de ces produits induit simultanément des bénéfices de substitution-matériau (intitulés "substitution"), et les sous-produits et co-produits sont utilisés pour produire de l'énergie, ce qui induit des effets de substitution-énergie (intitulés "biomass energy"). Ces diagrammes montrent que les gains en stockage de carbone sont possibles de deux manières. D'une part par

¹³⁹ FCBA, 2008. Carbone stocké dans les produits bois - Conception d'une méthodologie de quantification des variations de stock dans les produits du bois répondant aux exigences du GIEC et application à l'année 2005 pour un rapportage volontaire dans le cadre de la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique. *Rapport final de la Convention FCBA-MAP n°G13-2007*, FCBA, Paris, 87p.

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

¹⁴⁰ MacKinley, D. C., Ryan, M. G., Birdsey, R. A., Giardina, C. P., Harmon, M. E., Heath, L. S., ... Skog, K. E. (2011). A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications*, 21(6), 1902–1924.

l'augmentation du stock de carbone en forêt (figure A) et d'autre part, par la prise en compte du carbone dans les produits « bois » en usage (Products L, Products S) et stockés en décharge (Landfill), de l'effet de substitution d'autres matériaux par le bois. La figure B illustre une période de déstockage suivie de deux cycles de reconstitution.

La production de ces deux graphes implique l'utilisation de modèles de croissance des peuplements et de conversion en produits ainsi que de données sur la teneur en carbone du bois et sur les valeurs de sa densité. Nous rappelons que la teneur en carbone du bois des feuillus peut varier de 46 à 49% et celle du bois des conifères de 47 à 55% et que la variation entre essences est également significative (de 47 à 59%)¹⁴¹.

Enfin, rappelons que la propriété du bois prise en compte pour l'estimation des stocks en forêt est l'infradensité (masse anhydre divisée par le volume saturé, pour le bois et les écorces) et que s'agissant du carbone stocké dans les produits « bois », il faut de plus connaître l'infradensité à 12% (masse anhydre divisée par le volume du bois à 12% d'humidité). Aux États-Unis, ces données sont publiées (et utilisées pour la comptabilité nationale du carbone forestier) pour les 156 essences qui représentent 95% du volume total des arbres des forêts des États-Unis¹⁴². La gamme de variation de l'infradensité est considérable puisqu'elle varie de 0,3 à 0,8, toutes essences confondues (cf. [Annexe 2 p. 9](#)).

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

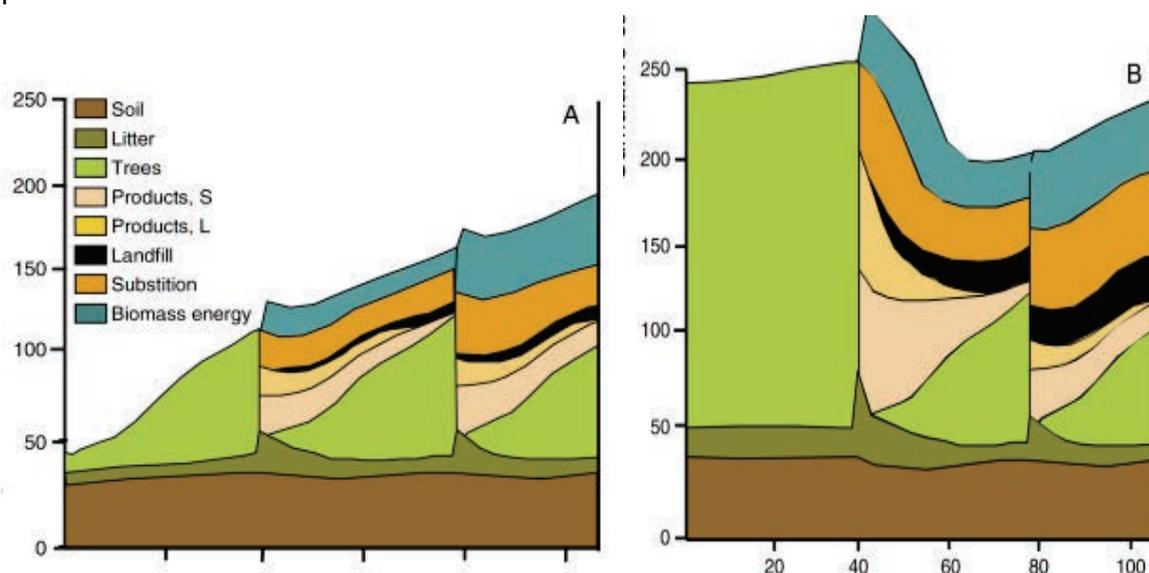


Figure 4.2 : Les variations sur 100 ans des stocks de carbone par unité de surface forestière (Mq/ha) pour deux cas théoriques de gestion (A): plantation ; (B): exploitation d'une forêt ancienne avec un stock initial sur pied important). D'après MacKinley et al., (2011).

¹⁴¹ Lamblom, S.H.; Savidge, R.A., 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass & Bioenergy*, 25 (4): 381-388

¹⁴² Miles, P.D., Smith, W.B., 2009. *Specific Gravity and Other Properties of Wood and Bark for 156 Tree Species Found in North America*. USDA-Forest Service, Research Note NRS-38), Newton Square (PA), USA, 39p.

II.1. Détermination des coefficients de substitution par ACV

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

Les études ACV dépendent aussi de la base de données sur laquelle elles sont menées. Ainsi en fonction de la base de données utilisée, une même étude, définie de la même manière pourra avoir des résultats différents. Elles peuvent être éloignées de la réalité si les bases de données ne sont pas à jour, c'est-à-dire si les procédés de fabrication qui ont été pris en compte pour les mettre en place ne sont plus ceux qui sont réellement utilisés dans les usines.

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

II.2. La substitution bois-matériau

La substitution des matériaux consiste à remplacer certains matériaux par du bois. Ainsi, il y a une économie d'énergie faite par ce remplacement, dû à une moindre consommation en énergie fossile pour la confection des produits bois ou à base de bois et à l'origine très majoritairement renouvelable de cette énergie. En effet, celle-ci est en grande partie dépensée pendant l'étape de séchage¹⁴³ et provient, dans la plupart des cas, de la combustion des résidus ligneux des étapes de découpe du bois (ex : sciure). Cette substitution reste aujourd'hui difficile à quantifier puisque pour pouvoir déterminer avec précision les GES substitués, il est nécessaire d'estimer correctement les productions de GES dans les deux cas. La substitution à proprement parler s'obtiendra grâce à la différence entre les deux résultats des précédentes études.

¹⁴³ Lippke, B.; Gustafson, R.; Venditti, R.; Steele, P.; Volk, T.A.; Oneil, E.; Johnson, L.; Puettmann, M.E.; Skog, K., 2012. Comparing Life-Cycle Carbon and Energy Impacts for Biofuel, Wood Product, and Forest Management Alternatives. *Forest Products Journal*, 62 (4): 247-257

Lippke, B.; Puettmann, M.E.; Johnson, L.; Gustafson, R.; Venditti, R.; Steele, P.; Katers, J.F.; Taylor, A.; Volk, T.A.; Oneil, E.; Skog, K.; Budsberg, E.; Daystar, J.; Caputo, J., 2012. Carbon Emission Reduction Impacts from Alternative Biofuels. *Forest Products Journal*, 62 (4): 296-304.

Lippke, B.; Wilson, J.; Meil, J.; Taylor, A., 2010. Characterizing the importance of carbon stored in wood products. *Wood and Fiber Science*, 42: 5-14

Lippke, B.; Wilson, J.; Perez-Garcia, J.; Bowyer, J.; Meil, J., 2004. CORRIM: Life-cycle environmental performance of renewable building materials. *Forest Products Journal*, 54 (6): 8-19.

Choix des unités pour les coefficients

Sathre et O'Connor dans leur publication de 2010 dans le journal FPIInnovation¹⁴⁴ expliquent très clairement l'importance du choix des unités dans le calcul des coefficients de substitution bois-matériau: « *L'interprétation des coefficients de substitution demande une attention particulière aux unités utilisées dans leur évaluation. Nous exprimons le facteur de substitution en tonnes de réduction de carbone émis par tonnes de carbone ligneux dans les produits en bois. Cependant, cette unité ne peut pas être utilisée pour une étude en construction sans effectuer de conversion. Notre coefficient de substitution moyen de 2.1 peut être exprimé en d'autres unités plus familières ou plus appropriées. Par exemple, notre coefficient moyen correspond à une réduction de 3.9 tonnes de dioxyde de carbone équivalent émis par tonne de bois anhydre utilisé comme matériau de construction. Notez que cette valeur peut également varier selon le taux d'humidité du bois. L'humidité moyenne du bois en construction est de 15%, avec un coefficient de substitution, ajusté pour la variation d'humidité, de 3.4 tonnes de réduction de CO₂eq émis par tonne de bois en service. Le coefficient de substitution peut aussi être exprimé comme une réduction de GES par unité de volume de bois même si cette unité est dépendante de la densité du bois. Une moyenne globale de densité à l'état anhydre pour toutes les espèces de bois serait proche de 500kg/m³. En utilisant cette densité, le coefficient de substitution peut être exprimé comme 1.9 t de réduction de CO₂eq émis par m³ de produit bois utilisé comme matériau. Puisque la construction bois utilise préférentiellement du résineux, il convient de diminuer le coefficient de substitution qui y est lié pour mieux rendre compte des variations de la densité de leur bois plutôt comprise entre 350 à 450 kg/m³. Par exemple, une densité de 420 kg/m³ donne un coefficient de substitution de 1.6 t de réduction de CO₂eq émis par m³ de produit bois ».*

Il existe ainsi différentes manières d'exprimer ces coefficients en fonction de leurs effets grâce à de multiples unités. L'un des avantages de ces coefficients de substitution, c'est qu'ils permettent de bien mesurer l'efficacité d'un procédé, et ce, indépendamment de la quantité de bois utilisée pour le produit final. Cependant, au vu des multiples utilisations du bois et de l'approche scientifique qui peut en être faite, ces coefficients de substitutions doivent traduire plusieurs réalités. Comme nous l'avons vu, la plus courante est l'expression de la masse de CO₂ substituée en fonction de la masse (m) additionnelle de bois ajoutée suivant la relation suivante :

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

(Sathre et O'Connor, 2010)

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

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

¹⁴⁴ Sathre, R.; O'Connor, J., 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*, 13 (2): 104-114

Sathre, R. & O'connor, J. (2010). A synthesis of research on wood products and greenhouse gas impacts. 2nd edition. Technical report n° TR-19R, FPIInnovation, 123 pages.

Pour comparer les coefficients de substitution entre eux il est utile d'avoir un tableau de conversion (cf. Tableau 4.1) que nous avons construit d'après la revue de littérature de Sathre et O'Connor (2010). Ce tableau n'est pas exhaustif mais il regroupe les unités les plus courantes. Dans leur analyse bibliographique Sathre et O'Connor précisent bien : « *Le pourcentage massique de carbone dans le bois est admis comme étant 50% du bois anhydre. En l'absence d'autres précisions de la part des documents source, les calculs ont été fait en admettant une masse volumique du bois de 500kg de matière anhydre par m³ et une humidité relative de 15% (masse d'eau par masse de bois anhydre)* ». L'humidité est donc un paramètre important du calcul des coefficients de substitution. Il est à prendre en considération lorsque l'on tire le coefficient de substitution d'une publication, puisque celui-ci peut être mentionné à une humidité donnée

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

$$u * \frac{M * R}{1 + h}$$

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

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

Si, au contraire, nous souhaitons avoir le coefficient en tCO₂eq/m³bois pour l'appliquer sur une maison bois construite en résineux, nous devons appliquer la formule :

$$U * \frac{M * R * \rho_{\text{bois}} * H}{1 + h}.$$

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

$$2,1 * \frac{3,67*0,5*0,42}{1+0,18} = 1,37 \text{ tCO}_2\text{eq/m}^3\text{bois.}$$

Tableau de conversion des unités des coefficients de substitution

Unité du coefficient de substitution	Unité du coefficient de substitution voulu					
	kgCO ₂ eq/kgBois	kgC _{eq} /kgBois	kgC _{eq} /kgC(bois)	n _{CO₂} /n _{C(bois)}	t _{CO₂} eq/m ³ bois	t _{CO₂} eq/m ³ bois
kgCO ₂ eq/kgBois	$\frac{u}{1+h}$	$\frac{u}{(1+h)*M}$	$\frac{u*(1+h)}{M*R}$	$\frac{R}{u*M*(1+h)}$	$\frac{\rho_{bois}*H}{u}$	$u*\rho_{bois}*H$
kgC _{eq} /kgBois	$u*\frac{M}{1+h}$	$\frac{u}{1+h}$	$\frac{1+h}{u}$	$\frac{R}{u}$	$u*\rho_{bois}*H$	$u*M*\rho_{bois}*H$
kgC _{eq} /kgC(bois)	$u*\frac{M*R}{1+h}$	$\frac{R}{u}$	u	u	$\frac{\rho_{bois}*R*H}{u}$	$\frac{M*R*\rho_{bois}*H}{u}$
n _{CO₂} /n _{C(bois)}	$u*\frac{M*(1+h)}{R}$	$\frac{M*(1+h)}{u}$	u	u	$\frac{\rho_{bois}*H*(1+h)}{u}$	$\frac{M*\rho_{bois}*H*(1+h)}{u}$
t _{CO₂} eq/m ³ bois	$u*\frac{M}{\rho_{bois}*H}$	$\frac{u}{\rho_{bois}*H}$	u	$\frac{u*R}{\rho_{bois}*(1+h)*H}$	$\frac{H}{u}$	$\frac{M*H}{u}$
t _{CO₂} eq/m ³ bois	$\frac{u}{\rho_{bois}*H}$	$\frac{u}{M*\rho_{bois}*H}$	$\frac{1+h}{u}$	$\frac{u*R}{M*\rho_{bois}*(1+h)*H}$	$\frac{H}{u}$	$\frac{H}{u}$

Avec : u ; le coefficient de substitution d'origine

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

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

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

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

ρ_{bois} : la masse volumique anhydre du bois en t.m⁻³

Tableau 4.1 : Tableau de conversion des unités des coefficients de substitution. D'après Sathre et O'Connor, 2010.

La Figure 4.3 suivante illustre l'impact important des variations des deux propriétés de base (% de carbone ou teneur massique en carbone du bois et densité ou masse volumique du bois) sur la valeur du coefficient de substitution $2,1 \text{ kgCeq/kgC}_{\text{bois}}$ qui peut en effet varier du simple au triple sur les gammes de variations représentées (de 46 à 52% pour le taux de carbone dans le bois et de 0.3 à 0.8 pour la densité du bois).

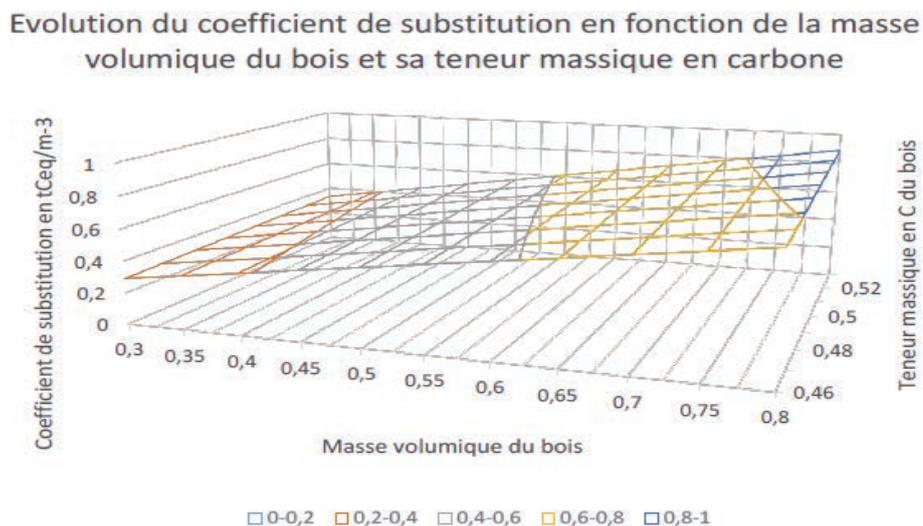
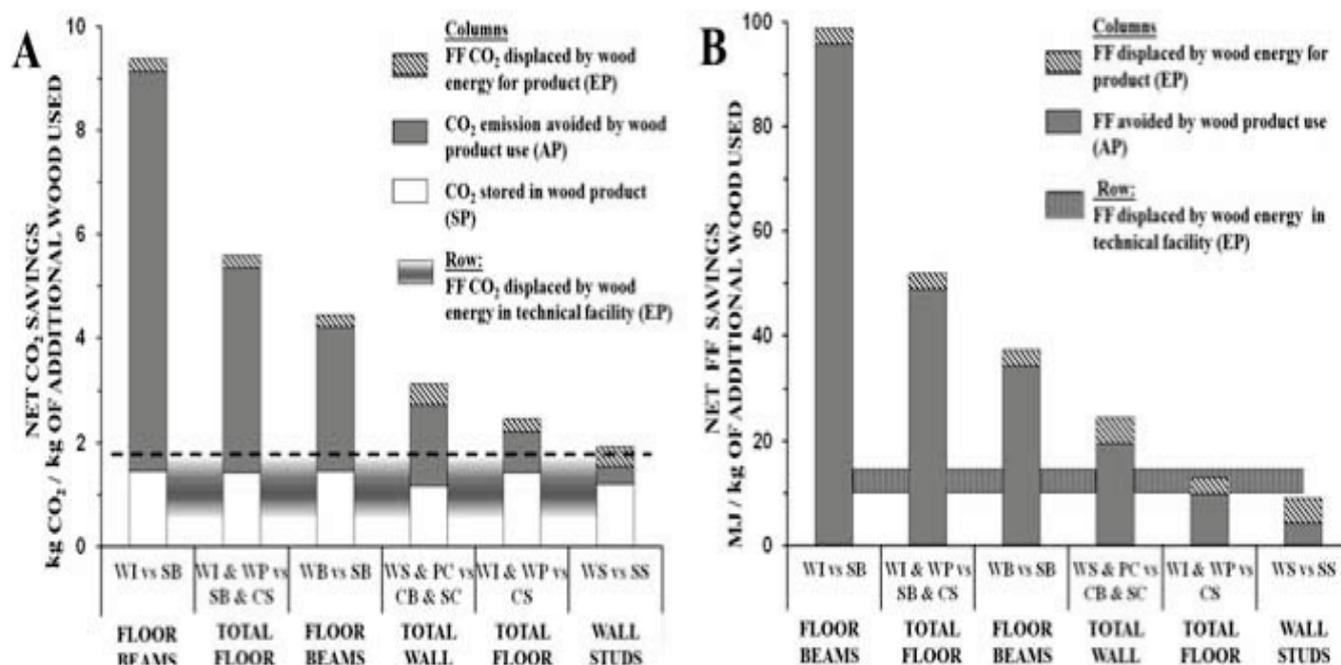


Figure 4.3: Evolution du coefficient de substitution en fonction de la masse volumique du bois et sa teneur massique en carbone

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

Comme nous le voyons dans la figure 4.4, le coefficient de substitution est très dépendant du matériau remplaçant et du matériau remplacé. Remarquons que le coefficient le plus élevé est celui de la poutre en I. On peut l'expliquer par le fait qu'une poutre en I de même volume apparent qu'une poutre normale, est, vu que ce volume n'est pas plein, plus légère pour une rigidité supérieure. De fait, il y a donc besoin de moins de masse de bois pour remplacer une poutre d'un autre type et donc le coefficient de substitution augmente.

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



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

Figure 4.4: Économies d'émissions de CO₂ et d'énergies fossiles par kg de produits bois utilisés, comparé à des alternatives « acier et béton » de composant de maison (Oliver et al., 2014)

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

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

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

II. 3. La substitution énergie

L'autre solution consiste simplement à faire brûler du bois afin de remplacer les énergies fossiles. De fait, on évite l'émission de GES fossiles. Certes, la combustion du bois génère aussi du CO₂, mais celui-ci provient de l'absorption qu'avait faite la forêt depuis l'atmosphère. Ce carbone est considéré comme du carbone biomasse et donc non-fossile, n'ayant pas d'effet sur le réchauffement climatique. Ceci n'est cependant vrai que pour les forêts gérées de façon durable.

Dans la [Figure 4.5](#), nous voyons les coefficients de substitution pour le bois énergie. On remarque immédiatement que le coefficient de substitution dépend du matériau utilisé (ici le granulé) et du matériau remplacé (le gaz naturel) mais aussi de la façon dont est fabriqué le produit. Ainsi, en fonction du combustible utilisé pour le séchage, le coefficient de substitution varie. Cela nous rappelle qu'une ACV doit toujours être faite avec précision et utilisée avec attention. Par ailleurs nous voyons que ces coefficients sont plus faibles que ceux liés à la substitution des matériaux de construction. D'où l'utilité de promouvoir l'utilisation du matériau bois pour la construction plutôt que pour le bois-énergie.

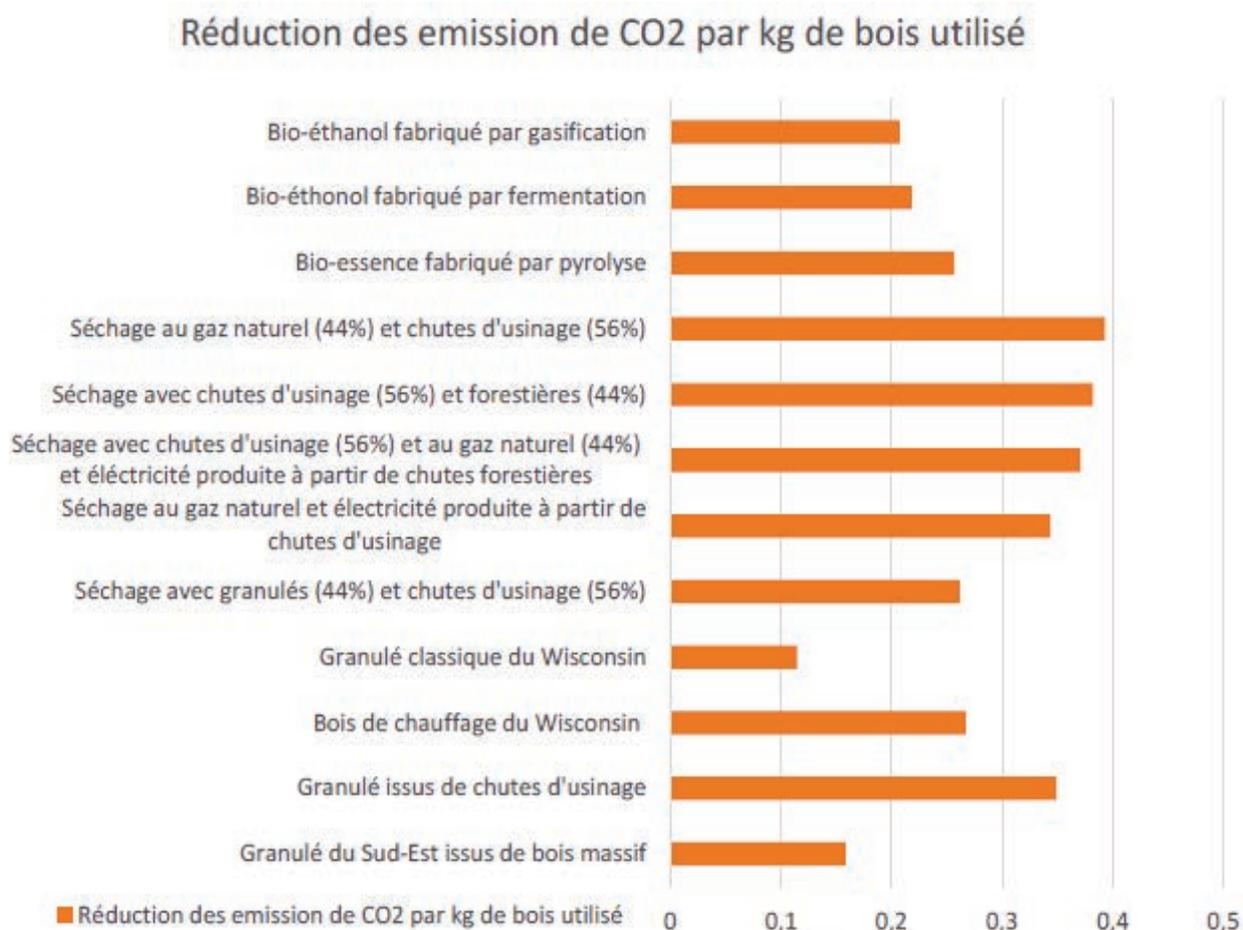


Figure 4.5: Coefficients de substitution énergétique calculés par rapport à une utilisation tout gaz naturel à l'exception des trois premiers qui le sont par rapport au gazole (Lippke et al., 2012)

Oliver *et al.* (2014) comparent l'évolution du carbone séquestré et substitué et disent qu'en-deçà d'un certain coefficient de substitution, il y a un temps de dette carbone avant lequel il y a plus d'émission de CO₂ dans le cas d'utilisation de bois que d'énergie renouvelable. Pingoud

et al. (2010)¹⁴⁵ vont plus loin car ils cherchent à déterminer l'évolution de ce temps de dette carbone en fonction du coefficient de substitution. Le temps de dette carbone est simplement le temps qu'il faut à la solution bois pour être effectivement plus efficace que la solution issue des énergies fossiles. En effet, de manière générale, la combustion du bois va émettre plus de CO₂ que celle des énergies fossiles (en particulier le gaz naturel¹⁴⁶). De fait, la concentration de CO₂ dans l'air va être plus importante après la combustion du bois énergie que de l'énergie fossile. Mais, comme il s'agit de carbone biogénique et non fossile, le renouvellement des forêts qui ont produit du bois énergie va séquestrer le carbone émis dans l'atmosphère par cette combustion de bois et faire revenir le niveau de CO₂ à son niveau d'avant la combustion. C'est le temps que prend ce phénomène que l'on appelle dette carbone. Il est souvent admis que cette dette carbone doit être prise en compte pour pouvoir estimer l'impact des substitutions des énergies fossiles par le bois-énergie. Néanmoins, Pingoud *et al.* (2010) ont cherché à déterminer quantitativement le temps de retour carbone en fonction du coefficient de substitution. En prenant en compte les effets directs et indirects des changements d'utilisation des territoires pour produire du bio-essence, ils arrivent à déterminer que le temps de retour carbone est une fonction décroissante du coefficient de substitution et qu'elle dépend aussi du type de bois-énergie utilisé. Regardons sur les courbes de la Figure 4.6.

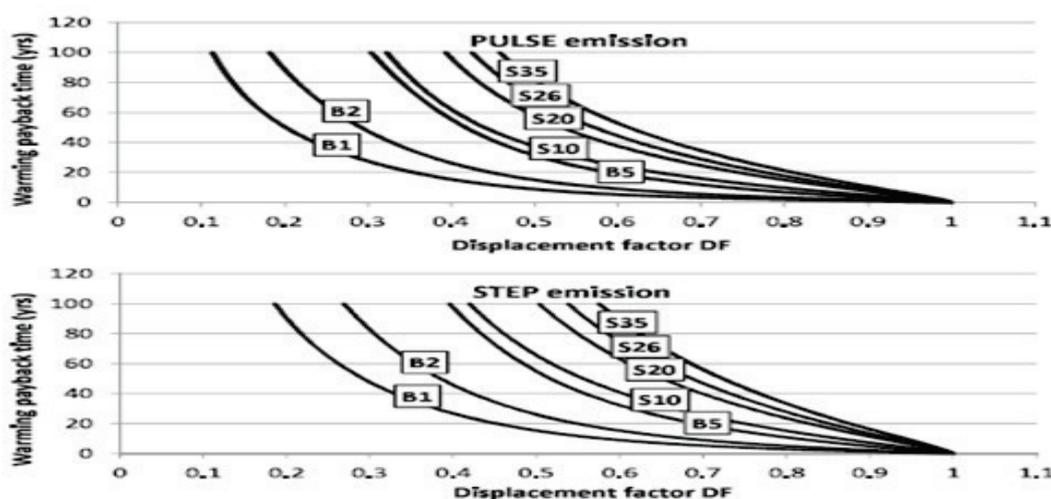


Figure 4.6: Cumulative warming pay-back time as a function of displacement factor DF for different residue diameters (branches 1, 2 and 5cm; stumps 10, 20, 26 and 35 cm) when the use is instant (pulse energy production vs. continuous (stepwise energy production).

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

¹⁴⁵ Pingoud, K.; Pohjola, J.; Valsta, L., 2010. Assessing the Integrated Climatic Impacts of Forestry and Wood Products. *Silva Fennica*, 44 (1): 155-175

¹⁴⁶ Puettmann, M.E.; Lippke, B., 2012. Woody Biomass Substitution for Thermal Energy at Softwood Lumber Mills in the US Inland Northwest. *Forest Products Journal*, 62 (4): 273-279

correspond à l'utilisation de bois-matériau. Il faut donc privilégier l'utilisation de bois-matériaux vis-à-vis du bois énergie.

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

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

On voit sur la [Figure 4.7](#) que les deux mix-énergétiques sont comparables bien que différents. L'énergie totale utilisée en France est de 152 Mtep et en Allemagne de 221 Mtep (chiffres de 2011). Regardons maintenant le mix électrique ([cf. Figure 4.8](#)). Il s'agit de l'ensemble des énergies utilisées pour produire l'électricité dans un pays. Comparons celui de la France et de l'Allemagne. On voit que contrairement au mix-énergétique, les mix-électriques français et allemand sont très différents. En effet, le mix-électrique français a la particularité d'être constitué à 75% de production nucléaire ce qui est très spécifique par rapport à l'ensemble des pays développés. Ainsi, par rapport à d'autres pays, l'électricité utilisée émettra moins de CO₂ mais plus de déchets nucléaires. De fait l'utilisation de coefficients de substitution calculés dans un autre pays pour des produits français ne sera pas strictement juste. Néanmoins, cette différence dépend de la proportion que l'énergie électrique aura dans la totalité de l'énergie utilisée pour la transformation. Par exemple, comme il est montré dans la publication de Raymer (2006)¹⁴⁷ (on admet que les processus de fabrication sont les mêmes en France) la fabrication de bois-énergie chez Rondevers ANS, Folldal, en Norvège consomme 0% d'électricité tandis que celle des briquettes chez Gruespon consomme 79% d'électricité. Ainsi la différence sera plus notable avec la France dans le second cas que dans le premier cas. Ensuite, mais cela est valable pour n'importe quel pays, il faut vérifier si les énergies considérées par l'étude correspondent bien à celle qui sont utilisées, à la fois pour le matériau-bois et le matériau substitué.

¹⁴⁷ Raymer, A.K.P., 2006. A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass & Bioenergy*, 30 (7): 605-617

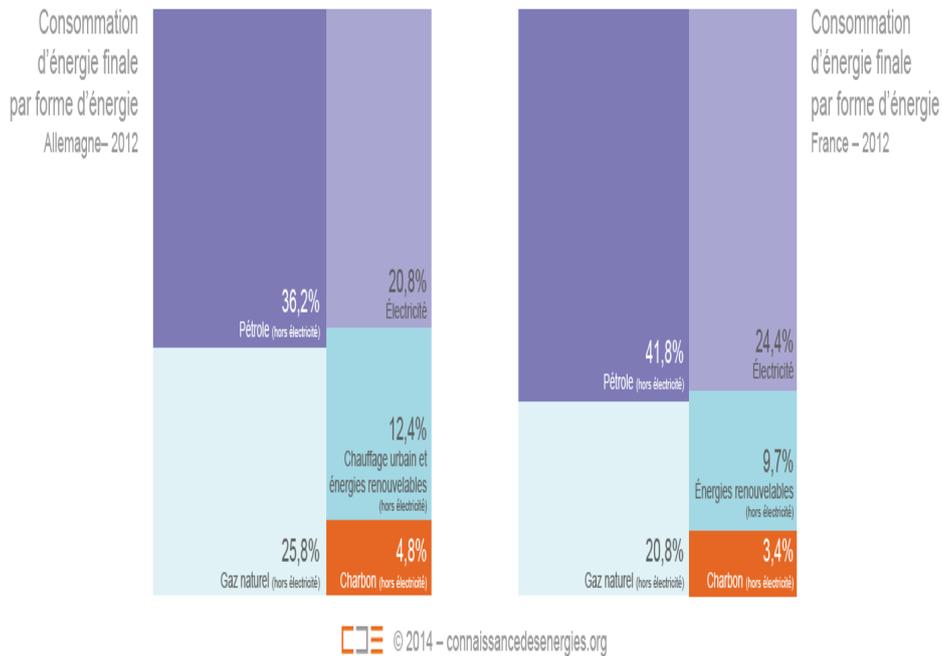


Figure 4.7: Mix énergétique national en Allemagne (gauche) et en France (droite)

source : Connaissancedesenergies.org

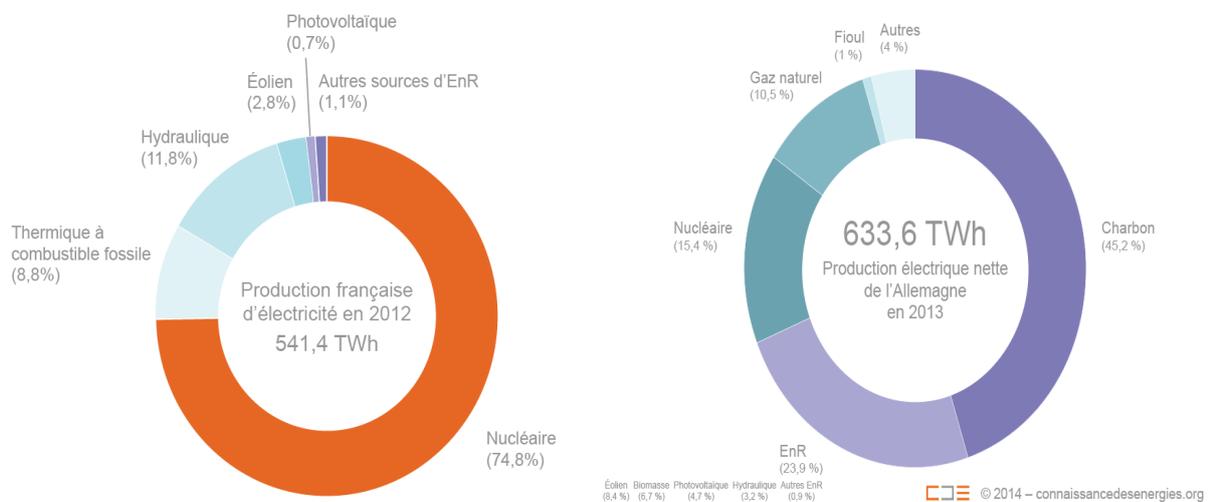


Figure 4.8 : Mix électrique national en Allemagne (droite) et France (gauche)

Source : Connaissancedesenergies.org

II.4 Discussion des résultats obtenus pour l'estimation des coefficients de substitution

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

Coefficients de substitution matériau.

Nous avons considéré ici 28 des 36 études de la méta-analyse Sathre et O'Connor (2010). Pour tenir compte du procédé constructif prépondérant en France, nous avons écarté de la liste Sathre et O'Connor les 6 études comparant la construction-bois à la construction métallique ; nous avons aussi écarté 2 études qui donnaient des valeurs anormalement élevées (outsiders). Par contre, nous avons conservé celles comparant des fabrications d'utilités en bois plutôt qu'en métal (pylônes de lignes électriques). Cette sélection donne les moyennes 1,0, 2,3 et 4,3 tC/tC comme valeurs basse, centrale et haute. Ces coefficients s'appliquent à la masse de carbone contenue dans les produits finaux mis en œuvre (une poutre, un plancher) (cf. Tableau 4.2). Les émissions évitées par l'usage des coproduits fatalement induits par la fabrication des produits finaux a été prise en compte, dans certaines études (notamment quand ces coproduits servent à produire de la chaleur ou de l'électricité ré-injectée dans le process). Nous avons donc considéré que la totalité des coproduits (ici, 50% du BO et 15% du BI) ne devaient pas être compris dans la base servant au calcul des effets de substitution-énergie (pour éviter un double compte).

La conversion des coefficients tirés de Sathre et O'Connor en tCO_2/m^3 de produit s'est faite en considérant 3 niveaux d'infradensité et 3 niveaux de concentration en carbone. Comme la construction utilise massivement les résineux, nous avons considéré la gamme correspondante (cf. Annexe 2 p. 12) (soit 0,36 à 0,44 t/m^3). Exprimé en tCO_2/m^3 de produit, le coefficient de substitution-matériau varie donc entre 0,59 et 3,47, avec une valeur centrale à 1,6 (cf. Tableau 4.2). Cette gamme est large et contient la valeur considérée par le rapport CGAAER¹⁴⁸. Ces hypothèses de coefficient de substitution matériau seront appliquées pour les calculs des bilans carbonés de la filière forêt-bois.

Tableau 4.2: Calcul de coefficients de substitution-matériau rapportés au m^3 de produits.

adapté de Sathre et O'Connor (2010)	Basse	Centrale	Haute
Displacement Factor en tC/tC	1,0	2,3	4,3
selon ρ-bois (infradensité en t/m^3 anhydre)	On ne considère que des résineux : usage en structure prépondérant (80% des sciages sont résineux) ; ces coefficients s'appliquent par m^3 de produit mis en œuvre, en revanche, ils incorporent les émissions évitées par les coproduits du bois-rond dont est issu le produit (ne pas les compter une seconde fois) en $\text{t CO}_2/\text{m}^3$ à 15% humidité.		
ρ -bois = 0,36	0,66	1,52	2,84
ρ -bois = 0,40	0,73	1,69	3,16
ρ -bois = 0,44	0,81	1,86	3,47
pour teneur C = 0,5			
ρ -bois = 0,36	0,63	1,44	2,70
ρ -bois = 0,40	0,70	1,60	3,00
ρ -bois = 0,44	0,77	1,76	3,30
pour teneur C = 0,475			
ρ -bois = 0,36	0,59	1,37	2,56
ρ -bois = 0,40	0,66	1,52	2,84
ρ -bois = 0,44	0,73	1,67	3,12
pour teneur C = 0,45			

¹⁴⁸ Madignier, M.L., Benoit, G., Roy, C., 2014. Les contributions possibles de l'agriculture et de la forêt à la lutte contre le changement climatique (*Rapport du Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux No. CGAAER n°14056*). Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux, Paris, 51p.

Coefficients de substitution énergie

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

Tableau 4.3 : Calcul des coefficients de substitution-énergie. D'après Oliver *et al.* (2014)

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

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

ANNEXE 5 : AUDITIONS DE PROFESSIONNELS DE LA FILIERE – LISTE DES ORGANISMES MOBILISES.

Professionnel Interrogé	
Christophe Bernard	Directeur Technique et Ressources Humaines d'UNISYLVA
Tammouz Enaut Helou	Responsable Technique Entrepreneurs de Travaux Forestiers - Fédération Nationale Entrepreneurs des Territoires (FNETD)
Nicolas Ferrand	EPAMARNE (Etablissement d'aménagement public)
Philippe Gaudron	Papeterie – Directeur Général de Fibre Excellence
Olivier Gleizes	Centre National de la Propriété forestière (CNPF) – Responsable de la démarche carbone
Henri Husson	Directeur Adjoint Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) - Nouvelle Aquitaine – membre FG européen « wood mobilisation » (PEI AGRI)
Alain Lesturgez	Directeur Général - Fédération nationale des Communes forestières
Gilles Martinez	Responsable approvisionnements locaux pour GARDANE – UNIPER France
Patrick Molinié	Responsable de la partie construction – FCBA
Vincent Naudet	Président Pépinières Naudet – Syndicat National des Pépiniéristes Forestier (SNPF)
Eric Plantier	Responsable PME sciage, parquets, lambris pin maritime, président du pôle Xylofutur
Bruno Rolland	CRPF Rhône Alpes
Stéphane Viéban	Coopérative- Alliance Forêt-bois

ANNEXE 6 : REBOISEMENT - INTEGRATION D'UN PROGRAMME DE REBOISEMENT DANS LE SCENARIO « INTENSIFICATION »

Jean-Charles Bastien ; Alain Bailly ; Claire Bastick ; Alain Berthelot ; Antoine Colin ; Luc Pâques

I. Objectif du plan de reboisement

I.1. Justification de l'intégration d'un plan de reboisement

La contribution de la forêt et de la filière forêt-bois à la lutte contre le changement climatique est la résultante de différents phénomènes dont les effets sont variables suivant l'échelle de temps à laquelle on les étudie. Par exemple, le puits forestier est aujourd'hui important du fait de la jeunesse des forêts françaises, mais en l'absence de développement des surfaces forestières, une augmentation des prélèvements, toutes choses égales par ailleurs, se traduirait par une diminution du puits forestier (mais une augmentation du stockage dans les produits bois et des effets de substitution). Parmi les facteurs aggravants on peut citer le vieillissement des peuplements et leur vulnérabilité croissante aux risques biotiques et abiotiques, accentuée dans un contexte de changement climatique.

Compte tenu de ces incertitudes et du taux anormalement bas de prélèvement du bois en forêt, le groupe de travail n°1 chargé de l'élaboration du Programme National de la forêt et du Bois¹⁴⁹ a proposé un scénario d'augmentation progressive mais continue de ces prélèvements selon une pente qui permet d'atteindre vers 2100 un prélèvement égal à la production biologique nette, soit une augmentation chaque année (par rapport à la précédente) de l'ordre de 750 000 m³ (valeur moyenne pouvant fluctuer entre 500 000 et 1 000 000 m³). Cette augmentation progressive a pour avantage d'une part de permettre aux industries de première transformation française d'adapter progressivement leurs capacités de production et d'autre part de ne pas être la cause de brutales pertes de production d'aménités sociales ou environnementales à grande échelle.

Ce groupe de travail a également précisé que ces augmentations de prélèvements devront nécessairement être accompagnées par un renouvellement du potentiel forestier se traduisant par une augmentation de la surface à renouveler chaque année (par rapport à la précédente) de l'ordre de 3 000 ha (soit 165 000 ha en 10 ans). Dans ce contexte, le recours aux plantations devient incontournable. Le groupe de travail estime par ailleurs essentiel de conserver et conforter la capacité de réaliser des plantations. Cela joue pour les pépiniéristes, mais aussi pour les entreprises de travaux forestiers qui, dans certaines régions, risquent actuellement une perte de savoir-faire en raison d'un faible nombre de chantiers de plantation.

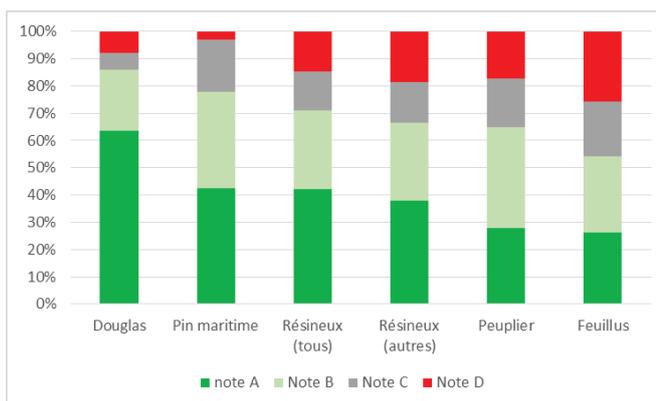
¹⁴⁹ Élaboration du Programme National de la Forêt et du Bois (PNFB) - Groupe de travail (GT) n°1 : gestion durable des forêts. Mai 2015, 42 p.

Madignier et al. (2014)¹⁵⁰ font également des propositions avec une dynamisation des sylvicultures actuellement pratiquées mais avec un plan de reboisement beaucoup plus ambitieux. Ces propositions visent en effet à accroître la surface de la forêt productive et /ou améliorer certaines surfaces forestières non valorisées par une relance du reboisement en essences résineuses productives, à hauteur de 50 000 ha par an. Sur la base de 500 000 ha mis en valeur d'ici 2030 et d'un différentiel de productivité de + 10 m³ par hectare et par an en moyenne par rapport à la situation actuelle, ces boisements et reboisements pourraient représenter d'ici 2030 une production supplémentaire d'environ 3 à 5 millions de m³ de bois par an, et par conséquent une augmentation du puits forestier de 3 à 5 million de tonnes de CO₂ par an.

La France a déjà mené, à plusieurs reprises, des programmes de reboisement ambitieux, dont le plus récent reste celui du Fonds Forestier National. Legay et Le Boulter (2014)¹⁵¹ indiquent qu'aujourd'hui environ 2 millions d'hectares sont entièrement le fruit de ces reboisements et 1 million d'hectares au moins en partie : « l'effort de l'homme pour créer ces forêts volontaires a en grande partie réussi ».

C. Ginisty et al. (1998)¹⁵² ont conduit une vaste enquête sur la réussite des reboisements aidés par le FFN (période 1973-1988). L'appréciation globale de la réussite des boisements par type d'essence a été réalisée selon 4 classes :

- *Note A : résultat excellent tant sur le plan du passé (entretiens, absence de dégâts) que de l'avenir du peuplement (vigueur et qualité des arbres, densité du peuplement).*
- *Note B : résultat satisfaisant malgré quelques lacunes constatées, l'avenir du peuplement reste valablement assuré.*
- *Note C : résultat médiocre, la parcelle présente des défauts importants et l'avenir du peuplement est compromis.*
- *Note D : résultat très mauvais, voire totalement nul, la parcelle n'a aucun avenir pour la production forestière.*



Comme l'indique le graphique ci-dessus, l'enquête a révélé le bon comportement des résineux en général, et en particulier du pin maritime et du douglas, de même que le peuplier. Les feuillus présentent en revanche les taux de réussite les plus faibles.

L'option de susciter la création de ressources nouvelles via un nouveau programme de plantations forestières à haute productivité est donc au cœur du scénario dynamique "Adaptation / Atténuation". Elle trouve pleinement sa justification en termes de :

¹⁵⁰ Madignier et al., 2014. Les contributions possibles de l'agriculture et de la forêt à la lutte contre le changement climatique. Rapport CGAER, Paris.

¹⁵¹ Legay M., Le Boulter H. (2014). Projet Nomades Fascicule 1. Eléments d'histoire et de répartition géographique des essences forestières introduites en France métropolitaine. Rapport ONF / RMT AFORCE, pp 14,15 et 23

¹⁵² Ginisty C., Ruchaud F., Baud S., Guinaudeau F. (1998). Enquête sur la réussite des boisements, reboisements et améliorations réalisés avec l'aide du Fonds Forestier National et du budget de l'Etat (période 1973-1988). Synthèse Nationale, Convention DERF/Cemagref/AFOCEL du 28 novembre 1994, 33 pages + annexes.

- Mise en œuvre d'une gestion forestière durable
- Adaptation au changement climatique
- Couplage des produits récoltés aux usages (dont bois-énergie)
- Compétitivité de la filière forêt bois dans le commerce international
- Contribution au puits de Carbone

I.2. Moyens sollicités pour y réfléchir

C'est l'hypothèse des 500 000 ha reboisés sur une période de 10 ans que l'atelier "plan de reboisement" a pris comme base pour bâtir une réflexion sur sa faisabilité et les moyens à mettre en œuvre pour la réaliser.

En termes de faisabilité et de moyens, la réflexion du groupe s'est articulée autour des questions clés suivantes :

- Quelles espèces / quelles variétés seraient aptes à produire + 10 m³/ha/an ?
- Quels scénarios sylvicoles (quelle durée de révolution) peut-on envisager pour ces +50 000ha/an et pour quels produits finaux ?
- Quelles régions de France seraient à privilégier en priorité pour ces nouveaux reboisements ?
- Les structures actuelles de production de graines, boutures et plants sont-elles aptes à assurer l'approvisionnement en matériels forestiers de reproduction ?
- Ce contexte d'un reboisement de +50 000 ha par an nécessite-il d'engager des travaux de R&D nouveaux ?
- Quelles mesures seraient à prendre pour rendre attractif ces reboisements ; quelles formes d'aide seraient à envisager ?

II. Méthodologie, mise en œuvre du plan de reboisement

II.1. Choix des espèces

La mise en place d'un plan de reboisement ambitieux à la fois sur l'étendue du reboisement proposée (500 000 ha), le délai de sa mise en place (10 ans) et le niveau de productivité exigé (+10 m³/ha/an) exige avant tout un choix judicieux des espèces qui constitueront ces nouveaux peuplements. Cet exercice est aussi contraint par les perspectives de changements globaux et particulièrement environnementaux sans oublier les menaces sanitaires : bien que certains soient déjà visibles, leurs effets ne sont pas toujours bien connus et surtout prévisibles aux échelles des reboisements.

De manière à prendre en compte ces contraintes et incertitudes, un panel de seize espèces (résineuses et feuillues) a été retenu (cf. [Tableau 6.1](#)) qui d'une part devrait permettre de couvrir les besoins de reboisement dans des conditions pédoclimatiques variées et d'autre part, assurer un revenu dans des délais courts grâce à des révolutions de moins de 50 ans. La plupart des espèces proposées sont caractérisées par des niveaux de productivité qui dépassent largement les 15 m³/ha/an ; certaines autres atteignent plus difficilement ce seuil mais permettent d'exploiter des conditions stationnelles plus contraignantes par exemple dans le massif landais ou en région méditerranéenne. D'autres enfin potentiellement intéressantes sont évoquées ; néanmoins elles sont mal connues en France et ont été pour cette raison abandonnées. *In fine*, 10 essences ont été retenues (cf. [Tableau 6.1](#)).

Tableau 6.1. Les essences retenues dans la première phase de prospection d'essences à croissance rapide et potentiellement bien adaptées aux changements globaux ; en gras, les 10 essences finalement retenues.

1- Espèces parfaitement connues et avec lesquelles il est possible de monter en puissance rapidement : - Espèces à haute productivité - Possibilité de produire rapidement des MFR de qualité	2- Espèces à fort potentiel mais : (a) Des variétés améliorées sont disponibles, mais qu'on ne sait pas produire en masse (b) La production est plus faible et l'approvisionnement en MFR de qualité n'est pas sécurisé	3- Espèces insuffisamment connues : - Capacité de production en MFR non avérée - Espèces à gros potentiel mais pas assez de connaissances sur la production à l'échelle du peuplement forestier
Pin maritime Douglas Peuplier cultivé Pin à l'encens (<i>P. taeda</i>) Epicéa de Sitka Mélèze hybride Sapin de Vancouver (<i>A. grandis</i>)	(a) Eucalyptus (a) Sequoia toujours vert (<i>S. sempervirens</i>) (b) Robinier (b) Cèdre de l'Atlas (b) Châtaignier (b) Chêne rouge	Tilleul à grandes feuilles Cupressocyparis Platane

Utilisées dans les stations qui respectent leurs exigences écologiques propres et avec une sylviculture adaptée, les essences proposées ne font pas l'objet, à ce jour, de menaces abiotiques et biotiques particulières.

Ces premiers filtres de choix d'espèces ont été complétés par la nécessité de pouvoir disposer rapidement et en quantité suffisante de matériels forestiers de qualité (graines et plants).

Approvisionnement en Matériels forestiers de reproduction (MFR) améliorés

Pour atteindre ce double objectif de reboisement (surface : 500 000 ha, productivité 10 m³/ha/an), les MFR issus de l'amélioration génétique seront privilégiés. Les principales sources d'approvisionnement sont les vergers à graines (publics et/ou privés), les peuplements semenciers classés et à défaut l'importation. Pour quelques espèces (peuplier, eucalyptus), la voie principale de diffusion est la voie clonale (cf. [Tableau 6.2](#)).

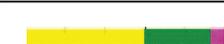
La plupart des essences proposées sont dès à présent garanties d'un approvisionnement suffisant et régulier à partir d'une ou plusieurs de ces sources. Pour le pin maritime et le douglas, les vergers français sont actuellement dimensionnés pour répondre à cette nouvelle demande. Pour le pin taeda et le cèdre de l'Atlas, les peuplements semenciers classés français devraient satisfaire la demande. Pour d'autres espèces (notamment l'épicéa de Sitka et le sapin de Vancouver), des importations à partir des pays d'origine (USA) ou de pays européens seront indispensables.

Néanmoins pour quelques autres essences émergentes, une montée en puissance de la production de plants à partir de techniques de production en masse déjà disponibles exigera une mobilisation de toute la filière graines et plants, soutenue par la recherche. C'est le cas

du sequoia, de l'eucalyptus et en partie pour le mélèze hybride pour lequel des vergers d'hybridation existent déjà en France et en Europe.

Une étude sur les structures de production-récolte de MFR et leur capacité de répondre à une reprise des reboisements est d'ailleurs en cours au sein de la section « arbres forestiers » du CTPS.

Tableau 6.2. Essences retenues dans la seconde phase et caractéristiques d'approvisionnement en MFR

Espèce	Espèce réglementée	Propagation	Structure de production en France	Pays d'imposition	Nb plants vendus (2015)	Proportion de matériel amélioré	Catégories commerciales	Densité de plantation	Surfaces potentielles de reboisement (ha)	Satisfaction des besoins
Douglas	Oui	Graines	Vergers à Graines	USA	9 005 953	97%		1 300	7 167	Oui
Épicéa de Sitka	Oui	Graines Boutures	Peuplements Familles	USA / UK	1 195 565	31%		1 300	920	Oui
Mélèze hybride	Oui	Graines Boutures	Vergers à Graines	DK / NL	614 492	93%		1 100	559	Montée en puissance nécessaire
Peupliers cultivés	Oui	Boutures	Clones		673 127	100%		200	3 366	Oui
Pin maritime	Oui	Graines	Vergers à Graines		44 233 269	99%		1 300	34 026	Oui
Pin taeda	Oui	Graines	Peuplements		1 427 769	0%		1 500	952	Besoin de nouveaux vergers
Sapin de Vancouver	Oui	Graines	Peuplements	USA	191 775	6%		1 300	148	Oui
Eucalyptus (gunnii & gundal)	Oui	Graines Boutures	Peuplements Clones	Australie	205 421	100%		1 300	158	Montée en puissance nécessaire
Cèdre de l'Atlas	Oui	Graines	Peuplements		325 307	48%		1 300	250	Oui
Sequoia sempervirens	Non	Boutures	Clones						0	Montée en puissance nécessaire

Pour le projet de reboisement imaginé ici (50 000 ha/an, pendant 10 ans) les besoins supplémentaires en plants, compte-tenu des scénarios envisagés, s'élèvent à environ 60 M de plants toutes essences confondues (cf. Tableau 6.3). Ajoutés aux besoins « habituels », cette demande supplémentaire pourra être satisfaite plus ou moins facilement selon les essences. Ces éléments sont discutés dans les fiches espèces figurant en fin d'annexe.

Tableau 6.3. Besoins supplémentaires de MFR nécessaires au plan de reboisement

Essence	Surf. Reb. en 10 ans (ha)	Surf. par an (ha)	Scénar.	Surf. par scénar. (ha)	densité/ha	Besoin annuel en plants	Total annuel par essence
Douglas	122050	12205	BO classique	9764	1111	10847804	
Douglas			Semi-dédié	2441	1666	4066706	14914510
P. maritime	119375	11938	BO classique	9550	1250	11937500	
P. maritime			Semi-dédié	2388	2000	4775000	16712500
P. taeda	20200	2020	BO classique	1616	1666	2692256	
P. taeda			Sans éclaircie	404	1250	505000	3197256
Mélèze hyb.	65375	6538	BO classique	5230	1111	5810530	
Mélèze hyb.			Semi-dédié	654	2500	1634375	
Mélèze hyb.			Biomasse	654	2200	1438250	8883155
Eucalyptus	14700	1470	Biomasse	1470	1250	1837500	1837500
Peuplier	62350	6235	BO classique	5612	204	1144746	
Peuplier			Biomasse	624	1428	890358	2035104
S. semper.	12100	1210	Semi-dédié	968	1250	1210000	
S. semper.			Biomasse	242	1250	302500	1512500
A. grandis	35500	3550	BO classique	1775	1111	1972025	
A. grandis			Semi-dédié	1065	1666	1774290	
A. grandis			Biomasse	710	1666	1182860	4929175
E. de Sitka	42350	4235	BO classique	3388	1111	3764068	
E. de Sitka			Semi-dédié	424	1666	705551	
E. de Sitka			Biomasse	424	1666	705551	5175170
Cèdre Atlas	6500	650	BO classique	650	1111	722150	722150
	500500	50050					59919020

Un entretien réalisé avec un représentant des pépiniéristes forestiers, nous permet de penser que le réseau des pépinières forestières françaises sera en mesure de s'adapter très rapidement à la production des 60 millions de plants nécessaires pour réaliser 50 000 ha de reboisement par an. Toutes espèces confondues, 40 % des plants (24 millions) pourraient être produits en godets et 60 % (36 millions) en racines nues. Les 36 millions de plants produits en racines nues représentent 240 ha supplémentaires de pépinière en production. D'après les pépiniéristes, ces surfaces de pépinière sont disponibles.

Types de sylviculture retenus

Pour assurer une productivité d'au moins 10 m³/ha/an, des sylvicultures dynamiques devront être mises en place. Elles viseront des révolutions souvent bien en-deçà de 50 ans. Selon les caractéristiques de chaque espèce, un ou plusieurs des scénarii suivants ont été proposés ; ils concernent :

- Sylviculture '*classique*' : avec une densité initiale de 1100-1200 tiges/ha, 3-4 éclaircies régulières avant une coupe à blanc avant 50 ans ; (204 tiges/ha pour le peuplier et

- aucune éclaircie),
- Sylviculture '*semi-dédiée*' : avec une densité initiale plus forte, 1600-2000 tiges/ha, 2 éclaircies maximum avec une première intervention autour de 20 ans, et une révolution plus courte que dans la sylviculture classique. Les premiers produits sont destinés à la production de biomasse ; la coupe finale permettant de collecter du bois d'œuvre et de la biomasse,
 - Sylviculture '*biomasse*' : l'objectif est ici clairement de raccourcir au maximum les rotations en limitant les interventions pour une production de bois de trituration. On vise des révolutions de 10-30 ans maximum. Dans ce scénario, sont inclus les taillis à courte rotation (TCR) pour les essences qui s'y prêtent (peuplier, séquoia, eucalyptus) mais aussi les futaies à courte révolution pour les autres (épicéa de Sitka, mélèze hybride, pin taeda, sapin de Vancouver).

Avec un objectif affiché de forte productivité et pour des facilités évidentes de gestion (et de simulation - voir la suite), seules des sylvicultures en peuplements équiennes et mono-spécifiques ont été retenues. Leur acceptabilité sociale n'est pas considérée ici. Néanmoins à l'échelle d'un massif, la constitution de mosaïques de peuplements d'espèces et d'âges variés peut être encouragée pour améliorer la résilience des massifs.

Le tableau suivant montre les scénarii retenus pour chaque essence et les hypothèses de production et de révolution utilisées pour la simulation. L'ensemble des scénarios sont détaillés dans le [Tableau 6.5](#).

Tableau 6.4. Hypothèses de productivité en m³/ha/an et de révolution (entre parenthèses, en années) selon différents scénarios sylvicoles, retenues pour la simulation

Ces chiffres sont issus d'expérimentations, en France ou dans des conditions pédoclimatiques similaires.

Essences	Scénarios sylvicoles		
	Classique	Semi-dédié	Biomasse
Douglas	16,1 (40-50)	17,2 (44)	-
Epicéa de Sitka	30,1 (45)	29,8 (40)	25,7 (30)
Mélèze hybride	15,3 (40)	19,2 (42)	24,4 (20)
Peupliers cultivés	17,0 (20)	-	24,0 (10)
Pin maritime	10,5 (45)	11,8 (39)	-
Pin taeda	16,3 (30)	15,2 (25)	-
Sapin de Vancouver	30,0 (40)	28,0 (30)	22,0 (25)
Eucalyptus (gun & gundal)	-	-	19,0 (10)
Cèdre de l'Atlas	10,8 (60)	-	-
Sequoia sempervirens	-	29,0 (45)	26,0 (30)

Les niveaux de productivité élevés, les révolutions courtes visées et le mode d'exploitation par coupe à blanc proposé imposeront un suivi de la fertilité des nouveaux reboisements avec si besoin, au fil des cycles de régénération, des apports d'amendements et d'engrais.

Tableau 6.5: Scénarii sylvicoles détaillés pour les 10 essences du reboisement

Essence	Scénario	N tiges/ha initiale	Révolution ou rotation	Productivité (m3/ha/an)	Production totale (m3/ha)	N Eclaircie	Age écl.1	Vol. éd.1	Age éd.2	Vol. éd.2	Age éd.3	Vol. éd.3	Age éd.4	Vol. éd.4	Age éd.5	Vol. éd.5
Douglas	BO classique	1111	50	17,5	873	3	20	58	30	112	40	93	/	/	/	/
Douglas	Semi-dédié	1666	44	17,2	758	2	25	111	32	92	/	/	/	/	/	/
Pin maritime	BO classique	1250	45	10,5	474	4	14	21	20	43	26	44	33	54	/	/
Pin maritime	Semi-dédié	2000	39	11,8	460	2	16	47	22	34	/	/	/	/	/	/
Pin taeda	BO classique	1666	30	16,3	490	3	15	72	20	82	25	85	/	/	/	/
Pin taeda	Sans éclaircie	1250	25	15,2	381	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Mélèze hybride	BO classique	1111	40	16,3	650	5	12	47	18	61	24	84	30	76	36	75
Mélèze hybride	Semi-dédié	2500	42	19,2	805	4	18	60	24	78	30	82	36	105	/	/
Mélèze hybride	Biomasse	2200	20	24,4	488	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Eucalyptus	Biomasse	1250	10	19,0	190	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Peuplier	BO classique	204	20	17,0	340	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Peuplier	Biomasse	1428	10	24,0	240	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Sequoia sempervirens	Semi-dédié	1250	45	29,0	1305	2	20	190	30	145	/	/	/	/	/	/
Sequoia sempervirens	Biomasse	1250	30	26,0	780	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Sapin de Vancouver	BO classique	1111	40	30,0	1200	3	20	110	28	120	35	150	/	/	/	/
Sapin de Vancouver	Semi-dédié	1666	30	28,0	840	2	17	110	25	110	/	/	/	/	/	/
Sapin de Vancouver	Biomasse	1666	25	22,0	550	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Epicéa de Sitka	BO classique	1111	45	30,1	1353	4	17	71	23	91	30	129	38	136	/	/
Epicéa de Sitka	Semi-dédié	1666	40	29,8	1193	2	20	133	28	132	/	/	/	/	/	/
Epicéa de Sitka	Biomasse	1666	30	25,7	772	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Cèdre	BO classique	1111	60	10,8	650	4	20	75	30	55	40	70	50	105	/	/

En annexe, pour chacune des essences proposées, une fiche récapitule ses caractéristiques écologiques et sylvicoles, les scénarios sylvicoles retenus, et les matériels forestiers de reproduction disponibles pour le reboisement. Elle inclut aussi la part de l'espèce dans l'effort de reboisement et les sylvo-régions où il est proposé de les déployer (cf. [Fiches reboisement en fin d'annexe](#))

II.2. Choix des zones du reboisement

Dans le cadre d'une étude menée par l'IGN pour des évaluations de la ressource disponible à l'horizon 2035¹⁵³ en France, 116 domaines d'étude (cf. [Annexe 12 pp. 1-2 et 32](#)) ont été définis pour décrire la ressource, à partir de 4 critères :

- Le type de couverture boisée : peupleraie / forêts fermées / forêts ouvertes
- La zone géographique : grandes régions écologiques (GRECO)
- L'essence objectif de la gestion : 20 essences (ou groupes d'essences)
- La catégorie de propriété : domaniales / collectivités / privées

Identification des zones potentiellement reboisables

Afin de définir et de localiser les surfaces potentielles où pourraient porter l'effort de reboisement au sein des 116 strates IGN, une clé d'identification a été proposée et mise en œuvre à partir des données descriptives disponibles à l'IGN.

¹⁵³ Colin, A., & Thivolle-Cazat, A. (2016). Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035.

Dans un premier temps, des critères d'exclusion ont été identifiés, permettant de retenir uniquement les surfaces « éligibles » pour du reboisement dans chacune des 116 strates. Les critères retenus abordent des aspects réglementaires, écologiques ou techniques, qui visent tous à favoriser l'établissement de plantations faciles à mettre en place, productives et aisément mobilisables. Ces critères sont détaillés en [Figures 6.1 et 6.2](#). Cette démarche a été appliquée pour les peuplements « hors peupleraies ». Le cas particulier des peupleraies a été traité séparément.

➤ Peuplements « hors peupleraies » (avec plantations) (cf. Figure 6.1) :

La liste des critères d'exclusion des surfaces forestières est la suivante :

- 1) **Forêts disponibles pour la production de bois** : Les bosquets, les zones difficilement accessibles, les zones protégées ou réservées aux loisirs, les zones exploitées portant déjà un projet de reboisement, ont été exclues des surfaces.
- 2) **Enjeu de production de bois** : Les ZNIEFF I, les zones Natura 2000, les zones à fonction de protection et les terrains militaires ont été exclues des surfaces.
- 3) **Facteurs écologiques limitants** : Les zones avec une RUM (réserve utile minimum) inférieure à 70 mm, celles d'une altitude supérieure à 1200 m, ainsi que les zones ayant des sols toujours engorgés ont été exclues des surfaces.
- 4) **Facteurs économiques d'exploitabilité** : Les zones avec une pente supérieure à 30%, celles avec une distance de débardage supérieure à 500 m, ainsi que les zones où il n'y a pas de possibilité de création de pistes ont été exclues.

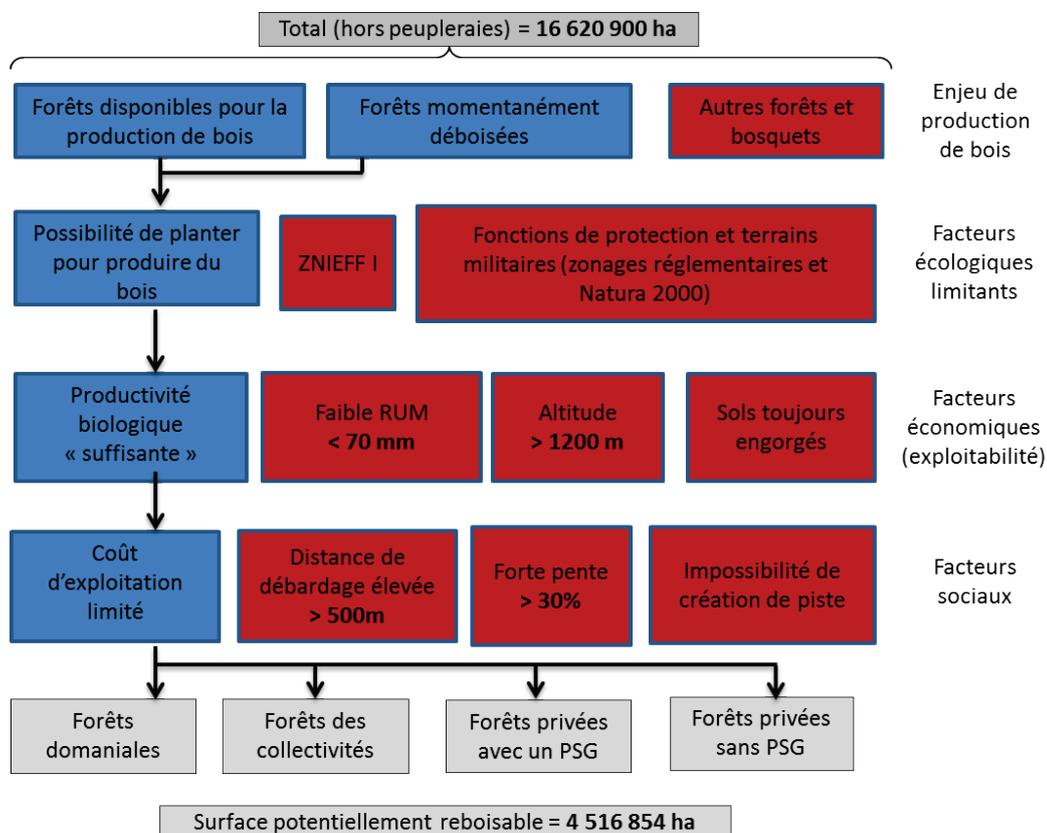


Figure 6.1. Clé de détermination des surfaces potentiellement reboisables (hors peupleraies)

La surface totale des 116 strates IGN représente 16.620.900 hectares. Après avoir appliqué ces critères d'exclusion à la surface totale des forêts recensées par l'IGN, nous avons pu connaître la surface potentiellement reboisible, qui représente 27% de la surface totale des 116 strates, soit **4.516.854 hectares**.

➤ Zones de peupleraies (cf. Figure 6.2):

La liste des **critères d'exclusion** des surfaces de peupleraies est la suivante :

- 1) **Enjeu de production de bois** : Les ZNIEFF I, les zones Natura 2000, les zones à fonction de protection et les terrains militaires ont été exclues des surfaces.
- 2) **Entretien des peupleraies** : Les critères utilisés pour les peuplements « hors peupleraies » étant peu pertinents, nous avons décidé de retenir les peupleraies qualifiées de « non entretenues » en considérant qu'elles pouvaient voir leur productivité augmenter avec des entretiens adéquats.

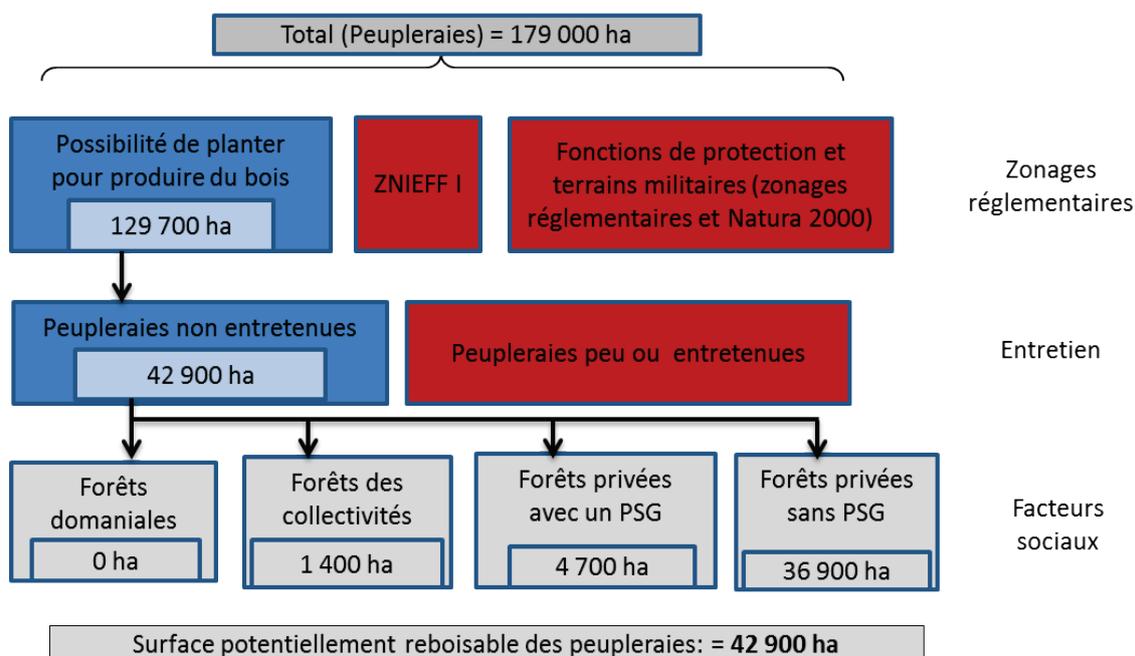


Figure 6.2 : Clé de détermination des surfaces potentiellement reboisables en peupleraie

La surface totale des peupleraies recensées par l'IGN représente 179.000 hectares. Après avoir appliqué ces critères d'exclusion à cette surface, nous avons pu connaître la surface potentiellement reboisible des peupleraies qui s'élève à 42.900 hectares.

Choix des zones à reboiser en priorité dans les zones potentiellement reboisables identifiées dans les 116 strates IGN.

Parmi les surfaces « potentiellement » reboisables obtenues précédemment, soit 4.516.854 hectares dans les peuplements hors peupleraies, et 42.900 hectares dans les peupleraies non entretenues, nous avons choisis les zones à reboiser en priorité en nous basant sur les strates définies par l'IGN.

Le choix des strates qui pourraient être considérées comme prioritaires pour le plan de reboisement a suivi un processus en 5 étapes, décrites ci-dessous.

➤ Etape 1 - Strates appartenant aux GRECO considérées comme prioritaires : GRECO A, B, G, F, correspondant au très grand ouest de la France :

L'effort a porté en priorité sur ces GRECO (Grand Ouest cristallin et océanique, Centre Nord semi-océanique, Sud-Ouest océanique et Massif Central) car elles sont globalement jugées aptes à porter des boisements productifs et souffrent de peu de contraintes écologiques ou techniques. Le changement d'essence peut y améliorer sensiblement la productivité.

Les zones exclues correspondent aux critères déjà mentionnés dans le paragraphe précédent et nous avons retiré également les plantations déjà existantes, en considérant que ces plantations étaient déjà productives.

Sur les zones restantes, nous avons retenu les strates pour lesquelles le taux de prélèvement actuel était inférieur ou égal à 30 %, en considérant que ces faibles prélèvements étaient révélateurs d'une faible intensité de gestion des peuplements. D'autres strates ont encore été écartées sur des critères de « valeur » des peuplements en place.

Certaines strates correspondant aux critères d'éligibilité décrits jusqu'à ce stade n'ont pas été retenues pour diverses raisons, liées à l'essence principale des strates

- Les peuplements de chêne pubescent sont sans doute situés sur les stations les plus difficiles, et il paraît compliqué de les remplacer par une essence très productive.
- Les peuplements de feuillus précieux (valeur des essences) et de robinier (déjà très productif).

La surface totale des strates IGN appartenant aux GRECO A, B, G, F représente 945.916 hectares. Les 7 strates retenues pour le reboisement sur la surface totale des strates de ces GRECO représentent **396.425 hectares potentiellement reboisables**. Ce sont très majoritairement des forêts privées et composées, selon la nomenclature IGN, d'*autres feuillus*.

➤ Etape 2 - Strates appartenant aux GRECO considérées comme secondaires : GRECO C, D, E :

Dans un deuxième temps, nous avons élargi la recherche aux strates des GRECO C, D et E (Grand Est semi-continentale, Jura et Vosges) en appliquant toujours les mêmes critères de choix que pour les GRECO précédentes, notamment en excluant les plantations et en retenant les strates ayant un taux de prélèvement inférieur ou égal à 30 %.

Certaines strates correspondant aux critères d'éligibilité décrits jusqu'à ce stade n'ont pas été retenues pour diverses raisons, liées à l'essence principale des strates. Par exemple, les peuplements de hêtre, particulièrement importants dans ces GRECO n'ont pas été retenus.

La surface totale des strates IGN appartenant aux GRECO C, D, E représente 341.295 hectares. Les 3 strates retenues pour le reboisement sur la surface totale des strates de ces

GRECO représentent **96.434 hectares potentiellement reboisables**. Ce sont très majoritairement des forêts privées et ont pour essence principale « autres feuillus ».

➤ Etape 3 - Strates correspondant à des peuplements en impasse sylvicole (en incluant les plantations)

Dans un troisième temps, nous avons décidé d'élargir la recherche à des strates correspondant à des peuplements composés d'essences confrontées à des baisses de croissance sensibles, liées à des attaques d'agents pathogènes émergents (frêne, pin laricio) ou à des problèmes de vieillissement des souches (châtaignier). A ce titre, les plantations de frêne et de pin laricio ont été réintégrées aux surfaces des strates et le filtre sur le taux de prélèvement n'a pas été appliqué.

A ce stade, pour le frêne, seules les plantations ont été retenues dans les GRECO A et B ; tous les peuplements de frêne (peuplements et plantations) ont été retenus dans la GRECO C. Pour le pin laricio, les strates (incluant les plantations) retenues sont situées dans les GRECO A et B. Enfin les peuplements retenus de châtaignier sont situés dans les GRECO F, G (zone ouest) et I.

La surface totale des strates IGN correspondant aux peuplements (incluant les plantations) de frêne, pin laricio et châtaignier représente 479.954 hectares. Les 4 strates retenues, en forêt privée uniquement, portent naturellement en essence principale : le frêne, le pin laricio et le châtaignier et représentent **262.759 hectares potentiellement reboisables**.

➤ Etape 4 - Strates de la GRECO J (pour le cèdre en région méditerranéenne)

En région méditerranéenne, nous avons considéré que le cèdre pouvait améliorer la productivité de la forêt sur les meilleurs terrains.

La surface totale des strates IGN correspondant à la GRECO J (en excluant les plantations) représente 137.347 hectares. Nous avons retenu uniquement deux strates parmi celles-ci, dont l'essence principale est (dans la nomenclature IGN) *autres résineux* et ayant un taux de prélèvement faible. Dans ces deux strates, **7.942 hectares sont potentiellement reboisables**.

➤ Etape 5 - Peupliers

Comme indiqué au chapitre précédent, toutes GRECO confondues, la surface des peupleraies « non entretenues » qui pourraient faire l'objet d'un reboisement s'élève à **42 900 ha potentiellement reboisables**.

A l'issue de ces 5 étapes, la somme des surfaces potentiellement reboisables s'élèvent à **806 460 hectares**. Pour « tenir » l'objectif de 500 000 ha de reboisement, nous avons appliqué un « taux de reboisement », variant de 40 à 90%, selon les zones géographiques et les types de peuplement concernés (cf. [Tableau 6.6](#)).

- Pour les GRECO prioritaires : entre 70 et 90 % sauf pour la strate frêne commun, importante en surface et localisée en GRECO B pour laquelle nous avons retenu 40 %,
- Pour les GRECO secondaires : autour de 50 %,
- Pour les peuplements en impasse sylvicole : environ 40 % pour le frêne commun ; environ 75 % pour le pin laricio et 50 % pour le châtaignier,

- Pour la GRECO J et le cèdre en région méditerranéenne : autour de 80 %,
- Pour les peupleraies non entretenues : autour de 50 %.

Tableau 6.6. Résumé des surfaces (ha) retenues à chaque étape de sélection et GRECO ou peuplements concernés

Étape	Nb de strates	Surface totale des strates	Surface potentiellement reboisible	% Surf. reboisible / Surf. totale	Surfaces retenues pour le projet de 500 000 ha	% Surf. retenues / Surf. reboisible	% Surf. retenues / Surf. totale
GRECO prioritaires A, B, F et G	7	945 916	396 425	42 %	286 000	72 %	30 %
GRECO secondaires C, D et E	3	341 295	96 434	28 %	53 000	55 %	16 %
Peuplements en impasse sylvicole	4	479 954	262 759	55 %	135 000	51 %	28 %
GRECO J (région méditerranéenne)	2	137 347	7 942	6 %	6 500	82 %	5 %
Peupleraies	n.d.	179 000	42 900	24 %	20 000	47 %	11 %
Total		2 083 512	806 460	39 %	500 500	62 %	24 %

II.3. Affectation des essences dans les strates

Après avoir choisi les zones et les surfaces de reboisement parmi les 116 strates IGN, nous avons imaginé une répartition des essences au sein de ces strates sur la base de l'adaptation pédoclimatique des essences. Le détail de cette répartition est détaillé dans le [Tableau 6.7](#) ci-dessous.

De la même façon, pour chaque espèce, un ou plusieurs itinéraires sylvicoles ont été proposés et, là encore, une ventilation des itinéraires a été appliquée. Cette répartition est explicitée dans le [Tableau 6.8](#). En revanche, par souci de simplification, la ventilation des différents itinéraires sylvicoles a été la même quelle que soit la zone de reboisement en France (pas de régionalisation).

Tableau 6.7. Proportion des différentes essences de reboisement en fonction des GRECO ou des strates retenues

GRECO (et Strates)	Essences objectif actuelles	Essences de remplacement	Justification du choix
GRECO A (FF14 et FF31)	Autres feuillus et chênes nobles	Epicéa de Sitka : 35 % Douglas : 20 % Abies grandis : 20 % Mélèze hybride : 15 % Sequoia sempervirens : 10 %	<i>Augmentation de la productivité</i>
GRECO A et B (FR20)	Pin Laricio	Pin maritime : 65 % Pin taeda : 20 % Douglas : 5 % Mélèze hybride : 5 % Abies grandis : 5 % Peuplier : 70 % Mélèze hybride : 30 %	<i>Selon les GRECO et le type de sol : remplacement du pin laricio malade par essence plus productive</i>
GRECO A, B et C (FF49 et FF50)	Frêne commun	Peuplier : 70 % Mélèze hybride : 30 %	<i>Remplacement du frêne malade par essence plus productive</i>
GRECO C, D et E (FF09, FF16 et FF17)	Autres feuillus	Douglas : 80 % Mélèze hybride : 20 %	<i>Augmentation de la productivité</i>
GRECO F (FR07 et FF18)	Autres feuillus et autres résineux	Pin maritime : 70 % Pin taeda : 10 % Eucalyptus : 10 % Douglas : 5 % Mélèze hybride : 5 %	<i>Augmentation de la productivité</i>
GRECO G (FF19)	Autres feuillus	Douglas : 70 % Mélèze hybride : 15 % Abies grandis : 15 %	<i>Augmentation de la productivité</i>
GRECO F et G (FF10)	Autres feuillus	Douglas : 40 % Pin maritime : 30 % Pin taeda : 10 % Eucalyptus : 10 % Mélèze hybride : 5 % Abies grandis : 10 %	<i>Augmentation de la productivité</i>
GRECO F, GzOu et I (FF03)	Châtaignier	Pin maritime : 70 % Pin taeda : 10 % Eucalyptus : 10 % Douglas : 5 % Mélèze hybride : 5 %	<i>Selon les GRECO et le type de sol : remplacement du châtaignier dépérissant par essence plus productive</i>
GRECO J (FR04 et FR11)	Autres résineux	Cèdre de l'Atlas : 100 %	<i>Mise en valeur des moins mauvais sols</i>
Strate peupleraie	Peuplier non entretenus	Peuplier : 100 %	<i>Augmentation de la productivité</i>

Tableau 6.8 : Ventilation des différents itinéraires sylvicoles en fonction des essences

Essence / Scénario	BO classique	Semi-dédié	Biomasse
Douglas	80 %	20 %	
Pin maritime	80 %	20 %	
Pin taeda	80 %	20 %	
Mélèze hybride	80 %	10 %	10 %
Eucalyptus			100 %
Peuplier	90 %		10 %
Sequoia sempervirens		80 %	20 %
Sapin de Vancouver	50 %	30 %	20 %
Epicéa de Sitka	80 %	10 %	10 %
Cèdre	100 %		

III. Résultats suite aux hypothèses de mise en place de 500.000 ha sur 10 ans

III.1. Choix d'une dynamique des reboisements

Une dynamique de reboisement a également été proposée, prenant en compte la « montée en puissance » de l'effort de reboisement au cours des 10 prochaines années (cf. Figure 6.3):

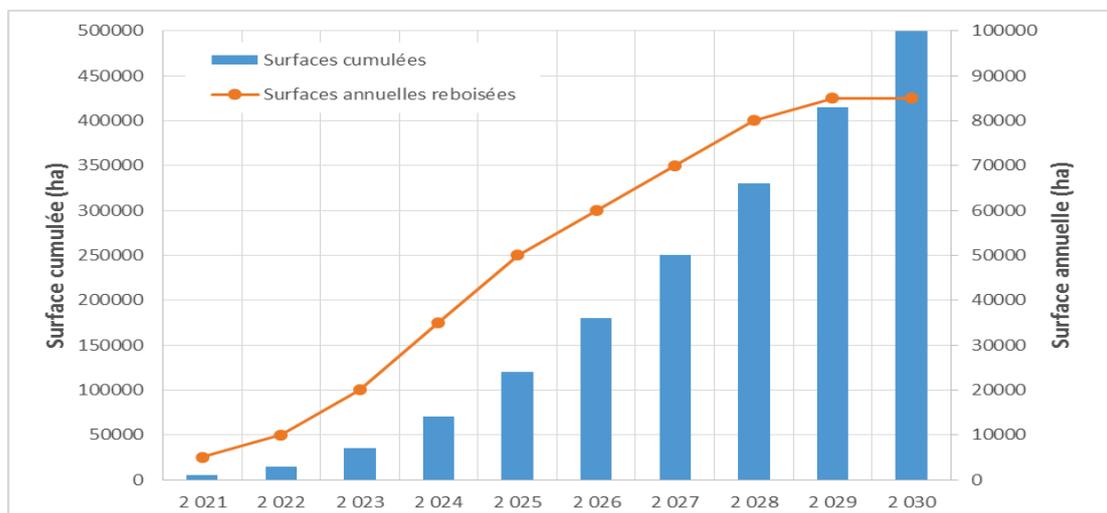


Figure 6.3 : Surfaces reboisées annuellement et cumulées de 2020 à 2030

III.2. Surfaces reboisées en 10 ans par essence et par strate

La Figure 6.4 résume les surfaces dédiées à chaque essence retenue dans le plan de reboisement. Le Douglas et le pin maritime constituent les deux principales essences, suivies de deux espèces d'importance moyenne (Mélèze hybride et Peuplier). Les six autres essences se partagent les surfaces restantes, pour un total d'un quart des reboisements.

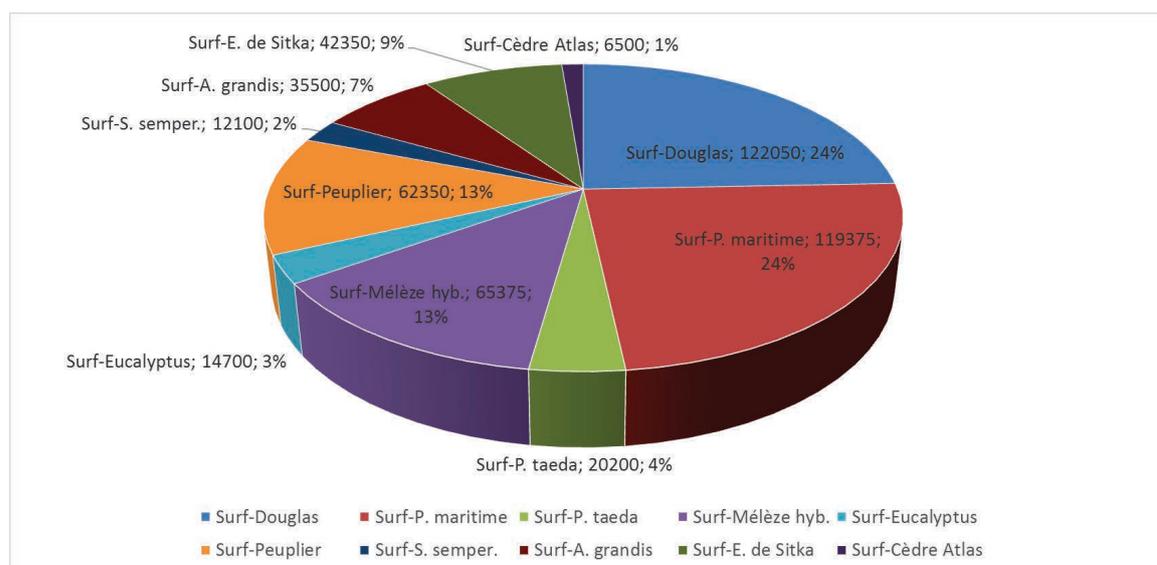


Figure 6.4 : Pourcentage d'utilisation de chaque espèce dans le plan de reboisement

La Figure 6.5 illustre l'importance relative des surfaces totales, potentiellement reboisables

et à reboiser dans les strates retenues au cours des 5 étapes de la démarche. L'effort principal concerne les peuplements essentiellement feuillus dans les GRECO prioritaires (grande moitié Ouest de la France) et les peuplements en impasse sylvicole (84 %). Un complément non négligeable est fourni dans les GRECO secondaires (11 %), tandis que la région méditerranéenne et la strate « peupleraies non entretenues » complètent le projet (5 %).

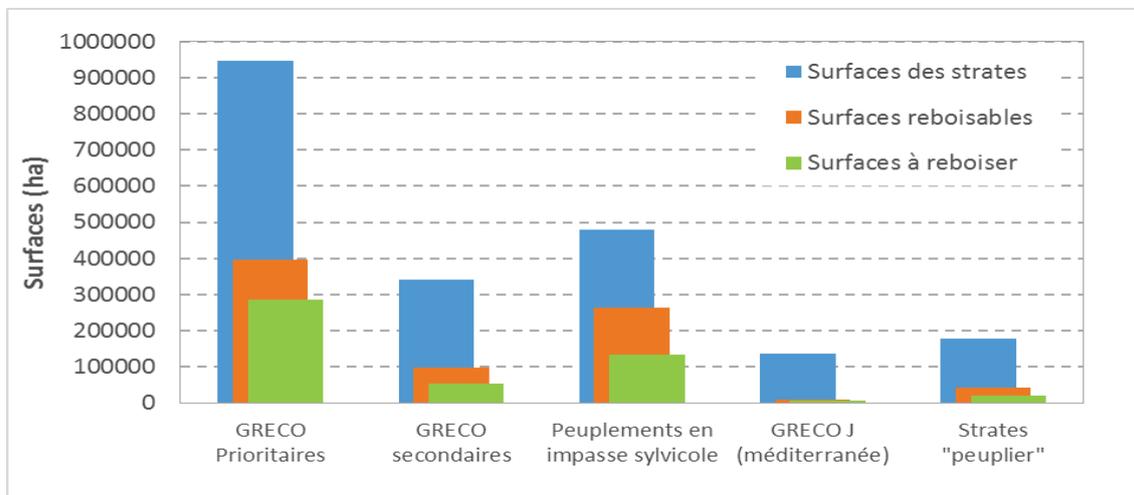


Figure 6.5: Surfaces totale des strates, surfaces potentiellement reboisables et surfaces retenues dans le plan de reboisement par types de situation

FICHE ESPÈCE

Cèdre de l'Atlas

Cedrus atlantica Manetti

Statut actuel en France :

Date d'introduction en France : vers 1850

Surface : 16 500 ha en France.

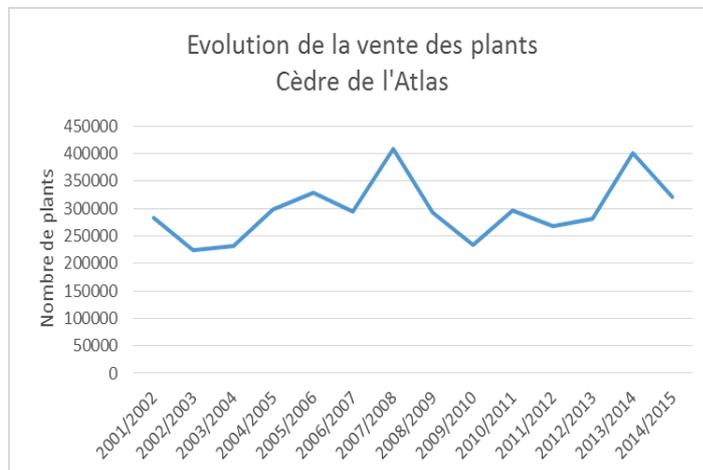
Plus des ¾ du massif français de Cèdre de l'Atlas sont concentrés dans trois régions : Midi-Pyrénées – Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte-D'azur et Auvergne-Rhône-Alpes

Infos sur la production :

Volume sur pied : 1,5 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 5,3 m³/ha/an.

Production biologique en France aujourd'hui : 81 700 m³/an.



Justification du choix de l'espèce :

Essence rustique dont la productivité est l'une des plus élevées en milieu méditerranéen (jusqu'à 10 m³/ha/an dans certaines stations).

Age d'exploitation comparativement âgé : possibilité de récolter à 60 ans des arbres de 2 m³ (diamètre 1,30m = 50 cm)

Bois réputé cassant mais de densité élevée et à faible retrait et apprécié pour la grande durabilité naturelle du bois de cœur (duramen).

Exigences édaphiques et climatiques :

Adapté aux climats méditerranéens sous lame d'eau annuelle comprise entre 800 et 1000 mm. Il peut être planté jusqu'à 1200 m d'altitude dans les Alpes du sud.

Bonne résistance au froid et aux étés secs (capacité à puiser l'eau en profondeur), mais sensible au vent et à la neige lourde.

Les croissances les plus fortes sont observées sur roche siliceuse fissurée (schistes). Le cèdre de l'Atlas tolère bien le calcaire, où sa croissance est moyenne. Il est déconseillé sur marne ou argile et sur sols engorgés ou comportant un horizon induré à faible profondeur.

Scénario sylvicole retenu pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)	Age écl.4	Vol. écl.4 (m ³ /ha)
BO classique	1111	60	10,8	650	4	20	75	30	55	40	70	50	105

D'après F. Courbet et al. 2012 : Le Cèdre en France face au changement climatique : bilan et recommandations ; 32p.

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR de Cèdre de l'Atlas utilisables en France¹⁵⁴ sont de deux types :

- Peuplements testés : 3 peuplements¹⁵⁵ couvrant une surface totale de 146 ha.
- Peuplements sélectionnés : 32 peuplements pour une surface totale de 612 ha (avril 2016)

Pour les reboisements de Cèdre de l'Atlas, la France consomme en moyenne 120 à 130 kg de graines par an. Un peu plus de 300 000 plants de Cèdre de l'Atlas sont plantés chaque année en France. Ces besoins en MFR sont très largement pourvus par les récoltes en France dans les peuplements sélectionnés et testés décrits plus haut.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du Cèdre de l'Atlas serait légèrement supérieure à 1%, (6 500 ha).

Pour de nombreuses années encore, les peuplements français assureront l'approvisionnement en graines pour les reboisements de Cèdre de l'Atlas. Un verger à graines de clones est néanmoins en projet à base de copie d'arbres remarquables issus des premières introductions depuis le Rif marocain ou l'Atlas algérien. Ce verger pourrait être planté vers 2020.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le Cèdre pourrait être utilisé sur environ 6 500 ha, principalement dans le pourtour méditerranéen. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
J	FF11		5 000
J	FF04		1 500

¹⁵⁴ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

¹⁵⁵ Les trois peuplements de Ménerbes (84), Bédouin (84) et Digne-les-Bains (04) présentent à 20 ans des gains de croissance en hauteur par rapport à la moyenne des autres provenances de l'ordre de 10 à 16%

FICHE ESPÈCE

Douglas

(*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)

Statut actuel en France :

Date d'introduction en France : 1842.

Surface : 420 000 ha en France et plus de 800 000 ha en Europe.

Les $\frac{3}{4}$ du massif de Douglas français sont concentrés dans le Massif Central et $\frac{1}{4}$ en Normandie, Bretagne, Centre et Nord-Est.

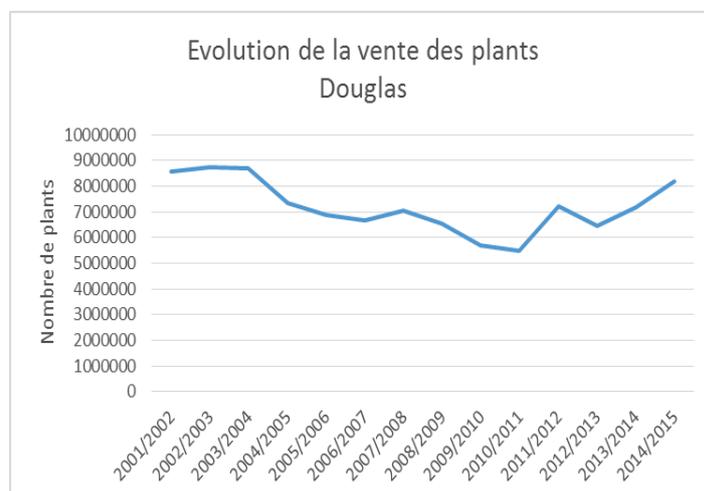
Infos sur la production :

Volume sur pied : 115 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 15 m³/ha/an.

Production biologique : 5 millions de m³/an.

Production biologique attendue en 2030 : 6 millions de m³/an (permettant de produire environ 2,5 millions de m³ de sciages par an).



Justification du choix de l'espèce :

Forte croissance juvénile ; production pouvant atteindre 25 m³/ha/an.

Age d'exploitation relativement jeune : possibilité de récolter à 45 ans des arbres de 2,5m³ (Diamètre 1,30m = 50 cm).

Bois doté d'excellentes propriétés mécaniques et d'un bois de cœur (duramen) naturellement durable.

Exigences édaphiques et climatiques :

Adapté aux climats tempérés humides (pluviométrie \geq 700 mm).

Bonne résistance au vent, au froid et aux étés secs.

Craint les sols engorgés, compacts ou calcaires.

Scénarios sylvicoles retenus pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)
BO classique	1111	40-50	16,1	1016	3	20	70	30	100	40	120
Semi-dédié	1666	44	17,2	758	2	25	111	32	92	/	/

D'après J. de Champ 1997: le Douglas. Ed. AFOCEL; 416p.

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR de Douglas utilisables en France¹⁵⁶ sont de deux types :

- Vergers à graines : 8 vergers couvrant une surface totale de 88 ha.
- Peuplements sélectionnés : 14 peuplements pour une surface totale de 134 ha (décembre 2015)

La capacité de production des vergers est de l'ordre de 500 kg de graines par an, soit une capacité de production d'environ 15 à 20 millions de plants.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du douglas serait d'environ 25%, soit 122 000 ha. Dans un scénario où cette surface serait répartie de manière équilibrée sur 10 ans, il est à peu près certain que la capacité de production des vergers à graines actuelle sera suffisante pour satisfaire les besoins en MFR. En revanche, la production en graines des vergers deviendra insuffisante dans le cadre d'un scénario où la surface annuelle des reboisements augmenterait jusqu'à doubler dans le temps. On peut même craindre que la capacité de production en semences de douglas soit amenée à diminuer du fait de l'âge parfois élevé (>40 ans) de certains vergers. Dans ce contexte, le recours à des récoltes sur peuplements sélectionnés deviendrait incontournable.

Pour maintenir sur le long terme une capacité de production suffisante de semences, un programme de construction de nouveaux vergers de Douglas est en cours avec le soutien financier du MAAF (projet INRA – ONF – FCBA Douglas-Avenir)

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le Douglas pourrait être utilisé sur environ 122 000 ha, principalement dans le Massif Central, le Nord-Est et les régions Normandie et Bretagne. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes:

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A	FF14		5 200
A	FF31		19 000
G	FF19		45 500
F	FF18		3 000
F	FR07		75

¹⁵⁶ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

F et G	FF10		1 400
C	FF16		28 000
D et E	FF09		3 200
D et E	FF17		11 200
A et B	FR20		1 375
F, GzOu et I	FF03		4 100

FICHE ESPÈCE

Eucalyptus

(*Eucalyptus sp*)

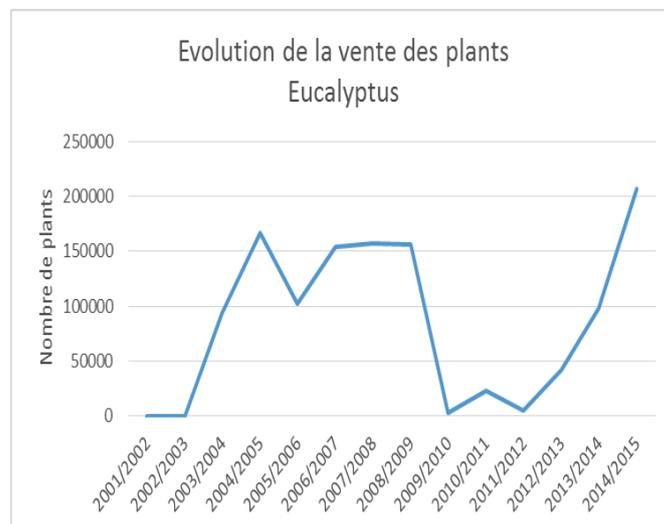
Statut actuel en France :

Essence cultivée selon des scénarios biomasse (TCR), à des fins de production de pâte à papier. Les surfaces en France sont faibles (de l'ordre de 2 000 ha), et essentiellement concentrées dans le Sud-Ouest de la France et en Corse.

Infos sur la production :

Compte-tenu des surfaces faibles, il n'existe pas de données de production pour les eucalyptus en France. Les données issues du réseau expérimental FCBA et des parcelles de développement indiquent des productions pouvant atteindre 15 à 25 m³/ha/an, vers 10 ans.

NB : les plantations actuelles sont réalisées sous forme de TCR à 3 rotations de 10 ans, la production augmente nettement après la récolte de la première rotation.



Justification du choix de l'espèce :

Les eucalyptus bénéficient d'une forte croissance juvénile et restent relativement peu exigeants en termes de qualité de la station. Leur bois lourd et la qualité de leurs fibres en font une essence très recherchée par l'industrie de la pâte à papier.

Exigences édaphiques et climatiques :

Peu résistant au froid, l'eucalyptus ne peut être cultivé que sur la façade Atlantique et sous climat méditerranéen. C'est la contrainte majeure pour cette espèce en France. Des différences de comportement existent entre *E. gunnii* (plus résistant au froid, mais moins vigoureux) et *E. gundal* (hybride entre *E. gunnii* et *E. dalrympleana*) de comportement inverse.

Les eucalyptus sont très plastiques et supportent une grande variété de type de sol, plutôt acides. Le type de texture semble indifférent et les eucalyptus supportent des engorgements temporaires. La gamme de pH supportée varie de 4,5 à 7,5, mais il existe un risque de chlorose sur les terrains les plus calcaires surtout en présence de forts taux de calcaire actif.

FCBA a proposé une carte des zones potentiellement favorables à l'eucalyptus prenant en compte un indice de froid (intensité, arrivée brutale et fréquence du gel), un indice de pH (risques de chlorose) et une limite altitudinale de 400 m (risques de froid).

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité é m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)
Biomasse	1000	10	19,0	190	0	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Espèce récemment réglementée, les MFR d'eucalyptus en France ¹⁵⁷ peuvent être des variétés clonales (cat. testée) d'*E. gundal* ou des semis (cat. identifiée) d'*E. gunnii* ou d'*E. globulus*.

Les 2 variétés clonales *E. gundal* sont les clones n° 208 et n° 645, sélectionnés par FCBA pour leur bon compromis vigueur x résistance au froid. De nouvelles variétés clonales devraient apparaître à brève échéance. La production de plants actuelle est de l'ordre de 200 000 plants. La production s'effectue uniquement en motte, et pour les variétés clonales, par la technique du bouturage horticole. Ce dernier point peut représenter un frein au développement de l'utilisation de variétés clonales d'eucalyptus car la technique (au point) est encore peu développée chez les pépiniéristes.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part de l'eucalyptus serait d'environ 3%, soit 14 700 ha. Les besoins annuels en plants atteindraient donc environ 1,5 M de plants/an, soit 8 fois plus qu'aujourd'hui, ce qui nécessite une adaptation rapide de la filière.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, l'eucalyptus pourrait être utilisé sur environ 14 700 ha, principalement dans le Sud-Ouest du pays. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
F	FF18		6 000
F	FR07		150
F et G	FF10		350
F et GzOu et I	FF03		8 200

¹⁵⁷ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

FICHE ESPÈCE

Epicéa de Sitka

Picea sitchensis Carr.

Statut actuel en France :

Date d'introduction en France : 1842.

Surface : 42 100 ha en France et plus de 2 millions d'ha en Europe.

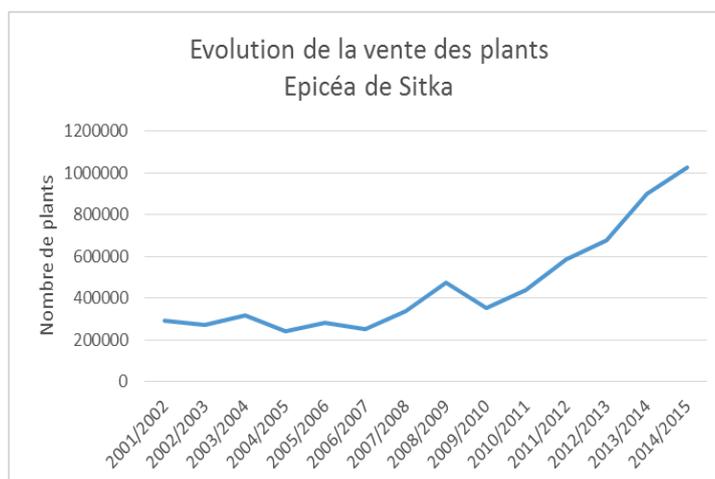
Les ¾ du massif français d'Epicéa de Sitka sont concentrés en Bretagne, Normandie et dans le Massif Central.

Infos sur la production :

Volume sur pied : 12,7 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 18,1 m³/ha/an.

Production biologique 737 000 m³/an.



Justification du choix de l'espèce :

Forte croissance juvénile ; production pouvant atteindre 30 m³/ha/an dans les meilleures stations.

Age d'exploitation relativement jeune : possibilité de récolter à 40 ans des arbres de 2 m³ (diamètre 1,30m = 47 cm)

Bois blanc très apprécié en papeterie et doté de propriétés mécaniques supérieures à celles de l'épicéa commun.

Peu d'agresseurs biotiques connus en France : Puceron vert, scolytes, hylobe, *Fomes*.

Exigences édaphiques et climatiques :

Adapté aux climats océaniques avec forte humidité atmosphérique et pluviométrie ≥ 900 mm.

Sensible au vent et à la sécheresse estivale, résiste au froid.

Peu exigeant, il préfère les sols acides et tolère l'hydromorphie.

Scénarios sylvicoles retenus pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité é m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)	Age écl.4	Vol. écl.4 (m ³ /ha)
BO classique	1111	45	30,1	1353	4	17	71	23	91	30	129	38	136
Semi-dédié	1666	40	29,8	1193	2	20	133	28	132	/	/	/	/
Biomasse	1666	30	25,7	772	0	/	/	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR d'Epicéa de Sitka recommandés en France ¹⁵⁸ sont par ordre de priorité décroissante :

- Deux vergers à graines danois testés : FP625 et P 611.
- Provenances américaines identifiées par seed zone :
 - o Washington 012, 030 et 041,
 - o Oregon 041, 051, 052, 053, 062, 071, 072, 081, 082 et 090
 - o Californie 091 et 092
- Peuplements sélectionnés français : 14 peuplements pour une surface totale de 134 ha (décembre 2015)

Pour les reboisements en Epicéa de Sitka, la France consomme en moyenne 20 à 30 kg de graines par an. Un peu plus de 1 200 000 plants d'Epicéa de Sitka sont plantés chaque année en France. Ces besoins en MFR sont très largement pourvus par les importations et les récoltes en France dans les peuplements sélectionnés décrits plus haut.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part de l'Epicéa de Sitka serait d'environ 8,5% (environ 42 000 ha).

Il est à noter que des variétés très améliorées d'Epicéa de Sitka existent en Grande Bretagne, notamment vergers à graines testés et familles de pleins frères testées amplifiées par bouturage horticole. Il semblerait justifié d'évaluer en France ce matériel pour incorporer à moyen terme plus de gain génétique dans les reboisements français.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, l'Epicéa de Sitka pourrait être utilisé sur environ 42 350 ha en régions Normandie et Bretagne. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A	FF14		9 100
A	FF31		33 250

¹⁵⁸ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

FICHE ESPÈCE

Mélèze hybride

Larix x eurolepis (L. decidua x L. kaempferi)

Statut actuel en France :

Date d'introduction en France : 1957 en Bretagne dans le cadre de l'installation d'un test de provenances de mélèze d'Europe (IUFRO)

Surface : essence marginale (< 5000 ha) par suite de la difficulté à produire en masse l'hybride par les voies classiques de diffusion (verger à graines d'hybridation par pollinisation libre). Différentes techniques de production en masse (par reproduction sexuée et asexuée) ont été mises au point et devraient permettre de résoudre ce problème de déficit chronique de graines. Les régions-cibles de production du mélèze hybride sont le Massif Central et la Normandie, mais aussi la Bretagne et le Nord-Est.

Infos sur la production :

Volume sur pied : inconnu

Accroissement : > 15 m³/ha/an

Justification du choix de l'espèce :

Très forte croissance juvénile, bien supérieure à celle des espèces parentes.

Age d'exploitation relativement jeune : possibilité de récolter à 40 ans des arbres de 2,5m³ (Diamètre 1,30m = 50 cm)

Bois doté d'excellentes propriétés mécaniques, avec une production précoce et abondante de bois de cœur.

Peu d'agresseurs biotiques connus à ce jour en France hormis le gibier.

Exigences édaphiques et climatiques :

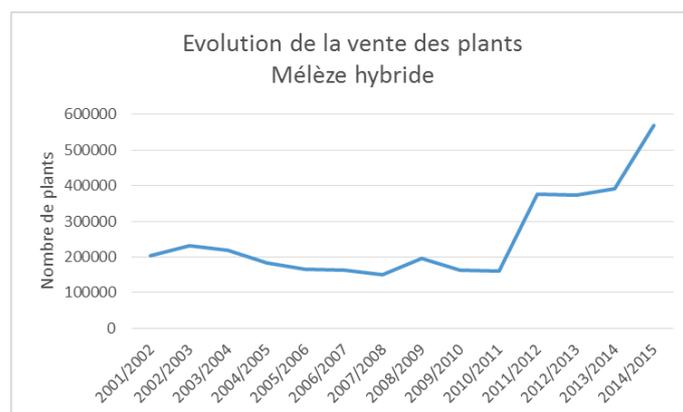
Adapté aux climats tempérés humides (pluviométrie ≥ 700 mm).

Bonne résistance au vent, au froid et meilleure résistance aux étés secs que ses parents (mélèzes du Japon et d'Europe).

Craint les sols engorgés, compacts et les sols superficiels avec faible réserve en eau.

Bonne performance avérée entre 0 et 1400m d'altitude.

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce :



Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité (m ³ /ha/an)	Production totale (m ³ /ha)	N Eclaircie	Age écl.1	Vol. écl.1	Age écl.2	Vol. écl.2	Age écl.3	Vol. écl.3	Age écl.4	Vol. écl.4	Age écl.5	Vol. écl.5
BO classique	1111	40	15.3	650	5	12	47	18	61	24	84	30	76	36	75
Semi-dédié	2500	42	19.2	805	4	18	60	24	78	30	82	36	105	/	/
Biomasse	2200	20	24.4	488	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR de mélèze hybride¹⁵⁹ sont de trois types :

- Vergers à graines d'hybridation (F1) : 1 verger français de 10 ha (Lavercantière), 1 autre en cours d'installation (Rêve-vert). Plusieurs variétés d'excellente qualité sont aussi produites en Europe (DK, NL, DE).
- Par ailleurs 2 vergers d'hybridation (F2), chacun de 1 ha ont été installés et sont en cours d'évaluation.
- Des méthodes de production alternatives par voie végétative ont été expérimentées : bouturage 'bulk' et embryogenèse somatique.

La production de graines dans le verger d'hybridation français (F1) atteint autour de 30 kg les bonnes années mais reste irrégulière malgré l'induction florale et la supplémentation pollinique pratiquées, ce qui ramène la production autour de 16 kg/an, soit une capacité de plantation annuelle autour de 700 ha. Le nouveau verger n'entrera pas en production avant 10 ans.

En plus des récoltes à organiser dans les 2 vergers F2 (en âge de production), l'importation de graines reste incontournable. La filière végétative serait à développer pour répondre à des besoins en masse et la seule à pouvoir répondre à l'enjeu fixé dans le cadre du plan de reboisement (65 000 ha en mélèze hybride) en valorisant de manière exclusive la production annuelle de graines hybrides (16 kg). Néanmoins, le transfert de ces techniques à la filière est freiné par des considérations structurelles, techniques mais surtout financières (surcoûts des plants issus de voie végétative) qui sont à lever.

Enfin, certains scénarii de reboisement pourraient inclure un mélange avec du mélèze d'Europe/Japon dont la graine est plus abondante et les plants moins coûteux.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le mélèze hybride pourrait être utilisé sur environ 65 000 ha, principalement dans le Massif Central, le Nord-Est et les régions Normandie et Bretagne. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A	FF14		3 900
A	FF31		14 250
G	FF19		9 750
F	FF18		3 000
F	FR07		75
F et G	FF10		175

¹⁵⁹ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

C	FF16		7 000
D et E	FF09		800
D et E	FF17		2 800
A et B	FR20		1 375
F, GzOu et I	FF03		4 100

FICHE ESPÈCE

Peuplier cultivé

Populus sp.

Statut actuel en France :

Essence cultivée à espacement définitif, le peuplier couvre une surface d'environ 210 000 ha en France. Il est surtout représenté dans les grands bassins alluviaux, tandis qu'il est rare dans les massifs montagneux et en région méditerranéenne.

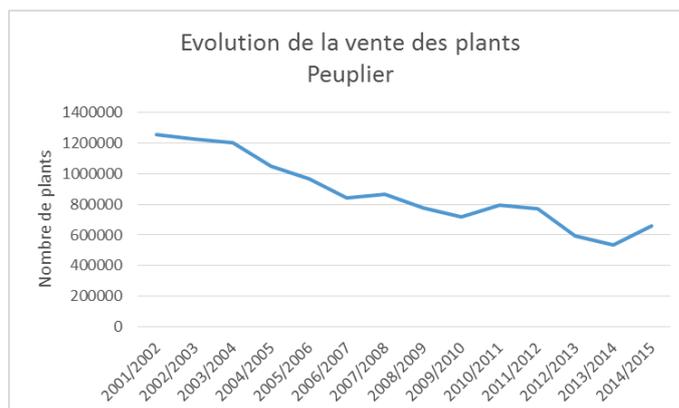
Infos sur la production :

Le volume de BO récolté annuellement est voisin de 1,3 millions de m³.

Volume sur pied : 35 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 11,3 m³/ha/an.

Production biologique : 2,01 millions de m³/an.



Justification du choix de l'espèce :

Très forte croissance juvénile et bois adapté à de nombreux usages industriels.

Plusieurs sylvicultures possibles, en fonction du produit final recherché. A côté de la culture en futaie classique (vocation BO) des scénarios à vocation biomasse (TCR et TTCR) ont été étudiés dès les années 1970, mettant à profit la vitesse de croissance du genre *Populus*, son haut niveau de sélection (clone) ainsi que sa facilité de multiplication.

Exigences édaphiques et climatiques :

Le climat n'est pas une contrainte pour le peuplier en France, seule l'altitude pourrait être un facteur limitant au-delà de 500 m. Les fortes chaleurs et la sécheresse estivale de l'air ne posent des difficultés qu'à certains types botaniques (peupliers baumiers). Pour les autres types botaniques, ces contraintes ne posent pas de problème si l'alimentation en eau est assurée.

Les peupliers cultivés font partie des essences les plus exigeantes au niveau du sol. Si la texture et le pH du sol peuvent varier considérablement, les sols doivent être profonds, bien structurés (aérés) et bien alimentés en eau (nappe permanente accessible ou apport latéraux suffisants). La richesse chimique doit également être suffisante.

Dans une certaine mesure, certains cultivars (variétés cultivées) supportent des conditions moins favorables que cet optimum, avec des niveaux de production moins élevés.

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité é m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)
BO classique	204	20	17,0	340	0	/	/	/	/	/	/
Biomasse	1428	10	24,0	240	0	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR de peupliers cultivés utilisables en France¹⁶⁰ sont des variétés clonales (catégorie testée).

Le plus souvent il s'agit d'hybrides interspécifiques entre les espèces *P. deltoides*, *P. nigra* et *P. trichocarpa*. Quelques cultivars appartiennent à des espèces pures (*P. trichocarpa*, *P. deltoides*).

La production de plants fluctue assez fortement en fonction des surfaces récoltées et de la proportion de reconstitution. Sur les 10 dernières années, elle est ainsi passée de 1,2 M de plants à 600 000 plants environ. Compte-tenu de la facilité de multiplication de l'espèce, une hausse des besoins pourrait être satisfaite sans doute assez rapidement.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du peuplier serait d'environ 13%, soit 62 000 ha. Dans un scénario où 90% de cette surface serait cultivée en futaie (BO), le besoin annuel supplémentaire serait d'environ 1,1 M de plants. Ajoutés aux 600 000 plants actuels, cela porterait les besoins annuels à 1,7 M de plants, ce niveau de production a déjà été atteint (et même dépassé) dans les années 1990 (+ de 2 M de plants). La fourniture de bouture (de l'ordre de 1 M de boutures/an) ne devrait pas poser de problème, ces niveaux ayant été largement dépassés entre 2006 et 2010 (+ de 2 M).

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le peuplier pourrait être utilisé sur environ 62 000 ha, principalement dans le Nord et le Nord-Est du pays. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A et B	FF49		27 650
C	FF50		14 700
Toutes	Peupleraies « non entretenues »	France entière	20 000

¹⁶⁰ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

FICHE ESPÈCE

Pin maritime

Pinus pinaster Ait.

Statut actuel en France :

Essence majeure en France, l'essence couvre une surface d'environ 1 M d'ha essentiellement dans le Sud-Ouest, mais aussi dans le Nord-Ouest du pays (Bretagne, Pays-de-la-Loire et Centre-Val-de-Loire). Il est également présent en région méditerranéenne et en Corse.

Infos sur la production :

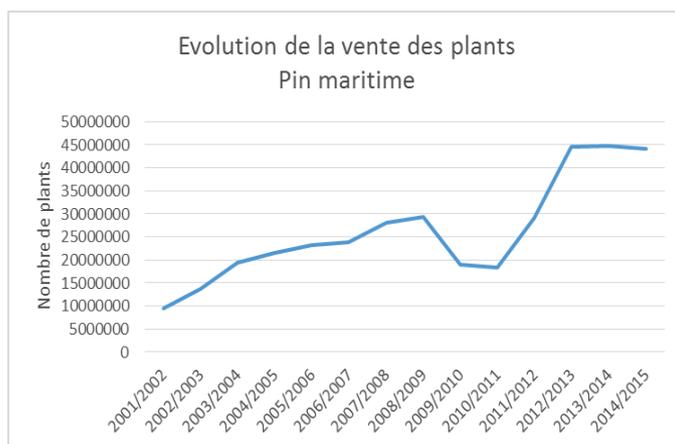
Le volume de BO récolté annuellement est voisin de 3,7 M de m³.

Volume sur pied (IGN) : 135 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 7,85 m³/ha/an.

Production biologique en France aujourd'hui : 7,2 millions de m³/an

NB : le massif aquitain a été très fortement impacté par les tempêtes de 1999 et 2009.



Justification du choix de l'espèce :

Le pin maritime bénéficie d'une forte croissance juvénile et présente l'avantage de supporter des stations très pauvres. Il bénéficie également de pratiques culturales éprouvées et d'un haut niveau d'amélioration génétique, ce qui amplifie son potentiel de production. Les résultats de cette intensification sont visibles à l'échelle du massif des landes de Gascogne.

Exigences édaphiques et climatiques :

Le pin maritime est une essence de pleine lumière qui est sensible au froid dans le jeune âge (température inférieure à - 15°C). Il est bien adapté au climat de type océanique ou méditerranéen, c'est une essence de plaine qui ne peut pas être utilisée en zone de montagne. Il est très tolérant à la sécheresse et à la chaleur.

Essence frugale par excellence, le pin maritime a été largement utilisé pour mettre en valeur les sols les plus ingrats, sableux et acides aussi bien sur sites secs (landes à callune et hélianthème) que sur des sites très humides (landes humides à molinie). Il est capable d'assurer une production honorable dans les contextes les plus difficiles. En revanche, il est strictement calcifuge.

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)	Age écl.4	Vol. écl.4 (m ³ /ha)
BO classique	1250	45	10,5	474	4	14	21	20	43	26	44	33	54
Semi-dédié	2000	39	11,8	460	2	16	47	22	34	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR¹⁶¹) :

Le reboisement est effectué majoritairement par plantation à partir de variétés améliorées (en cat. qualifiée) grâce aux nombreux vergers à graines installés. Les plants en pépinière sont produits à partir de variétés landaises de 3^{ème} génération (VF3) mais le programme d'amélioration génétique porté par le GIS Pin maritime du futur se poursuit et d'autres variétés seront disponibles à moyen terme. Il est également possible d'utiliser des variétés hybrides inter-raciales Landes x Corse (LC).

A côté des variétés améliorées, il est possible d'utiliser des graines (en cat. sélectionnée) issues de peuplements situés dans 5 régions de provenances (Nord-Ouest, Massif landais, Dunes atlantiques, Région méditerranéenne, Corse).

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du pin maritime serait d'environ 24%, soit 120 000 ha. Les besoins annuels supplémentaires en plants atteindraient donc environ 17 M de plants/an, ce qui représente 40% du volume de plants vendus ces dernières années (44 M de plants). Cependant ces quantités prenaient en compte l'effort de reconstitution post-tempête. Hors contexte tempête, les besoins annuels sont estimés à 30 M de plants, ce qui permet de penser que l'effort supplémentaire du plan de reboisement pourrait être atteint facilement en maintenant la production à son niveau actuel.

NB : depuis quelques années la production de graines des vergers a chuté de façon préoccupante, suite à des attaques d'insectes combinées à d'autres causes mal connues. Ce phénomène devra être maîtrisé pour continuer à bénéficier du progrès génétique.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le pin maritime pourrait être utilisé sur environ 120 000 ha, principalement dans le Sud-Ouest mais aussi dans le Nord-Ouest du pays. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
F	FF18		42 000
F	FR07		1 050
F et G	FF10		1 050
A et B	FR20		17 875
F, GzOu et I	FF03		57 400

¹⁶¹ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF

FICHE ESPÈCE

Pin à l'encens

Pinus taeda L.

Statut actuel en France :

Introduit à la fin du 19^{ème} siècle, l'essence est encore peu représentée en France. Le pin à l'encens a commencé à être utilisé à partir des années 1980, dans le Sud-Ouest de la France. Il a connu un regain d'intérêt récent grâce à son bon comportement face au vent. Le pin taeda couvre actuellement une surface comprise entre 15 000 et 20 000 ha.

Infos sur la production :

Compte-tenu des faibles surfaces en France et de la jeunesse des peuplements, il n'y a pas de données de production disponibles.

Les données de production sont issues du réseau expérimental FCBA et de parcelles de développement. La production moyenne du Pin taeda est comprise entre 15 et 20 m³/ha/an, sur des rotations courtes de l'ordre de 25 à 30 ans.

Justification du choix de l'espèce :

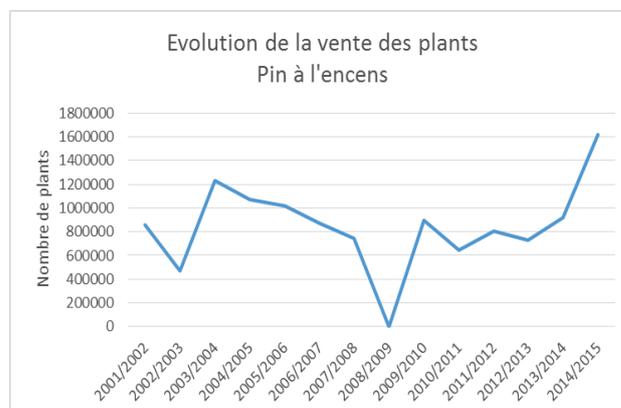
Le pin à l'encens bénéficie d'une forte croissance juvénile et présente l'avantage d'être tolérant au vent (pas de dégâts majeurs après les tempêtes de 1999 et 2009 dans le Sud-Ouest). Sa croissance juvénile et sa production en volume sont supérieures à celle du pin maritime sur les sols qui lui conviennent, c'est-à-dire les sites les plus riches bien alimentés en eau.

Exigences édaphiques et climatiques :

Comme le pin maritime, le pin à l'encens est une essence craignant les grands froids dans le jeune âge, même si les origines génétiques utilisées en France résistent plutôt bien. C'est une essence de plaine et des zones de piedmonts non adaptée aux zones de montagne.

Le pin taeda ne tolère pas les sites secs comme les landes sèches à callune du massif landais ou les territoires avec un climat méditerranéen marqué, ce qui le cantonne aux zones avec des influences climatiques océaniques. L'espèce est strictement calcifuge et ne tolère pas l'hydromorphie sévère trop proche de la surface. Il est globalement plus exigeant au niveau édaphique que le pin maritime, ce qui le rend utilisable sur les stations les moins limitantes des landes et sur le péri-landais.

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce



Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité é m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)	Age écl.4	Vol. écl.4 (m ³ /ha)
BO classique	1666	30	16,3	490	3	15	72	20	82	25	85	/	/
Sans éclaircie	1250	25	15,2	381	0	/	/	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR¹⁶²) :

Variétés forestières améliorées (cat. qualifiée) : Deux vergers à graines sont sur le point d'être inscrits. Pour l'un d'entre eux, l'entrée en production devrait intervenir dans les toutes prochaines années.

L'essentiel du matériel végétal disponible provient de peuplements classés dans l'unique région de provenance française (cat. sélectionnée). Ce matériel est issu de la région de provenance américaine Delmarva (Delaware, Maryland et Virginie) correspondant aux sources génétiques les plus résistantes au froid.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du pin taeda serait d'environ 4%, soit 20 000 ha. Les besoins annuels supplémentaires en plants atteindraient donc environ 320 000 plants, ce qui représente 30% des volumes de plants vendus ces dernières années (1,09 M de plants). Indépendamment du plan de reboisement, la proportion de pin à l'encens dans les reboisements devrait augmenter dans le massif landais. Le besoin global de graines va donc croître assez sensiblement, comme c'est déjà le cas depuis plusieurs années. A court terme, les peuplements classés devraient être en mesure de subvenir à l'augmentation de la demande, mais le besoin de variétés améliorées justifie l'installation rapide de vergers à graines pour accompagner le développement de cette essence.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le pin à l'encens pourrait être utilisé sur environ 20 200 ha, principalement dans le Sud-Ouest mais aussi dans le Nord-Ouest du pays. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
F	FF18		6 000
F	FR07		150
F et G	FF10		350
A et B	FR20		6 500
F, GzOu et I	FF03		8 200

¹⁶² Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF

FICHE ESPÈCE

Sapin de Vancouver

Abies grandis Lindl.

Statut actuel en France :

Date d'introduction en France vers 1850.

Surface : 12 900 ha en France.

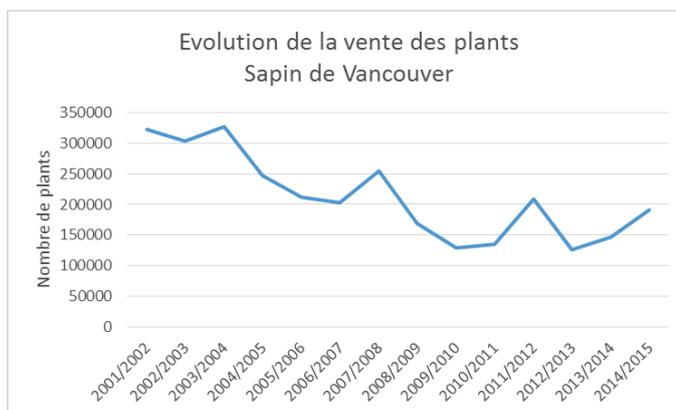
Les ¾ du massif français de sapin de Vancouver sont concentrés dans le Massif Central (Régions Nouvelle Aquitaine et Auvergne-Rhône-Alpes).

Infos sur la production :

Volume sur pied : 3,8 millions de m³.

Accroissement : en moyenne 18,1 m³/ha/an.

Production biologique : 268 000 m³/an.



Justification du choix de l'espèce :

Très forte croissance juvénile ; Production pouvant atteindre 30 m³/ha/an dans les meilleures stations.

Age d'exploitabilité très jeune : possibilité de récolter à 35 ans des arbres de 2 m³.

Bois blanc de densité plutôt faible (0,45) valorisable surtout en charpente, panneaux, pâte à papier.

Peu d'agresseurs biotiques connus en France : Armillaire, Puceron lanigère, scolytes, gibier.

Exigences édaphiques et climatiques :

Adapté aux climats tempérés humides (pluviométrie ≥ 870 mm).

Bonne résistance au vent, au froid mais sensible à la sécheresse estivale imposant une sylviculture à révolution courte

Craint les sols engorgés, compacts ou calcaires.

Scénarios sylvicoles retenus pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité é m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)
BO classique	1111	40	30,0	1200	3	20	110	28	120	35	150
Semi-dédié	1666	30	28,0	840	2	17	110	25	110	/	/
Biomasse	1666	25	22,0	550	0	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Les MFR de Sapin de Vancouver utilisables en France¹⁶³ sont de deux types :

- France : Source identifiée – Région de provenance AGR901
- USA : Source identifiée – Régions de provenances : Washington 221 / 212 / 403 / 222 / 241 et Oregon 052

Les besoins français en graines d'*Abies grandis* sont modestes : de l'ordre de 30 kg par an. Ils sont largement pourvus par les récoltes en France et les importations depuis l'aire naturelle. Les pépinières françaises ont produit en moyenne 200 000 plants sur les 6 dernières années.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du Sapin de Vancouver serait d'environ 7%, soit 35 500 ha. Les besoins français en matériels forestiers de reproduction seront pourvus sans difficulté par le biais d'importation depuis l'aire naturelle. Il faudra privilégier les importations depuis trois régions de provenances situées dans le nord de l'état de Washington (212, 221 et 403) pour lesquelles les tests de provenances INRA ont montré que ces provenances apportent un bon compromis vigueur/densité du bois.

A plus long terme, les MFR de Sapin de Vancouver à utiliser en France pourront être récoltés dans un verger à graines de 45 clones d'arbres remarquables sélectionnés en test de provenances au sein de ces origines. Ce verger implanté sur le site de La Luzette des vergers à graines de l'Etat a été planté au printemps 2016 et devrait produire à partir de 2028.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le Sapin de Vancouver pourrait être utilisé sur environ 35 000 ha, principalement dans le Massif Central et les régions Normandie et Bretagne. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A	FF14		5 200
A	FF31		19 000
G	FF19		9 750
F et G	FF10		175
A et B	FR20		1 375

¹⁶³ Voir la [fiche "Conseils d'utilisation des MFR"](#) sur le site du MAAF.

FICHE ESPÈCE

Séquoïa toujours vert

Sequoia sempervirens (Lamb.) Endl.

Statut actuel en France :

Essence introduite dans les parcs et les arboreta, elle est peu répandue en France en forêt. L'essence a fait l'objet d'un programme de travail ancien et assez poussé de la part de FCBA (ex-AFOCEL), notamment en termes d'identification et de mobilisation de ressources génétiques. FCBA a intégré, avec succès, cette essence au réseau des 400 ha de plantations à croissance rapide dans les années 1990, en complément d'un réseau expérimental assez riche.

Infos sur la production

Compte-tenu des surfaces faibles, il n'existe pas de données de production pour le Sequoïa toujours vert en France.

Les données issues du réseau expérimental FCBA et des parcelles de développement indiquent des productions pouvant atteindre 25 à 30 m³/ha/an, vers 30 ans.

Justification du choix de l'espèce :

Le Séquoïa toujours vert bénéficie d'une forte croissance juvénile et présente l'avantage de rejeter de souche, ce qui est un atout en termes de production de biomasse. Son bois léger présente des caractéristiques mécaniques assez faibles, mais une très bonne durabilité naturelle en extérieur.

Exigences édaphiques et climatiques

Sa sensibilité aux gelées tardives, surtout dans le jeune âge, l'exclut du quart nord-est de la France, même si ses limites sont encore très incertaines. C'est une essence qui a la réputation d'apprécier l'humidité atmosphérique, mais Fauconnier (2012) indique aussi de bons résultats de croissance en région méditerranéenne.

Assez peu exigeant en termes de pH, il apprécie les sols profonds, à texture plutôt drainante, pour exprimer son potentiel de croissance. L'alimentation en eau est primordiale, qu'elle soit assurée par la pluviométrie ou par une nappe permanente.

Scénario(s) sylvicole(s) retenu(s) pour l'espèce

Scénario	N tiges/ha init.	Révolution	Productivité m ³ /ha/an	Production totale m ³ /ha/an	Nb Eclaircies	Age écl.1	Vol. écl.1 (m ³ /ha)	Age écl.2	Vol. écl.2 (m ³ /ha)	Age écl.3	Vol. écl.3 (m ³ /ha)
Semi-dédié	1250	45	29,0	1 305	2	20	190	30	145	/	/
Biomasse	1250	30	26,0	780	0	/	/	/	/	/	/

Disponibilités en matériels forestiers de reproduction (MFR) :

Espèce non réglementée.

La multiplication par semis est possible, mais généralement considérée comme capricieuse, car le taux de germination est faible. Un semis direct en godet (technique utilisée pour la plupart des productions de résineux en godets) n'est donc pas possible. Le semis en terrine nécessite un repiquage des plantules en conteneur (opération manuelle longue et coûteuse). Une petite production de plants issus de semis est cependant disponible à partir de graines du commerce (aire d'origine).

Le *Sequoia sempervirens* peut également se multiplier par bouturage herbacé (horticole), ce qui rend possible l'utilisation de variétés clonales. FCBA (ex-AFOCEL) a fourni un petit nombre de clones sélectionnés à des pépinières commerciales. Fauconnier a proposé quelques autres clones intéressants dans sa synthèse des essais de 2012.

NB : FCBA dispose d'une vaste collection (collection Kuser) d'individus collectés dans toute l'aire d'origine (+ de 180 individus), qui n'a pas jusqu'à présent été testée en forêt.

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha sur 10 ans, la part du Séquoia toujours vert serait d'environ 2%, soit 12 100 ha. Les besoins annuels en plants atteindraient donc environ 1,5 M de plants/an, ce qui nécessite une montée en puissance rapide, compte-tenu des capacités actuelles en pépinière qui ne sont que de quelques milliers de plants/an.

Conclusion :

Dans le cadre du plan de reboisement de 500 000 ha, le Séquoia toujours vert pourrait être utilisé sur environ 12 100 ha, principalement dans l'Ouest du pays. Les surfaces par GRECO et strates sont les suivantes :

GRECO	Strates	Localisation	Surfaces reboisées sur 10 ans (ha)
A	FF14		2 600
A	FF31		9 500

ANNEXE 7 – CLIMAT : IMPLEMENTATION DU SCENARIO CLIMATIQUE RCP 8.5

*Claire Bastick ; Nathalie Breda ; Denis Loustau ; Simon Martel ; Christophe Moisy ;
Delphine Picart-Deshors*

I. Scénarios climatiques et sécheresse.

I.1. Les scénarios climatiques retenus

Les données utilisées sont mises à disposition par le portail DRIAS de Météo-France¹⁶⁴. Elles proviennent de l'expérience CNRM2014 qui simule des données météorologiques journalières à une maille de 8x8 km sur la France entière. Le modèle climatique utilisé est le modèle dynamique régional du CNRM ALADIN (ALADIN-Climat v4) dont les simulations sont disponibles pour trois scénarios climatiques RCP. Les simulations utilisées dans cette étude sont corrigées par la méthode quantile-quantile. Cette méthode corrige les valeurs des quantiles des séries quotidiennes des variables du modèle par celles calculées à partir des observations. La correction consiste à associer chaque centile du modèle au centile observé. Elle est adaptée pour l'étude des extrêmes et pour évaluer les fréquences de dépassements de seuils en certains points. Elle présente en outre l'avantage de présenter une bonne cohérence temporelle permettant, par exemple, l'étude de périodes de sécheresse ou de nombre de jours consécutifs de fortes précipitations ou de fortes/faibles températures. Elle suppose que la correspondance entre observation et simulation observée par le passé serait maintenue dans le futur ce qui est une hypothèse forte. Les données originales ont été déconvoluées au pas de temps horaire à partir d'un algorithme de l'INRA développé par l'UMR ISPA et discuté avec M. Déqué (CNRM). Cet algorithme tient compte de la hauteur solaire horaire et partitionne le rayonnement en fractions directe et diffuse en tenant compte des périodes de précipitations.

Trois scénarios ont été appliqués sur la France à partir des scénarios RCP 2.6, 4.5 et 8.5, scénarios définis lors du 5^e rapport du GIEC paru en 2014¹⁶⁵. Ce sont les trois scénarios disponibles à une résolution suffisante sur le territoire métropolitain. Ils constituent des scénarios de référence de l'évolution du climat sur la période 2006-2300 (cf. [Tableau 7.1](#)). Le RCP 8.5 est le plus pessimiste et le plus favorable est le scénario RCP 2.6. Ils sont désignés par le forçage radiatif en 2100 provoqué par les activités humaines, soit 2.6, 4.5 et 8.5 W.m⁻² respectivement. Le forçage radiatif est un concept quantitatif. Il correspond à l'impact qu'aurait un scénario en termes de rayonnement énergétique au sommet de la troposphère en réponse à un changement combiné des facteurs d'évolution du climat – comme la concentration des gaz à effet de serre et l'albédo des surfaces continentales.

¹⁶⁴ Portail Drias. <http://www.drias-climat.fr/>

¹⁶⁵ Moss et al (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment, Nature, Vol 463, doi:10.1038/nature08823

Tableau 7.1. Caractéristiques des scénarios RCP utilisés (extrait du portail DRIAS <http://www.drias-climat.fr/accompagnement/sections/175>)

Nom	Forçage radiatif	Concentration (ppm)	Trajectoire
RCP8.5	>8,5W.m-2 en 2100	>1370 eq-CO ₂ en 2100	croissante
RCP4.5	~4,5W.m-2 au niveau de stabilisation après 2100	~660 eq-CO ₂ au niveau de stabilisation après 2100	Stabilisation sans dépassement
RCP2.6	Pic à ~3W.m-2 avant 2100 puis déclin	Pic ~490 eq-CO ₂ avant 2100 puis déclin	Pic puis déclin

Par la suite, nous avons choisi de résumer les résultats de l'étude d'impact en ne présentant que les résultats concernant le scénario RCP 8.5 qui montrent des impacts marqués par rapport au présent. Le scénario RCP 4.5 n'apporte pas d'information supplémentaire et le scénario RCP 2.6 ne se différencie pas du climat 2003-2013 de façon significative.

I.2. Intensité des sécheresses

Les épisodes de sécheresse sont définis sur le portail Drias à partir des variables météorologiques (maximum annuel du nombre de jours consécutifs sans précipitations). La modélisation avec GO+ permet d'aller plus loin et prend en compte le bilan hydrique des peuplements (précipitations - évapotranspiration et drainage) qui définit l'état de l'eau dans le sol et dans la plante. Son impact sur la productivité du peuplement est répercuté par les processus suivants :

- Réduction de la diffusion stomatique du CO₂ de l'air vers la plante et diminution de la photosynthèse ;
- Augmentation de température foliaire et répercussions sur la respiration et la photosynthèse ;
- Arrêt de la croissance du feuillage des arbres et du sous-bois ;
- Mortalité des plantes du sous-étage;
- Réallocation de la croissance au profit du système racinaire et au détriment de la partie aérienne;

Cet impact de la sécheresse sur la productivité est traduit dans les anomalies simulées par le modèle MARGOT.

II. Prise en compte du forçage climatique RCP 8.5 dans le modèle de ressource MARGOT (IGN).

La croissance et la mortalité des peuplements prises en compte dans le modèle MARGOT (et parallèlement dans le modèle FFSM) sont issues des données observées sur les placettes IFN durant la période 2003-2013. Ces valeurs incluent notamment les effets de la sécheresse de 2003 et les dégâts de scolytes post-tempête de 2009. Ils reflètent donc un climat déjà relativement sévère avec des chocs importants.

Le scénario climatique « témoin » reproduit ce type de climat jusqu'en 2050. Pour le scénario climatique RCP 8.5, l'effet du climat a été pris en compte via un coefficient multiplicateur du scénario « témoin », correspondant à une anomalie future de croissance et de mortalité par rapport à la période 2003-2013.

II.1. Modèle (GO+) pour intégrer les effets climatiques sur les facteurs de production forestière

II.1.1. Principes et fonctionnement du modèle

Le modèle GO+ est un modèle de croissance, de production et de gestion forestière représentant les principaux processus biophysiques et biogéochimiques d'un écosystème forestier géré. Il est développé par l'INRA ISPA depuis 1999 avec entre autres, les stages ingénieur ou thèses de **F. Pluviaud, E. Cloppet, M. Guillot et V. Moreaux** ainsi que les **projets Carbofor (2001-2003, GICC), Fast (2008-2010, GICC), MACCAC (2014-2017, ANR), Forever (2014-2016, CNRS), Evafora (2016-2018, Ademe)**. Sa version la plus récente¹⁶⁶ est codée en langage Python.

GO+ est principalement utilisé pour simuler les effets des scénarios climatiques et de la gestion forestière à l'échelle infra-régionale, régionale et nationale pour les principales espèces forestières de production : Pinus, Fagus, Douglas, et Quercus. Il simule typiquement le fonctionnement d'une parcelle forestière comprenant un peuplement d'arbres, le sous-bois et le sol, depuis la régénération à la coupe finale. Le modèle considère une unité spatiale correspondant à un patch homogène de végétation forestière, typiquement un hectare. Il fonctionne à un pas de temps horaire mais les variables principales d'intérêt sont intégrées sur les échelles journalières, mensuelles voir annuelles (cf. [Tableau 7.2](#)).

GO+ décrit les principaux échanges dans le système sol-végétation-atmosphère, soit le bilan d'énergie, les cycles du carbone et de l'eau ainsi que les processus impliqués (transferts turbulents, flux de chaleur, évapo-transpiration, diffusion entre l'air et le feuillage, photosynthèse, respiration, répartition du carbone, la croissance, la phénologie, l'immobilisation et les exportations minérales, mortalité, retours au sol et minéralisation du carbone dans le sol. Il modélise la végétation selon une approche en deux couches, la canopée des arbres et la végétation du sous-étage.

La végétation est dynamique avec une description de la phénologie, de la sénescence, et de la mortalité des deux couches de végétation. Les effets des opérations forestières sur le sol et la végétation sont pris en compte : préparation du sol, fertilisation, drainage, élimination du sous-bois, éclaircies, élagage, recépage, coupe à blanc et récoltes (tronc, branche feuillage, racines).

¹⁶⁶ Loustau, D., V. Moreaux, D. Picart, S. Martel, D. Achat, C. Moisy, A. Bosc (2017). Mechanistic modeling of the combined effects of climate and management on the energy, water and carbon exchanges in forest ecosystems: description of the Inra GO+ model, version 26.12. Geoscientific Model Development, soumis juin 2017.

Picart-Deshors et al. 2017. Hierarchical versus bulk bayesian calibration of a process based model of forest growth.: EN preparation pour soumission Juillet 2017.

Martel et al. 2017. Simulating climate change impacts on Douglas Fir growth production at its European Southern margin, soumis Sept. 2017

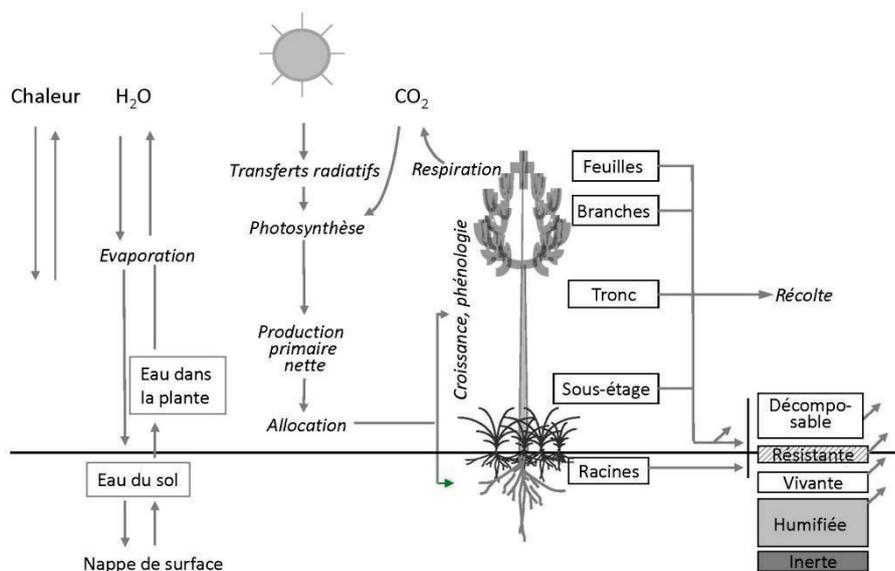


Figure 7.1. Principaux processus décrits dans le modèle GO+.

Transfère radiatif et bilan d'énergie.

La description des processus physiques dans la partie aérienne suppose l'homogénéité horizontale de la structure de la forêt. Verticalement, la forêt est représentée par trois compartiments superposés, la canopée des arbres, le sous-étage et le sol. Le microclimat est évalué à partir des variables climatiques, température de l'air, pression de vapeur d'eau, la teneur en CO_2 et la vitesse du vent atténuées suivant un profil logarithmique. Le bilan d'énergie est obtenu au pas de temps horaire et pour chaque compartiment. Le microclimat radiatif et le bilan des flux radiatifs (interception transmission, émission) pour les grandes et courtes longueurs d'onde sont évalués en fonction d'un schéma simple de transfert radiatif basé sur la loi de Beer-Lambert. La lumière diffuse et directe et l'ombrage sont considérés, les transferts radiatifs étant évalués séparément pour les feuilles ensoleillées et les feuilles ombragées.

Bilan hydrique et hydrologie.

L'eau entre dans le système sous forme de précipitations et de ruissellement, soit à partir de la nappe phréatique ou de transfert horizontal. L'eau est perdue soit par évaporation des surfaces humides et de la transpiration des feuilles des arbres ou drainage vertical et latéral. L'interception des précipitations par la canopée est calculée à partir du bilan hydrique des surfaces foliaires et du sol¹⁶⁷. L'évaporation est estimée à partir de l'équation de Penman-Monteith alors que la transpiration est calculée avec une équation de transport entre les feuilles et l'air environnant. L'eau du sol est décrite selon un modèle à trois réservoirs qui considère une zone non saturée, une zone à la capacité au champ et une zone saturée (nappe phréatique). La résistance stomatique à la diffusion de vapeur prend en compte

¹⁶⁷ Loustau, D., Berbigier, P., and Granier, A. 1992a. Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand. II : An application of Gash's analytical model of interception, *Journal of Hydrology*, 138, 469-485, 1992.

Loustau, D., Berbigier, P., Granier, A., and El-Hadj Moussa, F. 1992b. Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand. I. Variability of throughfall and stemflow beneath the pine canopy, *J Hydrol (Amst)*, 138, 449-467, 1992.

l'hydraulique de la plante entière. Les effets des principaux facteurs sur la conductance stomatique implémentés dans GO+ ont été évalués par rapport aux observations pour des conditions variées de peuplement et de site.

Photosynthèse et la respiration des plantes.

La production primaire brute (GPP) est simulée selon le modèle biochimique proposé par Farquhar et al. (1980)¹⁶⁸. La respiration de la plante est estimée pour chaque partie de la plante comme la somme d'une respiration de maintenance dépendant de la température et proportionnelle à sa concentration d'azote et une respiration de croissance calculée comme le coût de construction des composants qui interviennent dans la structure de la plante.

Phénologie, l'allocation de carbone et la croissance.

Le modèle phénologique séquentiel présenté dans Kramer (1994)¹⁶⁹ est adapté dans GO+ pour décrire le débourrement et la chute des feuilles. Ce modèle contient peu de paramètres et fonctionne avec des données de température. La valeur des paramètres est disponible dans Kramer (1994) et a été recalibrée avec les observations de réseaux phénologiques et du RENECOFOR.

Le schéma d'allocation du carbone aux différentes parties de l'arbre est dérivé du concept de modélisation 3-PG¹⁷⁰. L'attribution de la production primaire nette de la canopée (NPP) aux individus est proportionnelle à leur contribution à l'indice foliaire du peuplement. La répartition entre les biomasses aérienne et souterraine est pilotée par un indice de stress. L'incrément annuel en biomasse est réparti pour la partie aérienne entre tronc, écorce, feuillage et branches et pour la partie souterraine entre pivot, grosses racines, petites racines et racines fines selon les caractéristiques allométriques des espèces (Shaiek et al. 2011 pour *Pinus pinaster*¹⁷¹).

La végétation du sous-étage comprend trois composantes : le feuillage, les parties pérennes (tige, rhizome ou graines) et les racines. La croissance de chacune dépend de la disponibilité en carbone (la NPP de la végétation) selon une approche basée sur l'offre et la demande avec des règles de priorité.

¹⁶⁸ Farquhar, G. D., von Caemmerer, S., and Berry, J.: A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species, *Planta*, 149, 78-90, 1980.

¹⁶⁹ Kramer, K.: Selecting a Model to Predict the Onset of Growth of *Fagus-Sylvatica*, *Journal of Applied Ecology*, 31, 172-181, 1994.

¹⁷⁰ Landsberg, J. J., and Waring, R. H. 1997. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning, *For Ecol Manag*, 95, 209-228, 1997.

¹⁷¹ Shaiek, O., Loustau, D., Trichet, P., Meredieu, C., Bachtobji, B., Garchi, S., and El Aouni, M. H. 2011. Generalized biomass equations for the main aboveground biomass components of maritime pine across contrasting environments, *Annals of Forest Science*, 68, 443-452, 2011.

Carbone du sol.

La dynamique du carbone du sol dérive du modèle Roth-C v6.3¹⁷² adapté pour prendre en compte les opérations de préparation du sol comme expliqué ci-après. D'abord, le modèle calcule la fraction de carbone du sol affectée par les opérations de gestion (travail du sol, dégagements etc.). Pour la fraction affectée, la décomposition et minéralisation du carbone sont accélérées¹⁷³.

Scénarios de conduite.

GO+ peut implémenter des scénarios de conduite de peuplement de façon parfaitement flexible. Il prend en compte les régimes de futaie et de taillis équiennes depuis la préparation du sol et la régénération jusqu'à la coupe finale. Cette propriété de GO+ n'a pas été exploitée dans l'expertise hormis la prise en compte de l'effet de l'âge du peuplement sur sa production et l'incrément en biomasse aérienne.

I.1.2. Données en entrée et variables calculées pour l'étude

Les principales variables d'entrée du modèle sont :

- un ensemble de variables d'état initiales (caractéristiques du peuplement, la biomasse des arbres, la teneur en eau du sol);
- les séries chronologiques horaires de variables climatiques (température, vitesse du vent, rayonnement grande et courte longueur d'onde, déficit de vapeur d'eau saturée dans l'air, précipitations, concentration de CO₂);

Les principales variables de sortie sont des séries chronologiques horaires d'environ 150 variables décrivant le fonctionnement de l'écosystème:

- les composantes du bilan énergétique de l'ensemble de l'écosystème (rayonnement net, les composantes des grande et courte longueurs d'onde, flux de chaleur sensible, flux de chaleur latente) et les échanges gazeux nets de CO₂ et H₂O.
- pour chaque couche de végétation, l'évolution quotidienne de l'indice de surface foliaire, la croissance des arbres, la biomasse sur pied, les échanges gazeux (l'assimilation, la respiration, la transpiration) et la production de parties récoltables.
- pour le compartiment du sol, la teneur en eau, le drainage, la teneur en carbone et la respiration hétérotrophe.

¹⁷² Coleman K., and D.S., J. 1996. RothC - 26.3 - A model for the turnover of carbon in soil. , in: Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets., edited by: Powlson D.S., Smith P., and J.U., S., NATO ASI Series I, Springer Verlag, Heidelberg, Germany, 237-246, 1996.

¹⁷³ Jolivet C. 2000. Le carbone organique des sols des Landes de Gascogne. Variabilité spatiale et effets des pratiques sylvicoles et agricoles. Thèse. Université de Bourgogne. (2000). 313 p.

Arrouays, D., and Pelissier, P. 1994. Changes in Carbon Storage in Temperate Humic Loamy Soils after Forest Clearing and Continuous Corn Cropping in France, Plant and Soil, 160, 215-223, 1994.

Moreaux, V. 2012. Observation et modélisation des échanges d'énergie et de masse de jeunes peuplements forestiers du Sud-Ouest de la France., Ph. D.thesis., Ecole Doctorale 304 "Sciences et Environnements", Thématique "Physique de l'Environnement", Université de Bordeaux-1, Bordeaux, 262 pages pp., 2012.

II.2. Application des anomalies simulées en termes d'impacts sur la croissance et la production.

Le simulateur GO+ a été utilisé afin de permettre au modèle de ressources MARGOT de prendre en compte l'impact du climat sur la croissance et la production des peuplements. Cet impact a été calculé comme l'anomalie Δ entre une période future et la période de référence du modèle MARGOT, soit la décennie **2003-2013** définie par :

$$\Delta = \text{Valeur moyenne annuelle sur la période future} / \text{Valeur moyenne annuelle 2003-2013}$$

La valeur de l'anomalie varie dans l'espace et dans le temps, en fonction des groupes d'essences. Elle est calculée sur un certain nombre de points de la grille SAFRAN avec une résolution d'environ 32 x 32 km soient 134, 399 et 43 points de grille pour les Conifères, Feuillus et Forêts de Montagne, respectivement. L'anomalie a été calculée par tranche de 13 années (ou treizaine) couvrant la période 2005-2095 pour un couvert fixe de surface terrière, densité, hauteur et circonférence moyennes définies. L'anomalie utilisée pour corriger les tendances de productivité du modèle MARGOT est la variable d'incrément annuel en biomasse aérienne à l'hectare (cf. [Tableau 7.2](#)). Ce calcul a été décliné selon trois types de peuplement, conifères, feuillus et forêt de montagne, deux classes de réserve utile en eau du sol¹⁷⁴ et deux classes d'âge¹⁷⁵.

Les versions GO+ utilisées pour ces simulations [[Feuillus : 20.2 FS](#) ; [Conifères 26.10.PP](#) ; [Montagne : 26.10 PM](#)] sont vérifiées pour les points suivants¹⁷⁶ :

- Calibration de la croissance en hauteur et en diamètre sur Pin, Douglas et Hêtre pour différentes zones climatiques et conditions de croissance (réserve utile de sol, densité du peuplement) les données utilisées provenant des sources suivantes :
 - * Coopérative de données de croissance des essences forestières, groupes Douglas et Pin maritime,
 - * Réseau *Renecofo*r
 - * SOERE *Forêts*
- Fermeture des bilans d'énergie et de masse (H₂O, carbone)
 - * Infrastructure Européenne ICOS (données pré opérationnelles) et base de données *Fluxnet*.
- Vraisemblance de la sensibilité climatique et au CO₂ des variables de phénologie, production et croissance.
 - * Réseau *Renecofo*r

¹⁷⁴ Valeurs de réserve utile de 30 et 80 mm

¹⁷⁵ Classes d'âge retenues. Conifères : 15 et 40, Feuillus : 30 et 90 ; Montagne : 20 et 60

¹⁷⁶ Loustau, D., V. Moreaux, D. Picart, S. Martel, D. Achat, C. Moisy, A. Bosc (2017). Mechanistic modeling of the combined effects of climate and management on the energy, water and carbon exchanges in forest ecosystems: description of the Inra GO+ model, version 26.12. Geoscientific Model Development, soumis juin 2017

Tableau 7.2 : Variables d'entrée et de sortie du modèle GO+ mis en œuvre pour l'étude

GO+ v 26.10	Variable	Entité	Résolution temporelle	unités	
1. Variables de forçage	Température de l'air au niveau de référence		h	°C	
	Pression atmosphérique	Air	h	Pa	
	Vitesse horizontale du vent (10m)	Air	h	m.s ⁻¹	
	Rayonnement incident de courte longueur d'onde		h	W.m ⁻²	
	Rayonnement incident de courte longueur d'onde		h	W.m ⁻²	
	Concentration atmosphérique en CO ₂	Air	h	mol CO ₂ . mol air ⁻¹	
	Précipitations totales		h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹	
2. Variables simulées	Météorologie	Profil de vent, température, humidité et CO ₂ dans le couvert	ha	h	m.s ⁻¹ , °C, Pa, ppm
		Vitesse de friction	ha	h	m ² .s ⁻²
	Bilan radiatif	Rayonnement de courte longueur d'onde réfléchi, absorbé, transmis	A, V, S	h	W.m ⁻²
		Rayonnement de grande longueur d'onde émis	A, V, S	h	W.m ⁻²
		Rayonnement net	A, V, S	h	W.m ⁻²
	Bilan d'énergie	Flux de chaleur sensible	A,V,S	h	W.m ⁻²
		Flux de chaleur latente	A,V,S	h	W.m ⁻²
		Stockage de chaleur	S	h	W.m ⁻²
	Bilan hydrique et hydrologie	Evapotranspiration réelle	A, V, S	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹
		Evaporation des précipitations interceptée	A,V,S	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹
		Transpiration réelle	A, V, S	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹
		Transpiration potentielle	A	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹
		conductance stomatique	A,V,S	h	m.s ⁻¹
		conductance aérodynamique	A,V,S	h	m.s ⁻¹
		Teneur et stock d'eau des couches de sol	S	h	kg H ₂ O . m ⁻³ , kg H ₂ O . m ⁻²
		Potentiel hydrique	A, S	h	Pa
		Conductivité hydraulique	A, S	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹ . Pa ⁻¹
		Profondeur de la nappe phréatique	S	h	m
		Vidangede la nappe phréatique drainage	S	h	m.j ⁻¹
		ha	ha	h	kg H ₂ O . m ⁻² . h ⁻¹
	Bilan de Carbone et flux de CO ₂	production primaire brute	A,V	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		production primaire nette	A,V	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		respiration de maintenance	A,V	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		respiration de croissance	A,V	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		respiration des microorganismes du sol	S	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		Echanges nets de l'écosystème	ha	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		Retour de litière au sol	A, V	h	gC.m ⁻² .h ⁻¹
		Stocks de C, N, P, K, Ca, Mg (feuillage, branches, Sols)	A, V, i	j	gC . m ⁻²
		Stocks de C (HUM, BIO, RPM, DPM, IOM)	S	j	gC . m ⁻²
		Peuplement: structure, croissance et production	Récolte (Tronc, branches, feuillage, souche)	A, i	a
	Mortalité		A, V	j	gC.m ⁻² .j ⁻¹
	Mortalité		A	a	nombre d'arbres.ha ⁻¹ .a ⁻¹
	Récolte		A	a	nombre d'arbres.ha ⁻¹ .a ⁻¹
	Récolte		A, i	a	DBH moyen; DBH quadratique, Ecart-type
	Récolte		A, i	a	hauteur moyenne, Ecart-type
	Hauteur et accroissement annuel en hauteur		A, i	a	m, m.an ⁻¹
	Diamètre à 1.3m (DBH) et accroissement annuel en DBH		A, i	a	m, m.an ⁻¹
	Biomasse, minéralomasse (Tronc, branche, cohortes de feuille, racines grosses, petites, fines, souche) et accroissement annuel		A, i	a	gC . i ⁻¹ , gC . i ⁻¹ . a ⁻¹ N P K Ca Mg
	Surface foliaire		A, i, V	j	m ² .m ⁻²
	Indice foliaire	A, V	j	m ² .m ⁻²	
	surface terrière et accroissement annuel en volume	A, i	a	m ² .ha ⁻¹ , m ² .ha ⁻¹ .an ⁻¹	
	accroissement annuel en volume	A, i	a	m ³ .ha ⁻¹ , m ³ .ha ⁻¹ .an ⁻¹	
	indice de branche et tige	A	a	m ² .m ⁻²	
	densité	A	a	ha ⁻¹	
	Ecophysiologie	Date de débourrement	A,V	a	jour de l'année
		date de sénescence foliaire	A,V	a	jour de l'année
		température foliaire	A, V	h	°C
Potentiel hydrique foliaire		A	h	MPa	
Potentiel hydrique racinaire		A	h	MPa	
Indice de stress [0, 1]		A	a	sans	
Durée de stress hydrique annuel		A	a	j	
Sévérité de stress hydrique annuel		A	a	sans	
Précocité du déficit hydrique		A	a	date	

Ces résultats bruts ont été rendus intégrables dans le modèle MARGOT de l'IGN. Une anomalie a été calculée par strate IGN et par classe de diamètre. Pour ce faire un lien a été fait pour chaque placette IFN :

- Entre sa localisation et le pixel SAFRAN correspondant ;
- Entre son essence cible et une des trois essences simulées par GO+. Le modèle « Hêtre » a été utilisé pour tous les feuillus, celui « Pin maritime » pour tous les pins et celui « Douglas » pour les autres résineux ;
- Entre la réserve utile estimée sur le terrain par l'IFN et les classes utilisées par GO+ pour la simulation. Les placettes IFN dont la réserve utile est inférieure à 50 mm ont été affectées dans la classe GO+ de 25 mm, et celles dont la RU est supérieure à 50 mm ont été affectées dans la classe GO+ de 75 mm ;
- Pour les petits diamètres, c'est l'anomalie correspondant à la classe d'âge la plus faible qui a été utilisée et inversement pour les plus gros diamètres. Le seuil de diamètre a été calculé sur chaque strate MARGOT en utilisant le lien entre les observations d'âge et de diamètre réalisées sur les placettes IFN ;
- Pour chaque période de 5 ans, l'anomalie de la treizaine de GO+ correspondante a été utilisée (ou une moyenne pondérée lorsque deux treizaines sont concernées).

L'anomalie finale pour la strate correspond à la moyenne pondérée des anomalies des placettes IFN pour lesquelles il existe une prédiction issue de GO+. Les coefficients de forçage de la croissance ainsi obtenus sont détaillés dans le [Tableau 7.2](#).

Outre le fait que l'intégration entre les deux modèles est partielle et nécessiterait d'être approfondie (toutes les essences et toute la France ne sont pas représentées dans GO+), l'impact du changement climatique sur la ressource est ici simplifié. En effet GO+ a simulé l'impact du climat sur un couvert constant au cours du temps, ce qui n'intègre donc pas les possibles adaptations physiologiques des arbres. Enfin, MARGOT ne prend pas en compte les éventuels changements d'essences induits par le changement climatique.

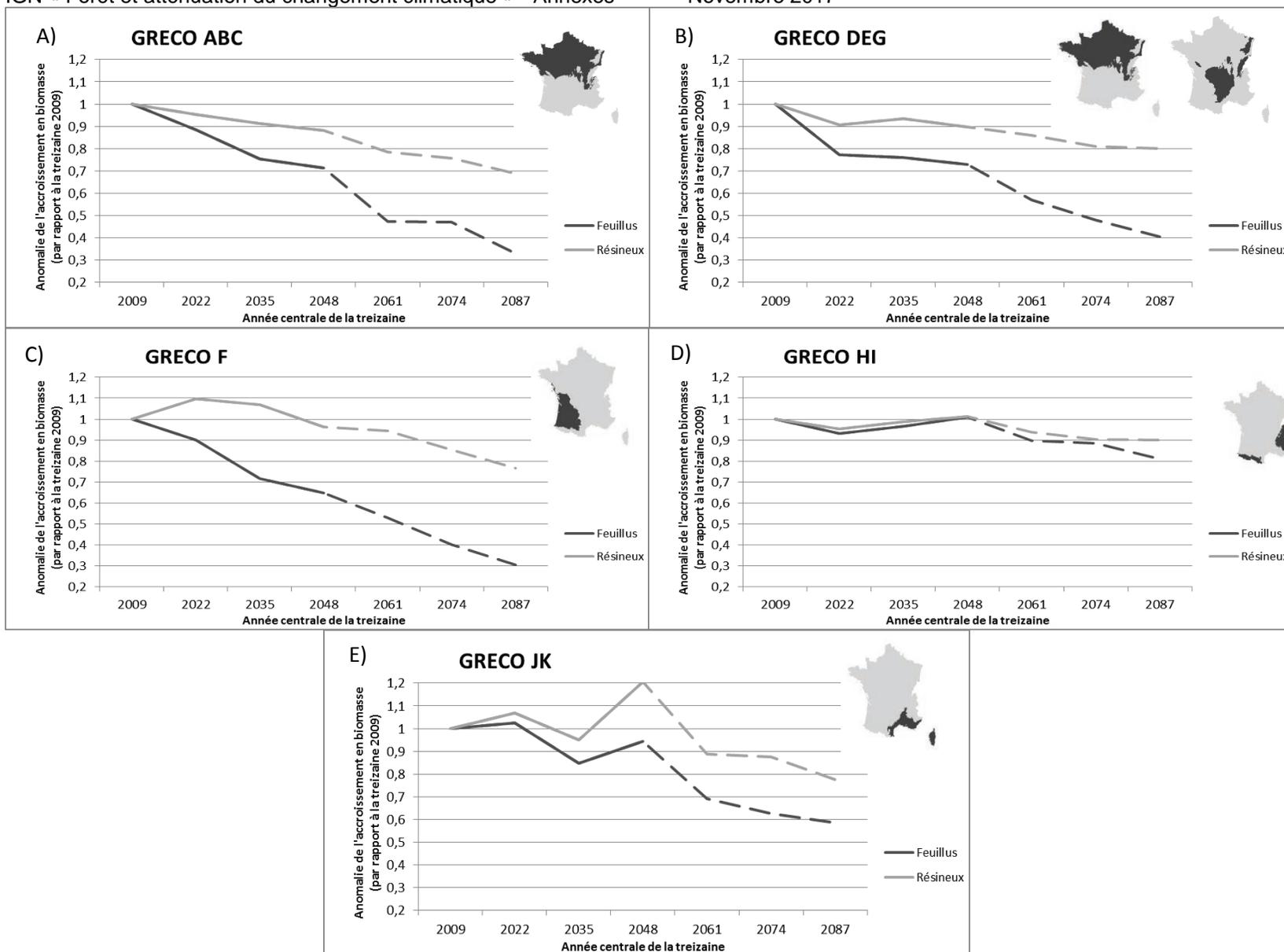


Figure 7.2 : anomalie moyenne de la croissance en biomasse pour le scénario RCP 8.5 par groupe de GRECO et groupe d'essences

Selon le scénario RCP 8.5 analysé, l'évolution des variables météorologiques montre une rupture nette entre le futur proche (2020-2050) et lointain (2050-2100) (cf. Figure 7.2).

- Jusqu'en 2048, cette évolution climatique se montre a priori plutôt neutre pour la production forestière. Relativement à la treizaine 2009, les moyennes annuelles de température et de déficit de pression de vapeur saturante de l'air augmentent légèrement jusqu'en 2050 ou sont quasi stables : +1.3 à +1.6°C et +70 à +120 Pa respectivement. Les précipitations annuelles sont stables et atteignent même leur maximum en 2048 en montagne (GRECOs HI) et en zone méditerranéenne (GRECOs JK) (+164 et +94 mm.an⁻¹). Les nombres de jours secs consécutifs ou de journées chaudes varient peu, le premier des deux diminuant même sur la moitié est de la France et, singulièrement, en zone méditerranéenne (GRECOs JK).

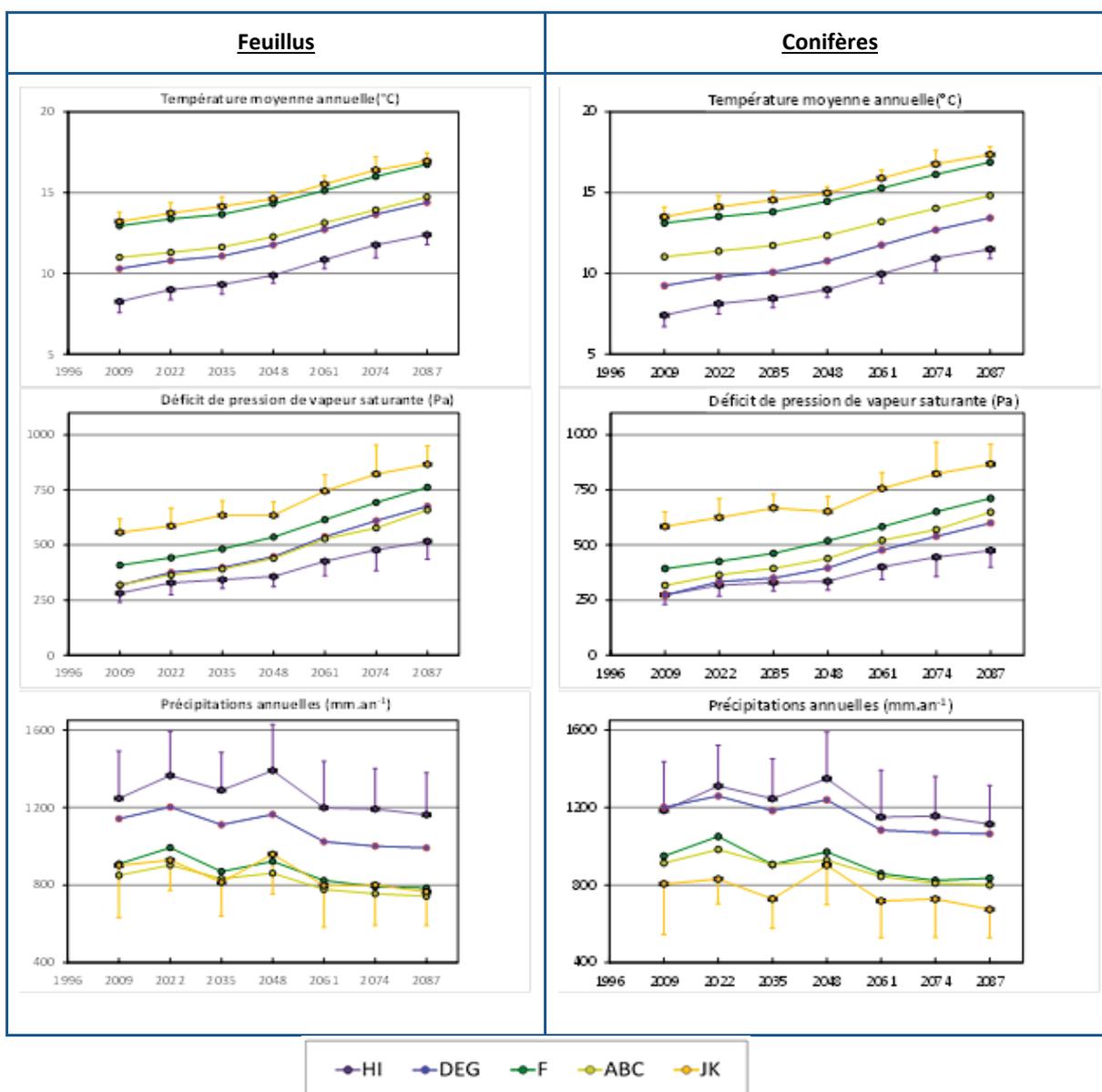


Figure 7.3. Moyennes par treizaine de la température moyenne annuelle, du déficit de pression de vapeur saturante moyen annuel et des précipitations annuelles par GRECO. Les barres verticales représentent l'écart-type moyen interannuel et par souci de clarté, ne sont présentées que pour les courbes enveloppes de chaque graphique.

Cependant, pour cette période 2009-2048 le modèle G0+ simule une anomalie de production aérienne montrant une baisse marquée dans les GRECOs du Nord de la France (ABC) et en moyenne montagne (DEG), ainsi que, pour les feuillus, dans les plaines du Sud-Ouest (F). Le modèle ne prédit pas en revanche de tendance marquée dans la zone méditerranéenne (GRECOs JK) ou en montagne (GRECOs HI). Cette évolution s'explique par une plus grande sensibilité des feuillus à la sécheresse de l'air et au stress hydrique du fait de leur fonctionnement physiologique (réponse stomatique) d'une part et par leur saison de croissance réduite qui s'effectue durant les seuls mois de printemps – été, les conifères pouvant en revanche mieux valoriser les conditions automnales et hivernales où l'évolution du climat améliore la productivité.

- De la treizième 2048 à la fin du siècle, l'évolution du climat projetée par le modèle ALADIN-Climat est plus rapide et accentuée, et devient franchement pénalisante pour la production : baisse des précipitations (-120 à -230 mm.an⁻¹) et accroissement de la sécheresse atmosphérique (+160 à +230 Pa). La production forestière nette aérienne est réduite sur l'ensemble du territoire avec des baisses plus marquées pour les feuillus en plaine et en moyenne montagne.

Ces résultats vont bien dans le même sens que les simulations antérieures sur la France entière mais elles semblent exagérer la baisse de production « feuillus » dans le futur proche¹⁷⁷. La principale explication de cette baisse est que la version GO+ utilisée est paramétrée pour l'essence Hêtre, particulièrement sensible à la sécheresse en comparaison des chênes. Les simulations semblent plus conformes aux résultats antérieurs pour les conifères. L'interprétation de ces résultats doit aussi être nuancée par le fait qu'ils n'intègrent aucun ajustement phénotypique ou acclimatation des peuplements au climat. Dans aucun des cas simulés, la réponse stomatique au CO₂ n'est prise en compte alors que pour certaines essences au moins, l'accroissement de la concentration de l'air en CO₂ provoque une réduction de conductance stomatique et de transpiration qui peut atténuer en partie l'intensité des sécheresses¹⁷⁸.

L'indétermination des scénarios climatiques et l'incertitude propre aux modèles climatiques et à leur régionalisation est aussi un facteur non pris en compte ici mais qui serait susceptible de modifier en profondeur les conclusions de notre analyse. La comparaison des cartes simulées de variables météorologiques entre les approches de Météo-France d'une part, et de l'IPSL d'autre part, montre bien que même pour un scénario RCP donné, le climat local simulé peut varier très largement.

¹⁷⁷ Ciais, P., Loustau, D., Bosc, A., Ogée, J., Dufréne, E., François, C., Viovy, N., and Delage, F. 2010. How will the production of French forests respond to climate change? An integrated analysis from site to country scale, in: *Forests, carbon cycle and climate change*, edited by: Loustau, D., Quae, Paris, 201-227.

Loustau, D., V. Moreaux, D. Picart, S. Martel, D. Achat, C. Moisy, A. Bosc (2017). Mechanistic modeling of the combined effects of climate and management on the energy, water and carbon exchanges in forest ecosystems : description of the Inra GO+ model, version 26.12. Geoscientific Model Development, soumis juin 2017.

¹⁷⁸ Knauer, J., Zaehle, S., Reichstein, M., Medlyn, B. E., Forkel, M., Hagemann, S., and Werner, C.: The response of ecosystem water-use efficiency to rising atmospheric CO₂ concentrations: sensitivity and large-scale biogeochemical implications, *New Phytol*, 213, 1654-1666, 10.1111/nph.14288, 2017.

Gimeno, T. E., Crous, K. Y., Cooke, J., O'Grady, A. P., Osvaldsson, A., Medlyn, B. E., and Ellsworth, D. S.: Conserved stomatal behaviour under elevated CO₂ and varying water availability in a mature woodland, *Funct Ecol*, 30, 700-709, 10.1111/1365-2435.12532, 2016.

II.2. Application des simulations en termes d'impact sur la mortalité

La mortalité additionnelle liée aux sécheresses a été étudiée en tentant de construire une relation entre les indicateurs physiologiques (indice de stress) issus de GO+ et les données de mortalité observées chez les arbres adultes du Réseau systématique de suivi des dommages forestiers. Ainsi, les surmortalités dues à la sécheresse dans le scénario RCP 8.5 ont été évaluées sur les crises de sécheresse passées enregistrées depuis 1989 dans le réseau systématique de surveillance de la forêt (partie française du réseau ICP Forest, Level I). Ce réseau observe l'état sanitaire annuellement d'environ 11 700 arbres répartis sur plus de 580 placettes réparties selon une grille systématique de 16 km de côté. Ce réseau est géré en France par le département de la santé des forêts.

La mortalité additionnelle liée aux sécheresses correspond en réalité à un ensemble de causes, notamment parasitaires, qui ocurrent dans les 2-3 années qui suivent l'épisode de sécheresse. Le lien entre climat et mortalité s'est révélé très pauvre (faible R^2) et surtout en extrapolation totale pour un scénario climatique aussi sévère que le RCP 8.5. De même, la densité de ce réseau ne permet pas d'analyser la distribution spatiale des mortalités d'arbres (par GRECO par exemple) ni par essence. Ainsi, nous avons seulement pu évaluer la mortalité additionnelle à l'échelle nationale pour les deux groupes d'essences feuillus ou résineux par rapport à la mortalité de fond, estimée à 0.15% en feuillu et 0.2% en résineux sur l'ensemble de la période d'observation disponible du réseau (1989-2015) (cf. Figure 7.4).

Il a donc été décidé de limiter la mortalité additionnelle à l'équivalent de celle d'une sécheresse d'intensité égale à 2003, qui aurait lieu tous les ans. Le calcul de cette anomalie a conduit à affecter à la mortalité des arbres adultes (plus de 27,5 cm de diamètre), un coefficient multiplicateur à la mortalité relevée par l'IFN. Ce delta a été fixé à 1,13 pour les strates feuillues et de 1,76 pour les strates résineuses (mortalité des années 2004 à 2006 rapportée à la mortalité entre 1989 et 2013).

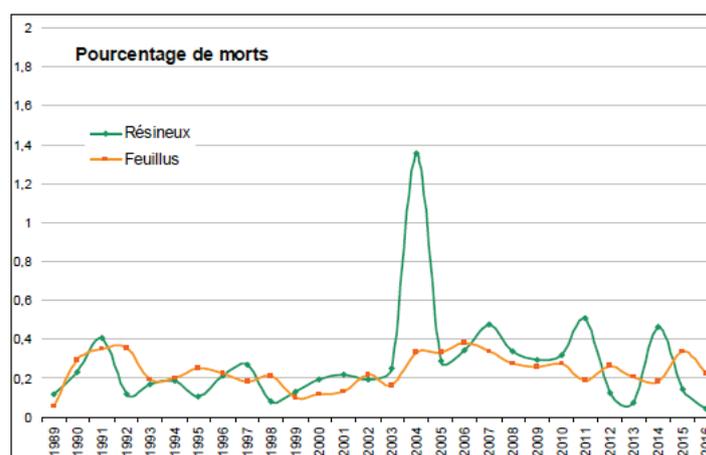


Figure 7.4 : Taux de mortalité d'arbres sur le réseau systématique depuis 1989 (Source : Département Santé de la Forêt, Goudet 2017 ¹⁷⁹)

¹⁷⁹ Goudet M., 2017. Réseau systématique de suivi des dommages forestiers. Bilan 2016. Département de la Santé des Forêts, Mars 2017, 10 p.

La fréquence d'année présentant une sécheresse égale ou supérieure à 2003 a été recherchée dans les sorties du modèle GO+ sous forçage climatique du RCP8.5. Dès la première période pour le RCP 8.5, une sécheresse d'intensité supérieure ou égale à 2003 susceptible d'induire un dépérissement est observée dans plus de 90% des cas avec récurrence quasi systématique sur plusieurs années. En conséquence, pour chaque année de la projection il a été appliqué aux mortalités IGN une mortalité additionnelle de 0,13 pour les feuillus et de 0,76 pour les résineux, chez les arbres adultes de bois moyens et gros bois seulement (à partir de 27,5 cm de diamètre).

ANNEXE 8 : « SECHERESSE ADDITIONNELLE »

Nathalie Breda ; Claire Bastick ; Denis Loustau ; *Simon Martel ; Christophe Moisy ;
Delphine Picart-Deshors*

Description de la crise

La sécheresse édaphique (dans le sol), quantifiée par le calcul quotidien du contenu en eau du sol, est un phénomène fréquent auquel les arbres sont capables de faire face. La diminution d'eau extractible du sol induit une réponse des arbres, la régulation stomatique, limitant à la fois la transpiration (émission de vapeur d'eau du couvert) et la photosynthèse (entrée de carbone dans le peuplement). La régulation par les arbres ne constitue pas en tant que tel un « risque » puisqu'il s'agit d'un mécanisme d'adaptation pour faire face au manque d'eau. Ici, la crise sécheresse dans le scénario RCP 8.5 fait référence à un déficit hydrique extrême de types 2003, ou récurrent plusieurs années successives. Les capacités de régulation des arbres sont alors dépassées et des dysfonctionnements irréversibles peuvent apparaître : embolie de certains organes, mortalités de branches, pertes foliaires traduisant souvent une phase de dépérissement, avec dans les situations extrêmes comme 1976, 1989-1991 ou 2003 une surmortalité d'arbres¹⁸⁰.

Dimensionnement de la crise

La sécheresse édaphique est quantifiée par le calcul quotidien du contenu en eau du sol réalisé par modélisation de bilan hydrique dans le modèle GO+ ; l'état hydrique du sol induit une réponse des arbres, la régulation stomatique, limitant à la fois la transpiration (émission de vapeur d'eau du couvert) et la photosynthèse (entrée de carbone dans le peuplement). La régulation par les arbres ne constitue pas en tant que tel un « risque » puisqu'il s'agit d'une adaptation pour faire face au manque d'eau. Cependant dans le contexte de l'étude, la conséquence de cette régulation est une limitation de l'assimilation de carbone par les arbres, donc une réduction de la force de puits de carbone temporaire, pendant la durée de l'épisode sec. Plus l'épisode est précoce et long, plus l'impact en termes de fixation de carbone est important. Ce déficit de fixation de carbone est quantifié par le modèle GO+.

La sécheresse édaphique résulte à la fois des deux composantes clés du bilan hydrique : l'entrée d'eau dans l'écosystème, c'est-à-dire la pluviométrie et le besoin en eau de la végétation qui dépend de l'évapotranspiration potentielle (forçage climatique qui dépend du rayonnement, de la température de l'air, de l'humidité relative de l'air et de la vitesse du vent). Celle-ci évolue dans les climats futurs sous l'effet conjoint du réchauffement et de l'assèchement de l'air. La composante radiative de l'évapotranspiration potentielle évolue en effet peu dans les scénarios de climats futurs. Ainsi, la sécheresse atmosphérique,

¹⁸⁰ Bréda, N., Huc, R., Granier, A., Dreyer, E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63, 625-644.

Bréda, N., Badeau, V., 2008. Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Géoscience* 340, 651-662.

quantifiée par le déficit de saturation de l'air, est prise en compte explicitement dans le calcul de la transpiration des arbres et donc de la sécheresse édaphique. Le modèle GO+ calcule explicitement l'impact de la régulation stomatique induit par la sécheresse sur le bilan de carbone et les flux d'eau. Par ailleurs, GO+ calcule plusieurs indicateurs de sécheresse, dont le rapport entre l'évapotranspiration réelle (qui varie sous l'effet de la régulation stomatique en situation de manque d'eau) et l'évapotranspiration potentielle (issue directement du scénario climatique pris en compte).

Impacts sur la forêt

Les surmortalités dues à la sécheresse ont été évaluées sur les crises de sécheresse passées enregistrées depuis 1989 dans le réseau systématique de surveillance de la forêt (partie française du réseau ICP Forest, Level I). Ce réseau observe l'état sanitaire annuellement d'environ 11 700 arbres répartis sur plus de 580 placettes réparties selon une grille systématique de 16 km de côté. Ce réseau est géré en France par le département de la santé des forêts.

L'impact de la sécheresse en termes de mortalité additionnelle est quantifié à partir des observations passées sur le réseau systématique de maille 16 km. Cependant, la densité de ce réseau ne permet pas d'analyser la distribution spatiale des mortalités d'arbres (par GRECO par exemple) ni par essence. Ainsi, nous avons seulement pu évaluer la mortalité additionnelle à l'échelle nationale pour les deux groupes d'essences feuillus ou résineux par rapport à la mortalité de fond, estimée à 0.15% en feuillu et 0.2% en résineux sur l'ensemble de la période d'observation disponible du réseau (1989-2015) (cf. Figure 8.1). La surmortalité observée consécutivement à l'épisode de sécheresse exceptionnelle de 2003 (période 2004-2006) a ainsi été évaluée à 1,13 en feuillu et 1,76 en résineux par rapport à la période totale d'observation 1989-2015.

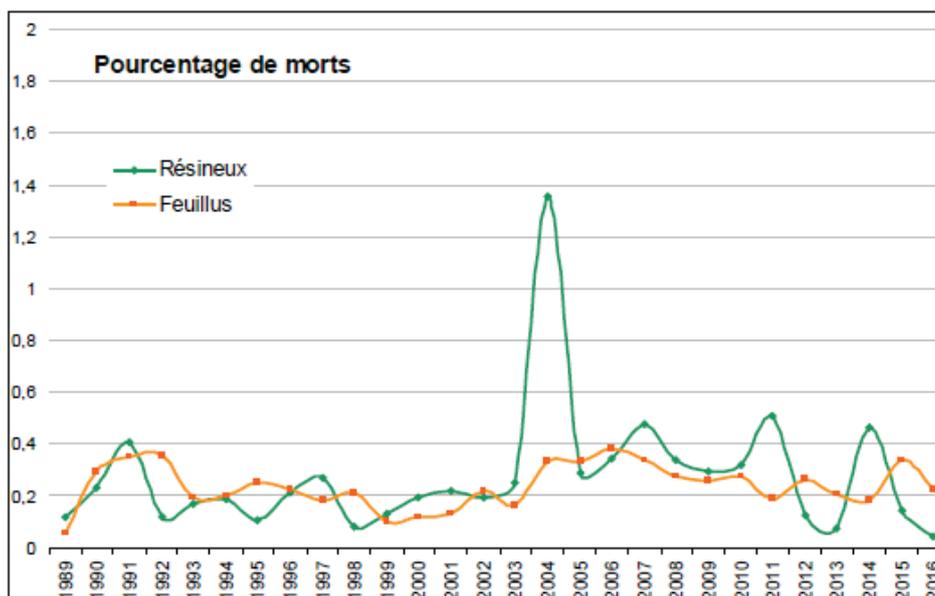


Figure 8.1 : Taux de mortalité d'arbres sur le réseau systématique depuis 1989 (Source : Département Santé de la Forêt, Goudet 2017 ¹⁸¹)

¹⁸¹ Goudet M., 2017. Réseau systématique de suivi des dommages forestiers. Bilan 2016. Département de la Santé des Forêts, Mars 2017, 10 p.

Le choix a été fait de ne pas appliquer de mortalité additionnelle dans le scénario climatique « témoin » (représentant le climat entre 2003 et 2013). La fréquence d'année présentant une sécheresse égale ou supérieure à 2003 a été recherchée dans les sorties du modèle GO+ sous forçage climatique du RCP8.5. Dès la première période pour le RCP 8.5, une sécheresse d'intensité supérieure ou égale à 2003 et donc susceptible d'induire un dépérissement est observée dans plus de 90% des cas avec récurrence quasi systématique sur plusieurs années. En conséquence, pour chaque année de la projection, une mortalité additionnelle de 0,13 pour les feuillus et de 0,76 pour les résineux, chez les arbres adultes de bois moyens et gros bois seulement (à partir de 27,5 cm de diamètre).

Aspects temporels

La sécheresse édaphique est déclenchée par le forçage climatique, avec une variabilité interannuelle élevée déjà sous climat actuel. Rappelons que les scénarios climatiques sont des modèles statistiques et que le positionnement dans le temps est purement aléatoire ; ainsi, l'année de sécheresse maximale calculée par le modèle GO+ x scénario climatique se situe dans une fenêtre temporelle (futur proche ou futur lointain, ici dans une treizaine d'années) mais n'a aucune signification de date en tant que telle. Une autre réalisation du même modèle climatique pourrait très bien positionner l'année de sécheresse maximale deux ans avant ou après. Les mortalités additionnelles sont appliquées chaque année dans le RCP 8.5 sans distinction temporelle.

Aspects spatiaux

La localisation des zones de déficit hydrique en France métropolitaine est issue des calculs de bilan hydrique du modèle fonctionnel GO+ associé aux scénarios climatiques régionalisés. Comme expliqué ci-dessus, les mortalités additionnelles sont appliquées sans distinction spatiale par manque de données observées de mortalité.

Aspects post crise

En termes d'utilisation par la filière, le devenir des bois secs et dépérissants a été contrasté entre les deux groupes d'essences feuillus et résineux, sur la base des valorisations actuelles de ce type de produits accidentels. En résineux, tous les volumes sont transformés en bois énergie et bois d'industrie, tandis qu'il n'y a pas d'impact sur les catégories de produits en feuillu. Une partie du bois mort reste en forêt selon les mêmes règles du modèle MARGOT.

ANNEXE 9 : CRISE « INCENDIES APRES SECHERESSE »

Eric Rigolot ; Claire Bastick ; Denis Loustau ; Christophe Moisy

Description de la crise

Il s'agit d'une saison catastrophique d'incendies comprenant de nombreux feux de forêt dans toute la gamme habituelle des dimensions des incendies en France, dont un certain nombre de méga-feux, ajoutant au caractère exceptionnel de cette saison.

Dimensionnement de la crise

L'année 2003 représente l'année de référence pour ce scénario de crise permettant de caractériser une saison feux de forêt catastrophique. Il s'agit en effet de l'année record en terme de surface totale brûlée, aussi bien à l'échelle de la région sud-est (61 424 ha - source Prométhée) qu'à l'échelle nationale (73 278 ha – source EFFIS). L'ampleur du phénomène incendie en 2003 est expliquée par le caractère lui-même exceptionnel de la vague de chaleur et de la sécheresse de l'été 2003.

Ce bilan annuel d'incendies est obtenu avec plusieurs centaines de feux de dimensions très variables, s'étalant en 2003 de 1 à 6744 ha. On retrouve lors de cette saison d'incendies exceptionnelle une règle qui gouverne tous les bilans, même les plus faibles, selon laquelle quelques grands incendies concourent à l'essentiel du bilan. Sur la période de la base Prométhée (1973-2016), pour les 15 départements du sud-est de la France, seulement 10 incendies ont égalé ou dépassé les 5000 ha (cf. [Tableau 9.1](#)). Ces incendies représentent ce que l'on qualifiera de méga-feux pour la France. L'année 2003 est aussi une référence concernant les méga-feux puisqu'il s'agit de l'année qui en compte le plus (3 sur 10). Les méga-feux se développent dans des situations de perte de contrôle total par le système de prévention et de lutte, avec quasiment aucune protection effective des espaces forestiers. Lors de ces événements, les forces de lutte se focalisent quasiment exclusivement sur la protection des personnes, et sur la protection des habitations et autres enjeux humains (bâtiments agricoles ou industriels, infrastructures de transport ...). Tout ceci nous a conduits à considérer le niveau de danger d'incendie de 2003 comme le seuil de référence pour le scénario « sécheresse et incendies ».

Tableau 9.1 : les incendies de forêt d'au moins 5000 ha en France sur la période entre 1973 et 2016 (Source Prométhée)

Année	Département	Commune	Surface totale (ha)
1976	66	Corbère-les-Cabanes	6600
1977	2B	Belgodère	5000
1979	83	Le Luc	5880
1983	2A	Serra-di-Ferro	5000
1990	83	Collobrières	9600
1990	83	Vidauban	11580
1992	2B	Palasca	5643
2003	83	Vidauban	6744
2003	83	Vidauban	5646
2003	2B	Santo-Pietro-di-Tenda	5532

L'indice Forêt Météo (IFM) est un indice général de danger d'incendie fourni quotidiennement par les services de Météo-France et utilisé par la Sécurité Civile pour préparer le dispositif de prévention et de lutte. Il est issu du Fire Weather Index (FWI) canadien qui est par ailleurs largement utilisé en Europe et dans le monde. Le FWI est un indice composite qui intègre plusieurs indicateurs élémentaires et combine finalement une vitesse de propagation initiale du feu et les quantités de combustible disponibles¹⁸². Il intègre notamment les conséquences des conditions de sécheresse sur la disponibilité au feu de la végétation combustible. C'est un indice numérique qui varie théoriquement de 0 à l'infini. Il est uniquement fondé sur des paramètres météo, ce qui permet de l'appliquer sur des données météo observées passées ou sur des données simulées futures. Pour cette étude, le FWI a été calculé selon la méthode proposée par Wang et al. (2016)¹⁸³.

La crise se déroule sur une campagne estivale feux de forêt à l'échelle nationale centrée sur les mois de juillet et août durant lesquels, historiquement, l'essentiel des surfaces incendiées est déploré.

L'équipe GO+ a calculé le FWI moyen mensuel France entière sur la maille Safran 8 km x 8 km avec les données météo observées de l'année de référence 2003. Les moyennes nationales du FWI sur les carreaux de la grille Safran pour les mois de juillet et août 2003 sont respectivement de 9,77 et 15,62 ; soit une moyenne de 12,69 pour ces deux mois. Cette valeur a été retenue pour représenter le danger d'incendie de référence pour la

¹⁸² Van Wagner C.E. 1987. Élaboration et structure de la méthode canadienne de l'Indice Forêt-Météo. Institut forestier national de Petawawa, Ontario, Service Canadien des Forêts

¹⁸³ Wang X., Cantin A., Parisien MA., Wotton M., Anderson K., Flannigan M. 2016. Fire Weather Index System and Fire Behaviour Prediction System Calculations – Package R 'fwi.fbp'. 19p. <https://r-forge.r-project.org/projects/fwi-fbps/>

France. Rappelons qu'à ce niveau de danger d'incendie correspond une surface totale parcourue de 75 000 ha (bilan 2003 arrondi) sur la France, c'est le dimensionnement de crise utilisé pour le scénario de climat « témoin ».

Le FWI mensuel a aussi été estimé pour toutes les années de 2017 à 2050 avec les données météo simulées avec le modèle dynamique régional du CNRM ALADIN (ALADIN-Climat v4) sur la base du scénario climatique RCP8.5 (cf. [Annexe 7 pp. 1-2](#)). La valeur annuelle la plus élevée des moyennes du FWI des mois de juillet et août a été recherchée sur la même période. La valeur obtenue de 30,42 représente un danger d'incendie 2,4 fois plus élevé que pour l'été 2003. Le [Tableau 9.2](#) détaille les paramètres statistiques du FWI en 2003 et lors de l'année de danger maximum. En appliquant ce facteur d'aggravation à la surface totale nationale incendiée en 2003 on obtient une estimation de la surface totale brûlée lors de la crise « sécheresse puis incendies » s'élevant à 175 000 ha. Il s'agit du cumul surfacique de tous les feux individuels de quelques hectares à plusieurs centaines, voire milliers d'hectares.

Tableau 9.2 : Statistiques élémentaires du FWI moyen national estival calculé sur la grille Safran pour les scénarios de climat "témoin" et RCP8.5 pour le scénario de crise « sécheresse puis incendies ».

Scénario de climat	« témoin-2003 »	RCP8.5
Moyenne	12,69	30,42
Médiane	11,93	32,72
Ecart type	6,61	9,18
Max	49,07	55,44
Min	0,11	0,05

Aspects temporels

Compte tenu du caractère stochastique des modèles climatiques, la chronologie des sorties de ces modèles n'a pas de valeur prédictive. L'occurrence de la sécheresse extrême qui déclenche la crise « sécheresse puis incendies » n'est donc pas déduite de cet exercice de simulation, mais a été fixée arbitrairement pendant le cycle quinquennal MARGOT 2025 - 2030 afin qu'elle se produise suffisamment tôt dans la période étudiée (2017 - 2050) pour disposer d'une période post-crise suffisamment longue pour en évaluer les effets.

Pour les besoins de l'étude et par souci de simplification des analyses, une seule crise « sécheresse puis incendies » a été positionnée pendant la période de simulation choisie. Un scénario plus probable verrait la répétition de crises de ce type à chaque sécheresse significative. En particulier dans le cadre du scénario climatique RCP 8.5, on s'attend à un climat extrême avec une succession d'années sèches comme la suite 2003-2006. Chaque crise serait certes de moindre ampleur que celle envisagée ici, mais le cumul de leurs effets pourrait être supérieur, sans compter l'effet déstabilisant pour le monde forestier et sa filière de cette récurrence pouvant déboucher sur une aversion à entreprendre paralysant les initiatives.

Aspects spatiaux

La localisation des zones de la France métropolitaine touchées par les incendies s'est faite en deux temps : (i) on a commencé par isoler les mailles Safran de plus forts dangers d'incendie ($FWI > 29,5$), (ii) puis, parmi les mailles ainsi sélectionnées, les zones forestières réellement impactées ont été déterminées au moyen de l'inventaire forestier national en construisant un indice empirique d'aggravation de la sensibilité à l'incendie des formations forestières. La surface incendiée totale a été distribuée en l'affectant prioritairement aux points d'inventaire ayant les plus fortes sensibilités aux incendies jusqu'à atteindre les surfaces de 75 000 ha et 175 000 ha, respectivement en scénario de climat « témoin » et RCP8.5. En effet l'IGN peut affecter une représentativité surfacique à chaque point d'inventaire.

Le même sous ensemble de mailles SAFRAN de plus forts dangers d'incendies en RCP 8.5 a été utilisé pour distribuer les 75 000 ha de surface totale brûlée en scénario de climat « témoin », à l'aide de l'indice empirique d'aggravation de la sensibilité de la végétation. Ce choix a pour avantage d'obtenir des mailles candidates dans la trace tempête, ce qui nous a été utile dans le cadre du scénario de crise "tempêtes et cascade de risques" où nous avons fait le choix d'affecter exclusivement les forêts incendiées dans la trace de la tempête (cf. [Annexe 10 p. 4](#)). Ce choix a pour inconvénient pour le scénario de climat « témoin », de ne pas positionner les zones incendiées dans le grand sud comme en 2003.

L'indice empirique d'aggravation de la sensibilité à l'incendie des formations forestières a été construit par l'INRA-URFM et l'IGN à partir d'une sélection de variables mesurées sur les points de l'inventaire forestier. Cet indice est le produit des 4 termes suivants :

Terme 1 lié à l'embroussaillage : $LIGN1_M + 0.25 * HERB_M$,

Terme 2 lié à l'enrésinement du peuplement arboré : $1 + 0.25 * TR_RX_M$,

Terme 3 lié à l'importance de la pente : $0.5 * (1 + \exp(3.533 * (\min(PENT2_M, 60) / 100)^{1.2}))$,

Terme 4 lié à l'exposition sud : $1 - 0.5 * Y_EXPO_M * PENT2_M / 100$,

où $LIGN1_M$ est le Taux de couverture des ligneux bas moyen sur la strate en 1/10,

$HERB_M$ est le Taux de couverture herbacée moyen sur la strate en 1/10,

TR_RX_M est le Taux d'enrésinement moyen sur la strate en %,

$PENT2_M$ est la Pente moyenne sur la strate en %,

Y_EXPO_M est la Composante Y moyenne de l'exposition sur la strate.

Dans le terme 3, la pente est bornée à 60 %. Cette formule est adaptée du facteur de vitesse de propagation (ROS factor) canadien qui prend en compte l'augmentation exponentielle de la surface d'un feu montant, en fonction de l'importance de la pente (Van Wagner 1987). Le terme 4 est maximal en exposition sud et d'autant plus élevé que la pente est forte. L'indice final varie de 0 à 308.

Impacts sur la forêt

La [Figure 9.1](#) présente la distribution des incendies du scénario de crise « sécheresse puis incendies » sous scénario climatique RCP8.5.

Sur chaque zone brûlée, la mortalité des arbres est totale.

Le volume de bois mort issu des incendies a été évalué par le modèle de ressource MARGOT (IGN). Ce modèle fournit les volumes de bois morts déclinés par essences dominantes.

Lors du calcul de l'impact sur le bilan carbone, le carbone perdu immédiatement par la combustion n'a pas été pris en compte, ni pour la partie valorisée en BO, BI ou BE, ni pour le bois brûlé laissé en forêt (voir annexes 12 et 13). Cette approximation est plus forte dans le cas de la crise « tempêtes, scolytes et incendies » où les arbres morts génèrent des incendies plus puissants qui consomment plus de combustible que lors de la crise « incendies après sécheresses » où les incendies se propagent dans de la végétation vivante dont seulement le feuillage et les petites branches participent à la combustion.



Figure 9.1 : Localisation des points d'inventaire incendiés pour le scénario de crise « sécheresse puis incendies » et le scénario de climat RCP8.5

Aspects post crise

Impacts sur la filière : Les débouchés des bois brûlés sont limités du fait de la carbonisation des troncs. Ils peuvent néanmoins être valorisés en panneaux de particules ou en bois énergie.

ANNEXE 10 : TEMPÊTES, SCOLYTES ET INCENDIES

Céline Meredieu ; Claire Bastick ; Barry Gardiner ; Hervé Jactel ; Eric Rigolot

Description de la crise

Il s'agit de documenter une crise de tempêtes hivernales d'une ampleur nationale entraînant une pullulation de scolytes sur pins et épicéas suivie d'une saison catastrophique d'incendies pendant l'été de la même année. Le caractère exceptionnel de cette crise est lié à la surface forestière impactée par les tempêtes et aux pertes en bois additionnelles dues aux pullulations de scolytes et aux incendies.

Dimensionnement de la crise

La crise liée aux tempêtes a été dimensionnée pour impacter le territoire national dans son ensemble. Les tempêtes Lothar et Martin de 1999 ont été choisies comme référence. En effet, ces deux tempêtes qui se sont suivies à 2 jours d'intervalle, ont, à l'échelle de l'Europe, détruit plus de 240 millions de m³ de bois dans 15 pays. Ce volume représente une tour de 34 km de haut posée sur un terrain de football. La France a été le pays le plus touché avec 176 millions de m³ détruits soit environ 3 années de récolte¹⁸⁴.

Interactions avec le scénario de climat RCP 8.5 :

L'ampleur des tempêtes n'a pas été modifiée dans le scénario RCP 8.5 car les modifications de fréquence et d'intensité de vents extrêmes en raison du changement climatique sont moins avérées que les projections d'évolution des températures liées à l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère. En effet, certains modèles prédisent une plus forte intensité des vitesses de vent, mais tous ne s'accordent pas sur ce point¹⁸⁵. Les trajectoires des tempêtes en Europe pourraient elles aussi être impactées¹⁸⁶ avec des translations vers le nord de l'Europe. En revanche, les études s'accordent à dire que la vulnérabilité des forêts aux tempêtes serait affectée par plusieurs phénomènes liés au changement climatique : en particulier, des températures et des précipitations plus élevées l'hiver diminueraient la qualité de l'ancrage des arbres¹⁸⁷.

¹⁸⁴ Gardiner B, Schuck A, Schelhaas MJ, Orazio C, Blennow K, Nicoll B (2013) Living with storm damage to forests. What Science can tell us. European Forest Institute, Finland.

¹⁸⁵ Lindner M., Rummukainen M. (2013) Challenges for forestry in relation to storms. In: Gardiner B, Schuck A, Schelhaas MJ, Orazio C, Blennow K, Nicoll B (eds) Living with storm damage to forests. What Science can tell us. European Forest Institute, Finland, pp 109-115

¹⁸⁶ Bengtsson, L., K.I. Hodges, and E. Roeckner, (2006): Storm Tracks and Climate Change. *J. Climate*, 19, 3518–3543, doi: 10.1175/JCLI3815.1.

¹⁸⁷ Gardiner et al., 2013. Cf. supra.

Kamimura, K., Kitagawa, K., Saito, S. et al. (2012) Root anchorage of hinoki (*Chamaecyparis obtuse* (Sieb. Et Zucc.) Endl.) under the combined loading of wind and rapidly supplied water on soil: analyses based on tree-pulling experiments *Eur J Forest Res* 131: 219. doi:10.1007/s10342-011-0508-2

En revanche, le scénario RCP 8.5 risque d'aggraver les dégâts dus aux scolytes (effet de la sécheresse et de la température) et d'augmenter la surface touchée par les incendies (effet de la sécheresse).

Aspects temporels

La période de la crise « Tempêtes, Scolytes et Incendies » a été fixée arbitrairement (pendant le cycle quinquennal Margot 2025 – 2030) et suffisamment tôt pendant la période de simulation choisie pour cette étude (2017 - 2050) de façon à pouvoir observer les effets de cette cascade de catastrophes selon les différents scénarios de gestion.

Saison ou liste des mois de la crise :

Les tempêtes hivernales, d'octobre à janvier sont celles qui ont généré le plus de dégâts en Europe sur la période 1950-2000¹⁸⁸. Les pullulations de scolytes sont généralement observées dès l'été suivant les tempêtes en se concentrant sur les volis et les chablis puis, pendant les années suivantes, sur les chablis et les arbres restés sur pied. Les pullulations de scolytes sténographes sur les pins ne durent pas plus de 3 ans¹⁸⁹. Au contraire, les pullulations de scolytes typographes sur les épicéas peuvent durer jusqu'à 10 ans¹⁹⁰.

La saison des incendies a été placée pendant la saison estivale suivant les tempêtes hivernales, comme proposé pour le scénario de crise « Sécheresse et Incendies ».

Répétition :

Pour les besoins de l'étude et par souci de simplification des analyses, une seule crise « Tempêtes, scolytes et incendies » a été positionnée pendant la période de simulation choisie. Pourtant, la France a essuyé dans les 30 dernières années plusieurs tempêtes dites « exceptionnelles » (Xynthia, 2010 ; Klaus, 2009 ; Martin et Lothar, 1999 ; Tempête d'octobre 1987¹⁹¹) dont les temps de retour estimés étaient de l'ordre du siècle compte tenu des vitesses de vent mesurées. Ces estimations de temps de retour des tempêtes sont complexes car ce sont des phénomènes hautement stochastiques et finalement des événements relativement rares¹⁹².

Aspects spatiaux :

¹⁸⁸ Gardiner B, Blennow K, Carnus J-M, Fleischer P, Ingemarson F, Landmann G, Lindner M, Marzano M, Nicoll B, Orazio C, Peyron J-L, Reviron M-P, Schelhaas M-J, Schuck A, Spielmann M, Usbeck T (2010). Destructive Storms in European Forests: Past and Forthcoming Impacts. European Forest Institute - Atlantic European Regional Office. Final report to DG Environment (07.03307/2009/SI2.540092/ETUB/B I).

¹⁸⁹ Nageleisen L.M. (2009). L'estimation des dégâts liés aux scolytes après les tempêtes de 1999. In: Birot Y, Landmann G, Bonhême I (eds). GIP ECOFOR La forêt face aux tempêtes, pp 69-75.

¹⁹⁰ Wermelinger, B. (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest ecology and management*, 202(1), 67-82.

Grégoire, J. C., & Evans, H. F. (2007). Damage and control of BAWBILT organisms an overview. In *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis* (pp. 19-37). Springer Netherlands.

Kärvemo, S., & Schroeder, L. M. (2010). A comparison of outbreak dynamics of the spruce bark beetle in Sweden and the mountain pine beetle in Canada (Curculionidae: Scolytinae). *Entomologisk Tidskrift* 131(3): 215-224. Uppsala, Sweden 2010. iSSn 0013-886x

Nageleisen L.-M. (2005). Insectes sous-corticaux : des mortalités records dans l'est de la France en 2004. (La santé des forêts [France] en 2004) Min. Agri. et Pêche. (DGFAR), Paris, France, 6 p.

http://www.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/insectes_sous_corticaux.pdf

¹⁹¹ Bessemoulin, P. (2002). Les tempêtes en France. *Réalités industrielles*, 9-14.

¹⁹² Gardiner et al., 2010. Cf. supra.

Essences objectifs pour la crise « Tempêtes et scolytes » :

Pour définir la zone des tempêtes, nous avons sélectionné les strates IGN présentant en essences principales des pins et des épicéas de façon à simuler les plus forts impacts de pullulations de scolytes. En effet, ce sont les résineux, pins et épicéas (sapins dans une moindre ampleur) qui sont les genres les plus impactés par ces insectes sous-corticaux après les tempêtes.

Zones concernées par la tempête :

Une trajectoire Sud-Ouest vers Nord-Est, au départ des Charentes a ensuite été proposée sur la base de cette sélection de strates IGN. En effet, les tempêtes extra-tropicales suivent une trajectoire représentant le chemin de plus basse pression avec une ampleur plus ou moins large autour de cette ligne. Elles se forment dans l'Atlantique Nord et s'affaiblissent généralement quand elles arrivent sur les côtes. Ces tempêtes arrivent donc le plus souvent de l'ouest et impactent le nord de l'Angleterre, le nord de l'Allemagne ou la Scandinavie.

Finalement, le tracé et la zone retenus sont en adéquation avec les trajectoires des tempêtes et les contours de zones les plus touchées en Europe ces 50 dernières années¹⁹³.

Contours de chaque zone touchée par les tempêtes et les scolytes :

La surface touchée par les tempêtes a été choisie grâce au catalogue des tempêtes¹⁹⁴ qui enregistre les données principales des tempêtes majeures en Europe des 50 dernières années. Une surface totale entre 700 000 ha et 1 000 000 ha, c'est-à-dire une bande de 50 km de large sur 200 km de long a été proposée permettant de reproduire la surface la plus large impactée par une tempête en Europe lors les 50 dernières années (1 million d'ha pour Lothar et Martin en 1999).

Cette première trajectoire représente le cœur de la tempête (zone rouge sur la figure 1) où le taux de dégâts est supérieur à 40%. Dans ce cas, les zones touchées ne sont plus considérées comme des zones productives ; elles sont donc l'objet de coupes rases d'exploitation. A cette zone centrale, est ajoutée une zone périphérique où les peuplements sont touchés à moins de 40%. Pour cela, à la trajectoire de base est ajoutée une bande de 25 km de large (soit 12,5 km de part et d'autre de la zone rouge sur la Figure 10.1) : cette zone de dégâts secondaires (zone bleue sur la Figure 10.1) présente une surface d'environ 685 000 ha.

¹⁹³ Gardiner B, Blennow K, Carnus J-M, Fleischer P, Ingemarson F, Landmann G, Lindner M, Marzano M, Nicoll B, Orazio C, Peyron J-L, Reviron M-P, Schelhaas M-J, Schuck A, Spielmann M, Usbeck T (2010). Destructive Storms in European Forests: Past and Forthcoming Impacts. European Forest Institute - Atlantic European Regional Office. Final report to DG Environment (07.03307/2009/SI2.540092/ETUB/B I).

¹⁹⁴ <http://www.efiatlantic.efi.int/portal/databases/forestorms/>

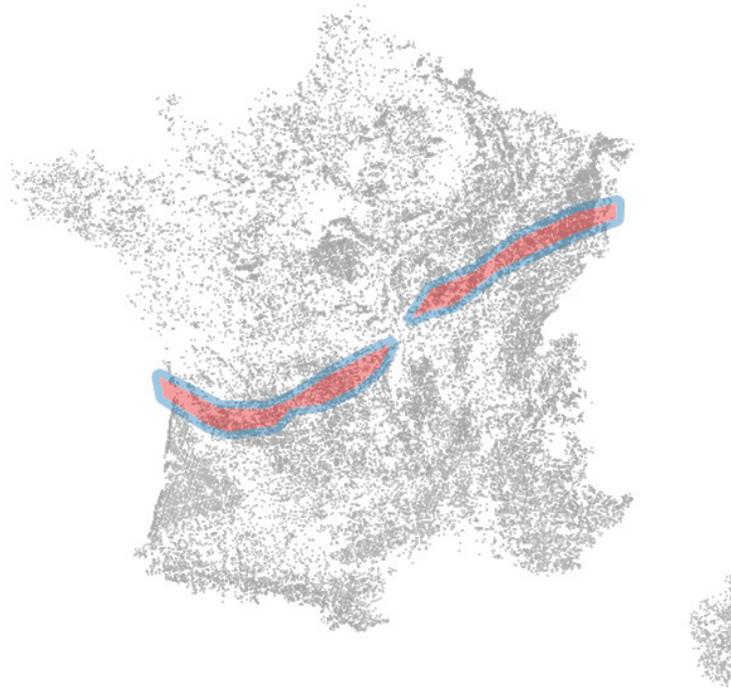


Figure 10.1 : Tracé de la tempête proposé pour l'étude.

Zones affectées par les incendies :

Compte tenu de la nécromasse considérable générée par les tempêtes (volis, chablis, scolytes), et de la structure favorable à la propagation des incendies de ces complexes de végétation (continuités horizontale et verticale du combustible), il a été choisi de concentrer exclusivement les incendies dans la trace de la tempête (zones bleue et rouge). Par ailleurs les difficultés de lutte contre l'incendie dans les structures de végétation post-tempête et la dégradation induite des réseaux et infrastructures d'appui à la lutte augmentent encore la vulnérabilité au feu de ces zones. Les surfaces forestières éventuellement brûlées dans les zones hors tempêtes ont par conséquent été volontairement négligées dans ce scénario de crise.

Au sein de la trace des tempêtes, les formations forestières partiellement (zones bleues) ou totalement (zones oranges) (cf. Figure 10.2) impactées ont toutes été considérées comme également très vulnérables à l'éclosion et à la propagation du feu, sans qu'il ne soit plus nécessaire de les distinguer par l'indice empirique d'aggravation de la sensibilité à l'incendie des formations forestières. Pour ce scénario de crise, seule la sécheresse locale, évaluée au moyen de l'indice de danger d'incendie (FWI – cf. Annexe 9 pp 2-3), a été utilisée pour localiser les mailles SAFRAN dont les zones forestières seraient brûlées. Les mailles SAFRAN de plus fort FWI ont été sélectionnées jusqu'à atteindre les surfaces de 75 000 ha et 175 000 ha, respectivement en scénario de climat « témoin » et RCP8.5. Ce choix a été discuté dans l'Annexe 9 p.4 décrivant le scénario de crise "sécheresse puis incendies".

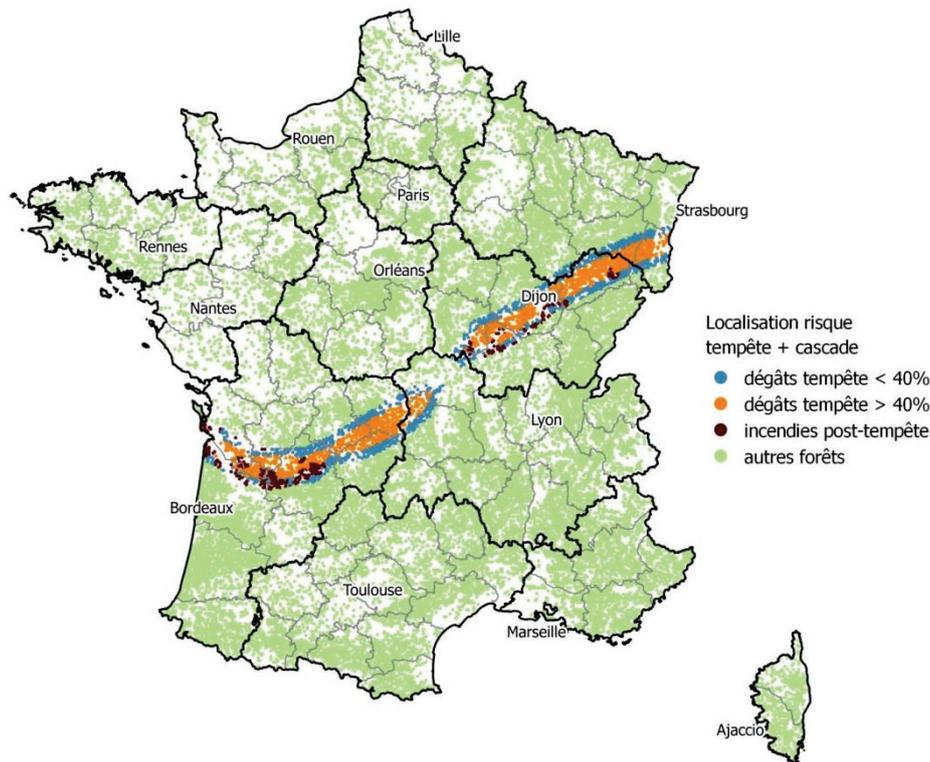


Figure 10.2: Tracé de la tempête proposé pour l'étude et localisation des incendies post-tempête

Impacts directs sur la forêt :

Mortalité des arbres :

Pour cette crise, aucune perte de croissance n'est liée aux aléas choisis. La mortalité des arbres est considérée comme immédiate même dans le cas des arbres chablis.

L'estimation des volumes détruits par la tempête a été calculée grâce au modèle ForestGales¹⁹⁵. Premièrement, les volumes par classe de diamètre pour les espèces suivantes : épicéa, pins, douglas, tous feuillus, autres résineux ont été fournis par le modèle Margot à la date de déclenchement de la crise et pour chacune des deux zones de dégâts. Ensuite, le modèle ForestGales a été utilisé pour calculer la vitesse de vent critique nécessaire pour déraciner ou casser les arbres de chacune des catégories définies ci-dessus. Les paramètres du Pin maritime ont été utilisés pour la catégorie « pin »¹⁹⁶ et les paramètres du pin sylvestre pour « autres résineux ». L'épicéa et le douglas ont été simulés avec leurs paramètres respectifs. Pour les feuillus, deux jeux de vitesses critiques ont été générés d'une part avec les paramètres du chêne et d'autre part avec les paramètres du mélèze. Ensuite, un algorithme estime la vitesse de vent et la compare à la vitesse de vent critique pour déterminer si, pour l'espèce d'arbre et la dimension choisie, l'arbre moyen de

¹⁹⁵ Gardiner, B.A., Peltola, H., Kellomaki, S., (2000). Comparison of two models for predicting the critical wind speeds required to damage coniferous trees. Ecol.Model. 129, 1e23.

Hale SE, Gardiner B, Peace A, Nicoll B, Taylor P, Pizzirani S (2015) Comparison and validation of three versions of a forest wind risk model. Environmental Modelling & Software 68:27-41.

¹⁹⁶ Cucchi V, Meredieu C, Stokes A, de Coligny F, Suarez J, Gardiner B (2005) Modelling the windthrow risk for simulated forest stands of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait). Forest Ecol Manage 213:184-196

cette catégorie est détruit par chablis ou par volis sous la contrainte d'un volume de dégâts de 80 % dans la zone orange et de 40 % dans la zone bleue. Au final, on obtient le volume de bois détruit, soit par chablis, soit par volis, par catégorie d'essences et de diamètre pour chacune des deux zones de dégâts liés aux tempêtes. Après calculs et compte tenu de la répartition des espèces, dans la zone rouge, le pourcentage d'arbres chablis est de 43 % ; dans la zone bleue, ce pourcentage est de 16 %. La part de chablis et de volis suite aux tempêtes est une information importante pour tenir compte de la perte de qualité du matériau et donc des usages potentiels de ces bois endommagés.

Ces pourcentages de volumes de dégâts ne sont pas affectés par le scénario RCP 8.5.

Autres dommages liés aux scolytes :

L'analyse des dommages en raison des pullulations de scolytes pour les pins et les épicéas a fait l'objet d'une recherche bibliographique séparée car selon l'espèce, les pullulations de scolytes sont de nature différentes : *Ips sexdentatus* (scolyte sténographe) pour les pins et *Ips typographus* (scolyte typographe) pour les épicéas.

Tableau 10.1 : Recueil des informations nécessaires à l'estimation des dégâts du scolyte sténographe.

Référence 1	Référence 2	Référence 3
Évaluation du volet mobilisation des bois chablis - Plan de solidarité nationale consécutif à la tempête Klaus, du 24 janvier 2009- rapport CGAAER n° 12078	INFORMATION SANTÉ DES FORÊTS N° 10-01 suite à la tempête Klaus Évaluation des dommages de scolytes sur le massif aquitain - fin septembre 2010 Résultats de l'inventaire par "road sampling" réalisé du 23 septembre au 1er octobre 2010	Scolytes : modalités pratiques d'intervention pour un propriétaire sinistré, CRPF Aquitaine 2011
- Tempête Klaus (2009) : 42 Mm ³	- Tempête Klaus (2009) : 37 Mm ³	- Tempête Martin (1999): entre 23 et 29 Mm ³
- dégâts supplémentaires liés aux scolytes : entre 4 et 7 Mm ³	- dégâts supplémentaires liés aux scolytes : 4 Mm ³	- dégâts supplémentaires liés aux scolytes : 2.5 Mm ³
- soit entre 10 et 17%	- soit 11%	- soit entre 9 et 11%

Le pourcentage de dégâts additionnels dû au scolyte sténographe a été fixé à 12 % du volume de dégâts. Les pullulations de ce type de scolyte ne durent pas plus de 3 ans. Les dégâts sont donc calculés sur un seul cycle quinquennal du modèle MARGOT 2025 – 2030 et pour chaque zone.

Tableau 10.2 : Recueil des informations nécessaires à l'estimation des dégâts du scolyte typographe.

Référence 1	Référence 2	Référence 3
Grégoire, J. C., & Evans, H. F. (2007). Damage and control of BAWBILT organisms an overview. In Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis (pp. 19-37). Springer Netherlands.	Kärvemo, S., & Schroeder, L. M. (2010). A comparison of outbreak dynamics of the spruce bark beetle in Sweden and the mountain pine beetle in Canada (Curculionidae: Scolytinae). Entomologisk Tidskrift 131(3): 215-224	Nageleisen, L.M. (2006) ¹⁹⁷ . Insectes sous-corticaux des résineux en 2005 : Poursuite de la pullulation de Typographe de l'Epicea dans les montagnes de l'est. In, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGFAR), Paris, France, 5p.
Autriche 11 Mm ³ entre 1992 et 2000 Pologne 6 Mm ³ entre 1990 et 1999 Allemagne 6 Mm ³ entre 1990 et 1998 France 1,5 Mm ³ entre 1990 et 2001	- Tempête Suède 2005, 50-70 Mm ³ , suivie de + 3,2 à 4 Mm ³ de mortalité supplémentaire lié à <i>I. typographus</i> entre 2006 et 2011	- Tempête 2009 Martin, environ 30 Mm ³ de chablis en Lorraine Cumul dégâts typographes entre 2000 et 2005: 2,5 Mm ³
	soit + 5% à 8%	soit 8%

Pour le scolyte typographe, le pourcentage de dégâts additionnels a été fixé à 6% du volume de dégâts pour la zone centrale de la tempête et sur un seul cycle quinquennal du modèle MARGOT 2025 – 2030. Dans la zone bleue, pour tenir compte de la durée des pullulations de ce scolyte (au moins 10 ans¹⁹⁸) deux cycles successifs pour le modèle MARGOT ont été impactés : pendant le cycle de survenue des tempêtes, un taux de 6 % est retenu ; pour la période suivante, un taux de 2% est retenu (pour un total de 8%). Dans la zone centrale de la tempête, le pourcentage de dégâts additionnels liés au scolyte typographe a été fixé à 8% du volume de dégâts (à la place de 6%) sur un seul cycle quinquennal du modèle MARGOT 2025 – 2030.

Pour simuler le scénario climatique RCP 8.5, des références bibliographiques sont disponibles sur l'effet de la sécheresse, mais aussi de la hausse des températures, sur l'intensité des dégâts des scolytes sténographes (respectivement Jactel et al., 2012 et Pineau et al. 2017¹⁹⁹) et des scolytes typographes (respectivement Jactel et al., 2012 et d'autre part Jönsson et al., 2009 ; Wermelinger et al., 2012²⁰⁰). Une sécheresse augmente le

¹⁹⁷ Nageleisen, L.M. (2006). Insectes sous-corticaux des résineux en 2005 : Poursuite de la pullulation de Typographe de l'Epicea dans les montagnes de l'est. In, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGFAR), Paris, France, 5p.

¹⁹⁸ Wermelinger, B. (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. Forest ecology and management, 202(1), 67-82.

¹⁹⁹ Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M. L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., & Koricheva, J. (2012). Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. Global Change Biology, 18(1), 267-276.

Pineau, X., David, G., Peter, Z., Sallé, A., Baude, M., Lieutier, F., & Jactel, H. (2017). Effect of temperature on the reproductive success, developmental rate and brood characteristics of *Ips sexdentatus* (Boern.). Agricultural and Forest Entomology, 19(1), 23-33.

²⁰⁰ Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M. L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., & Koricheva, J. (2012). Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. Global Change Biology, 18(1), 267-276.

Jönsson, A., Appelberg, G., Harding, S., & Barring, L. (2009). Spatio-temporal impact of climate change on the activity and voltinism of the spruce bark beetle, *Ips typographus*. Global Change Biology, 15(2), 486-499.

²¹⁴ Wermelinger, B., Epper, C., Kenis, M., Ghosh, S., & Holdenrieder, O. (2012). Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. Journal of Applied Entomology, 136(3), 212-224.

taux de dégâts de 12 % pour les deux espèces d'*Ips*²⁰¹. Une augmentation de 1°C de la température moyenne annuelle (comme en 2003, 2006 et 2011 en Aquitaine) permet à *I. sexdentatus* de compléter une génération de plus (3 au lieu de 2) par an²⁰². On note une même augmentation du nombre de génération (3 au lieu de 2) pour *I. typographus* en Suisse²⁰³. En conclusion, le climat RCP 8.5 modifie les pourcentages de dégâts additionnels liés aux pullulations de scolytes qui, pour le climat actuel, sont compris entre 6% et 12% selon les espèces et la zone de dégâts. Ces dégâts sont multipliés par 1,68 pour le RCP 8.5.

Autres dommages liés aux incendies :

Les complexes de combustible générés par les tempêtes (nécromasse importante dans toutes les catégories de diamètre ; teneur en eau du combustible faible ; forte continuité horizontale et verticale du combustible) sont très favorables à propagation du feu, mais aussi à une combustion plus complète, qui se prolonge plus longtemps en arrière du front de flamme actif. Notons d'abord que la perte immédiate de carbone lors de la combustion n'a pas été prise en compte lors du calcul du bilan carbone ni pour la partie valorisée en BO, BI ou BE, ni pour le bois brûlé laissé en forêt (voir annexes 12 et 13). Notons ensuite que ces incendies post-tempêtes, très dynamiques, produisent plus de charbon de bois que les feux de végétation classiques. Or des études récentes soulignent la durée de vie très longue du carbone séquestré dans les charbons de bois (par ex. DeLuca et Aplet, 2008²⁰⁴) et proposent de mieux le prendre en compte dans les bilans carbone des écosystèmes forestiers soumis à des régimes d'incendies plus sévères du fait du changement climatique. La demi-vie des bois brûlés abandonnés en forêt n'a néanmoins pas été changée (fixée à 30 ans) car peu d'information sont encore disponibles sur l'évaluation de la quantité de charbons de bois produits en proportion du reste de la nécromasse non carbonnée laissée en forêt, et particulièrement dans le cas d'incendies post-tempête.

Par ailleurs, on peut s'attendre à une destruction par le feu des places de dépôt de bois, zone d'attente d'enlèvement en bord de parcelles contribuant à aggraver la perte de carbone. Les plateformes de stockage à long terme qui permettent de différer l'écoulement du bois vers les entreprises de transformation pourraient elles aussi être affectées par des incendies quand elles ne disposent de systèmes permanents d'aspersion.

Sur les zones incendiées, la mortalité des arbres qui avaient survécu aux tempêtes a été considérée comme totale.

²⁰¹ Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M. L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., & Koricheva, J. (2012). Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 18(1), 267-276.

²⁰² Pineau, X., David, G., Peter, Z., Sallé, A., Baude, M., Lieutier, F., & Jactel, H. (2017). Effect of temperature on the reproductive success, developmental rate and brood characteristics of *Ips sexdentatus* (Boern.). *Agricultural and Forest Entomology*, 19(1), 23-33.

²⁰³ Jönsson, A., Appelberg, G., Harding, S., & Bähring, L. (2009). Spatio-temporal impact of climate change on the activity and voltinism of the spruce bark beetle, *Ips typographus*. *Global Change Biology*, 15(2), 486-499.

Wermelinger, B., Epper, C., Kenis, M., Ghosh, S., & Holdenrieder, O. (2012). Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology*, 136(3), 212-224.

²⁰⁴ ex. DeLuca T.H., Aplet G.H. (2008). Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(1), 18-24.

Aspects post crise :

Impacts sur la filière de la succession tempêtes puis scolytes

L'expérience des tempêtes récentes permet de dresser les perspectives suivantes. On peut s'attendre à une perte en volume récolté d'autant plus important que l'est lui-même le volume sur pied détruit. Les débouchés pour les volis sont limités aux panneaux de particules et au bois énergie. Les volumes récoltés sont de moindre qualité. Le stockage de bois pendant quelques années impacte les éclaircies en bois vert pendant cette période. Les exportations sont plus fortes, mais de manière générale les prix s'effondrent. On constate aussi une diminution des récoltes dans les régions non impactées limitrophes concomitante à un arrêt des récoltes en bois vert dans les zones impactées.

Impacts sur la filière liés aux incendies

Les débouchés des bois brûlés sont limités du fait de la carbonisation des troncs. Ils peuvent néanmoins être valorisés en panneaux de particules ou en bois énergie.

Le tableau 10.3 récapitule l'ensemble des hypothèses faites ici telles qu'elles ont été ensuite implémentées dans MARGOT

Tableau 10.3 : Hypothèses faites pour la cascade de crises Tempêtes-Scolytes-Incendies.

	Zone orange	Zone bleue
Zone	Zone cœur de la tempête (700 000 ha touchés à plus de 40%)	Zone périphérique (≈ 685 000 ha à dégâts plus diffus et inférieurs à 40%)
Chablis	Pourcentages par essence et classe de diamètre fournis par le modèle Forest Gales : soit environ 43% du volume sur pied de la zone	Pourcentages par essence et classe de diamètre fournis par le modèle Forest Gales : soit environ 19% du volume sur pied de la zone
Volis	Pourcentages par essence et classe de diamètre fournis par le modèle Forest Gales : soit environ 37% du volume sur pied de la zone	Pourcentages par essence et classe de diamètre fournis par le modèle Forest Gales : soit environ 6% du volume sur pied de la zone
Scolytes	Attaques sur l'épicéa et le pin, respectivement	6% et 12% du volume détruit par la tempête (taux multipliés par 1,68 en climat RCP 8.5)
Nettoyage	Le volume restant sur pied est nettoyé	Pas de prélèvements supplémentaires
Incendies	mortalité totale sur les 75 000 ha (ou 175 000 ha en climat RCP 8.5) incendiés . Peuplements situés dans les deux zones, sur les mailles SAFRAN où le FWI est le plus fort.	
Post-crise	Plus aucun volume sur la zone après la crise, remise en production 10 ans après la tempête avec une régénération à l'identique (mais abondante)	Peuplements résiduels, avec une forte baisse de la surface terrière entraînant une augmentation de la régénération.

ANNEXE 11 : CRISE « INVASIONS BIOLOGIQUES (FEUILLUS & RESINEUX) »

Benoît Marçais ; Claire Bastick ; Hervé Jactel

Description de la crise :

Nature du risque : Invasion d'un parasite (champignon ou insecte) entraînant une forte mortalité des recrues, une mortalité plus modérée adultes et d'importantes pertes de croissance.

Détail : On envisage une invasion biologique commençant dès le début de la période et se propageant ultérieurement à travers l'ensemble du pays. La dispersion du parasite de même que la dynamique de mortalité et de perte de croissance en fonction de son temps de présence ont été calés sur celles observées dans le cas de la chararose en France²⁰⁵. Le choix de calibrer la crise en fonction de ce qui a été observé durant la chararose est par nature arbitraire, mais se justifie par le fait qu'il s'agit d'une des rares crises sanitaires ayant remis en cause une essence européenne importante et pour laquelle les impacts à l'échelle régionale soient documentés avec assez de détails. Une des particularités de l'histoire de risque « invasion biologique » est qu'il n'y aura pas d'interaction pas avec les autres risques (sécheresses, tempêtes ou incendies) et qu'elle n'inclura donc pas de cascade de risques. De ce fait, ce scénario d'invasion biologique ne sera simulé que pour le scénario « climat actuel » et sera par contre dimensionné en impactant des un nombre variable essences d'importances majeurs.

Essences concernées : Deux types d'invasions biologiques ont été simulées, une sur chênes et une sur pins. Pour chacune d'entre elle, deux niveaux de sévérité ont été simulés en impactant un nombre croissant d'essences. Pour l'histoire d'invasion sur chênes, le scénario sévère impacte les chênes pédonculés, sessiles et pubescents (*Q. petraea*, *Q. pubescens* ou *Q. robur*, quelle que soit la strate du modèle MARGOT où ils sont présents) tandis que le scénario plus modéré n'impacte que le chêne pédonculé (*Q. robur*, quelle que soit la strate du modèle MARGOT où cette essence est présente). Pour l'histoire d'invasion sur pins, le scénario sévère impacte les pins d'Alep, maritimes, noirs et sylvestres (*P. halepensis*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. sylvestris*, quelle que soit la strate du modèle MARGOT où ils sont présents) tandis que le scénario plus modéré n'impacte que le pin maritime *P. pinaster*, quelle que soit la strate du modèle MARGOT où cette essence est présente).

²⁰⁵ Gross A, Holdenrieder O, Pautasso M, Queloz V, Sieber TN (2014) *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. *Molecular Plant Pathology*, 15, 5–21.

Marçais B, Husson C, Caël O, Collet C., Dowkiw A., Saintonge F-X., Delahaye L., Chandelier A. (2017). Estimation of Ash mortality induced by *Hymenoscyphus fraxineus* in France and Belgium, *Baltic Forestry* (in press).

Muñoz F, Marçais B, Dufour J, Dowkiw A (2016) Rising Out of the Ashes: Additive Genetic Variation for Crown and Collar Resistance to *Hymenoscyphus fraxineus* in *Fraxinus excelsior*. *Phytopathology*, 106, 1535:1543.

Aspects temporels et spatiaux :

Ceux-ci seront déterminés par la dynamique de dispersion du parasite invasif simulé, calés pour être équivalent à ce qui a été observé dans le cas de la chararose. La vitesse de progression choisie pour simuler l'invasion est de 50 km par an. Le départ de cette invasion a été situé dans le N-NE de la France pour la crise affectant les chênes ou dans le sud pour celle affectant les Pins, avec de multiples foyers initiaux (cf. Figure 11.1). Le choix de la localisation des foyers de départ et de la vitesse de progression est arbitraire ; ceux-ci ont toutefois été placés dans des zones avec de fortes populations de chênes ou de pins selon l'invasion simulée.

L'évolution de la crise dépend de cette progression simulée. Les strates du modèle MARGOT sont impactées selon la proportion de points IFN constituant la strate touchée par le parasite invasif et selon la durée de sa présence. Juste une partie des essences de la strate est touchée par l'invasion (pins ou chênes). On distingue donc les essences au sein de la strate (essence(s) impactée(s) vs. autres essences) ; l'accroissement, la mortalité et la régénération des essences non impactées se fait selon la norme de la strate tandis que ces caractéristiques sont réduites selon les modalités indiquées au paragraphe suivant pour les essences impactées. La régénération totale dans une strate est calculée automatiquement en fonction de l'évolution de la surface terrière dans la strate. Elle augmente donc en cas de mortalité abondante et est alors répartie en faveur des essences non touchées de la strate (voir paragraphe suivant). Ceci induit alors un mécanisme de compensation significatif. Par contre, il a été choisi de ne pas simuler un remplacement d'espèce en cas de peuplements déstructurés par l'invasion, ceci n'étant pas envisageable dans le temps imparti. Nous indiquerons toutefois les surfaces de peuplement déstructurées par l'invasion.

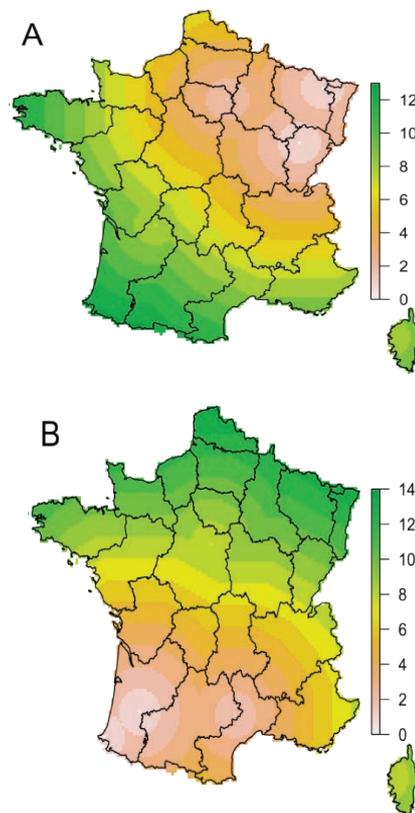


Figure 11.1 : Evolutions temporelle et spatiale de la présence du parasite invasif induisant la crise. A.

Chênes, B. Pins.

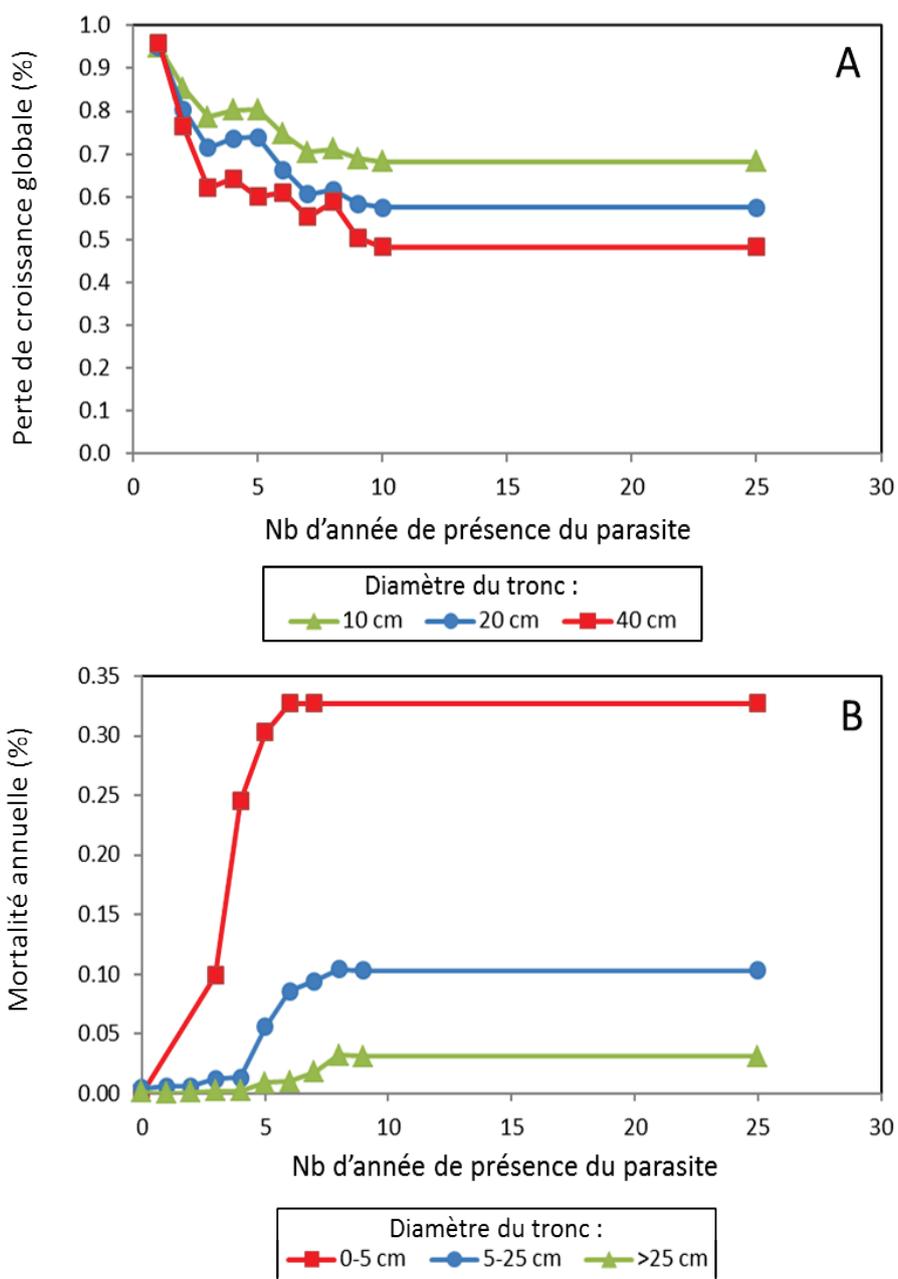


Figure 11.2: Impact du parasite invasif en termes de perte de croissance annuelle (A) et de mortalité (B).

Impacts sur la forêt :

Les impacts seront d'abord des pertes de croissance, qui ont été calibrées en s'inspirant de ce qui est observé dans le cas de la chararose du frêne parasite²⁰⁶. Elles sont calculées en fonction du dépérissement provoqué qui dépend du temps de présence du parasite (cf. Figure 11.2A). Le parasite invasif est aussi supposé provoquer une mortalité importante qui

²⁰⁶ Muñoz F, Marçais B, Dufour J, Dowkiw A (2016) Rising Out of the Ashes: Additive Genetic Variation for Crown and Collar Resistance to *Hymenoscyphus fraxineus* in *Fraxinus excelsior*. *Phytopathology*, 10.1094/PHYTO-11-15-0284-R.

Marçais B, Husson C, Caël O, Collet C., Dowkiw A., Saintonge F-X., Delahaye L., Chandelier A. (2017). Estimation of Ash mortality induced by *Hymenoscyphus fraxineus* in France and Belgium, *Baltic Forestry* (in press).

dépend du diamètre des arbres considérés²⁰⁷. La mortalité est forte pour des arbres dans la catégorie 5-25 cm de diamètre et plus modérée pour des arbres de diamètre supérieur à 25 cm (cf. Figure 11.2B). La régénération de l'essence impactée se fait selon les modalités normales de la strate, mais en proportion de la part que représente la (les) essence(s) impactée(s) dans la classe 10-20 cm de diamètre après prise en compte de la mortalité liée à l'invasion (cf. Figure 11.2B). La forte mortalité des semis liée à l'invasion est donc prise en compte de façon indirecte et conservative. D'autres types de dommages peuvent être observés en particulier concernant les possibilités de commercialisation liées à la mise en place d'une quarantaine comme cela est observé pour le nématode pin ou du point de vue de la santé humaine (présence de chenilles urticantes pour la plupart des défoliateurs invasifs des chênes). Toutefois, ces types de dommage n'ont pas été considérés dans cette histoire de crise.

Dimensionnement de la crise : La sévérité de la crise dépend de 3 éléments : vitesse de l'invasion, importance de / des essences impactées et niveau des pertes de croissance et de la mortalité. La commande était de dimensionner une crise d'invasion réaliste, mais ayant un fort impact. Nous avons donc choisi une vitesse de progression de l'invasion forte. La vitesse de progression choisie pour simuler l'invasion est de 50 km par an, ce qui est une vitesse rapide qui correspond à ce qui est observé pour des parasites de type foliaire ou disséminés par des insectes²⁰⁸. D'autre part, de multiples foyers initiaux ont été simulés ce qui est souvent observé dans les invasions biologiques²⁰⁹.

Les essences impactées, chênes ou pins déterminent aussi la forte sévérité de la crise. Nous avons utilisé ce facteur pour déterminer deux niveaux de sévérité de la crise. Ce type d'invasion remettant fortement en cause la survie d'une essence n'a pour l'instant touché en Europe que des espèces forestières d'importance plus faible (graphiose sur l'orme, maladie des bandes rouges sur Pin laricio ou chalarose sur les frênes). Il existe des mécanismes impliquant qu'une invasion par un parasite très sévère à moins de chance de toucher une

²⁰⁷ Marçais B, Husson C, Caël O, Collet C., Dowkiw A., Saintonge F-X., Delahaye L., Chandelier A. (2017). Estimation of Ash mortality induced by *Hymenoscyphus fraxineus* in France and Belgium, *Baltic Forestry* (in press).

²⁰⁸ Evans. A (2016). The Speed of Invasion: Rates of Spread for Thirteen Exotic Forest Insects and Diseases. *Forests*, 7, 99.

Harwood TD, Tomlinson I, Potter CA, Knight JD (2011) Dutch elm disease revisited: past, present and future management in Great Britain: Dutch elm disease revisited. *Plant Pathology*, 60, 545–555.

Gross A, Holdenrieder O, Pautasso M, Queloz V, Sieber TN (2014) *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. *Molecular Plant Pathology*, 15, 5–21.

Meentemeyer RK, Cunniffe NJ, Cook AR, Filipe JAN, Hunter RD, Rizzo DM, Gilligan CA (2011) Epidemiological modeling of invasion in heterogeneous landscapes: spread of sudden oak death in California (1990–2030). *Ecosphere*, 2, art17.

Xhaard C, Barrès B, Andrieux A, Bousset L, Halkett F, Frey P (2012) Disentangling the genetic origins of a plant pathogen during disease spread using an original molecular epidemiology approach. *Molecular Ecology*, 21, 2383–2398.

Sharov, A. A., Pijanowski, B. C., Liebhold, A. M., & Gage, S. H. (1999). What affects the rate of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) spread: winter temperature or forest susceptibility?. *Agricultural and Forest Entomology*, 1(1), 37-45.

²⁰⁹ Dutech C, Barrès B, Bridier J, Robin C, Milgroom MG, Ravigné V (2012) The chestnut blight fungus world tour: successive introduction events from diverse origins in an invasive plant fungal pathogen: *Molecular Ecology*, 21, 3931–3946

²²³ Taole M, Bihon W, Wingfield BD, Wingfield MJ, Burgess TI (2015) Multiple introductions from multiple sources: invasion patterns for an important *Eucalyptus* leaf pathogen. *Ecology and Evolution*, n/a-n/a.

Poland, T. M., & McCullough, D. G. (2006). Emerald ash borer: invasion of the urban forest and the threat to North America's ash resource. *Journal of Forestry*, 104(3), 118-124.

Boissin, E., Hurley, B., Wingfield, M. J., Vasaitis, R., Stenlid, J., Davis, C, (..) & Klasmer, P. (2012). Retracing the routes of introduction of invasive species: the case of the Sirex noctilio woodwasp. *Molecular Ecology*, 21(23), 5728-5744.

essence majeure. En effet, les essences occupant une large surface dans une région donnée présentent à la fois une diversité génétique et un cortège parasitaire (insectes, microorganismes) plus fort²¹⁰. De ce fait, elles ont plus de chance d'avoir déjà été affectées par un parasite phylogénétiquement proche du parasite invasif et donc de présenter de la résistance ex ante. De même, il y a plus de chance qu'il y ait présence d'ennemis naturels du parasite invasif (prédateurs, parasitoïdes, mycoparasites, mycovirus) dans l'écosystème envahi. Ceci ne supprime toutefois pas le risque. Ainsi, le châtaignier, essence majeure de la forêt du NE de l'Amérique du nord a été largement éliminé de ces écosystèmes par *Cryphonectria parasitica* / *Phytophthora cinnamomi*²¹¹. Il existe d'autre part des parasites connus présentant une agressivité très forte sur nos pins / chênes dans d'autres régions du monde. Un exemple classique est l'agent de l'oak wilt, *Ceratocystis fagacearum*, champignon proche de l'agent de la graphiose de l'orme. Ce champignon présente une très forte agressivité sur nos principales espèces de chênes²¹². De même l'agrile du frêne, d'origine asiatique, a été introduit accidentellement aux USA au début des années 2000, provoquant la mortalité de millions d'arbres et menaçant la survie de l'ensemble des espèces du genre *Fraxinus*²¹³.

Enfin, l'impact du parasite en termes de perte de croissance et de mortalité est le dernier facteur déterminant la sévérité de la crise. Les impacts des invasions passées sont souvent mal renseignés à des échelles régionales et donc, nous avons relativement peu d'information pour dimensionner la crise sur ce point. Les pertes de croissance simulées sont fortes. Ceci correspond à un parasite qui a un impact moyen sur la croissance mais surtout qui atteint une prévalence / sévérité très forte²¹⁴. La mortalité est, elle aussi, assez forte. Toutefois, elle est très inférieure à ce qui a été observé dans le cas de la graphiose de l'orme²¹⁵ et légèrement inférieure à ce qui est observé pour le Sudden Oak death en Californie²¹⁶.

²¹⁰ Brändle, M., & Brandl, R. (2001). Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology*, 70(3), 491-504.

Brändle M, Brandl R (2003) Species richness on trees: a comparison of parasitic fungi and insects. *Evolutionary Ecology Research*, 5, 941-952

²¹¹ Anagnostakis SL (2001) The Effect of Multiple Importations of Pests and Pathogens on a Native Tree. *Biological Invasions*, 3, 245-254

²¹² MacDonald W., Pinon J., Tainter F., Double M. (2000). European oaks—susceptible to oak wilt? C.L. Ash (Ed.), *Shade Tree Wilt Diseases*, APS Press, St. Paul, MN, pp. 131-137.

²¹³ Poland, T. M., & McCullough, D. G. (2006).

²¹⁴ Jacquet, J. S., Bosc, A., O'Grady, A. P., & Jactel, H. (2013). Pine growth response to processionary moth defoliation across a 40-year chronosequence. *Forest ecology and management*, 293, 29-38.

Twery, M. J. (1991). Effects of defoliation by gypsy moth. USDA Forest Series.

Campbell, R. W., & Sloan, R. J. (1977). Forest stand responses to defoliation by the gypsy moth. *Forest Science*, 23(2).

²¹⁵ Swinton J, Gilligan CA (1996) Dutch Elm Disease and the Future of the Elm in the U.K.: A Quantitative Analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 351, 605-615.

²¹⁶ Meentemeyer RK, Rank NE, Shoemaker DA, Oneal CB, Wickland AC, Frangioso KM, Rizzo DM (2008) Impact of sudden oak death on tree mortality in the Big Sur ecoregion of California. *Biological Invasions*, 10, 1243-1255.

ANNEXE 12 : MARGOT, MODELE DE RESSOURCE FORESTIERE

Claire Bastick ; Antoine Colin

I. Domaines d'étude

Afin de simuler l'évolution du stock forestier et des disponibilités en bois de la forêt française métropolitaine à l'horizon 2050, les 15,86 millions d'hectares de forêts et de peupleraies disponibles pour la production de bois (campagnes annuelles d'inventaire 2010 à 2014 soit une année moyenne 2012, IGN 2017) ont été répartis en « domaines d'étude ». Chacun d'eux fait l'objet d'une projection suivant des hypothèses spécifiquement adaptées.

Un domaine d'étude regroupe des peuplements comparables en termes d'essence, de propriété, de conditions de milieu et de sylviculture. Ainsi, tous les peuplements d'un même domaine peuvent se voir appliquer les mêmes hypothèses de croissance biologique, de mortalité, et de prélèvement, à conditions de développement données (classe d'âge ou de diamètre).

➤ Forêts hors peupleraies

La ressource forestière nationale a été stratifiée en **116 domaines d'étude** (cf. **liste des domaines d'étude en fin d'annexe**) issus d'une combinaison à dire d'expert des quatre facteurs suivants déterminés à partir des données IFN :

1. Le type de couverture boisée, avec la distinction entre les forêts fermées et les forêts ouvertes²¹⁷. Les forêts fermées temporairement déboisées comme les coupes rases, ou les parcelles en régénération, restent des forêts fermées.
2. L'essence objectif pour le gestionnaire. Elle est définie à dire d'expert. Une vingtaine de groupes d'essences feuillues et résineuses sont distingués en raison des objectifs sylvicoles qui leur sont assignés et/ou de leur autécologie. Une essence est dite « objectif » quand sa présence est supposée orienter les opérations sylvicoles : c'est souvent l'essence de plus grand intérêt économique.
3. La catégorie de propriété, en distinguant les forêts domaniales, les forêts des collectivités et les forêts privées (sans distinction de taille).
4. Les régions biogéographiques forestières. Les 11 Grandes Régions Ecologiques (GRECO²¹⁸) permettent de distinguer les types de sols, de reliefs et de climats en France, soit des facteurs stationnels qui ont un impact sur la productivité des peuplements forestiers (les GRECO sont représentées sur la carte ci-dessous).

²¹⁷ Les forêts ouvertes sont des boisements lâches dont le couvert forestier est compris entre 10 et 40 % en raison d'un sol superficiel, de la présence de rochers ou du fait de facteurs climatiques limitant.

²¹⁸ IFN 2011. Une nouvelle partition écologique et forestière du territoire métropolitain : les sylvoécotérritoires (SER). L'IF numéro 26, premier trimestre 2011. Edition IFN. ISSN : 1769-6755. 8p.

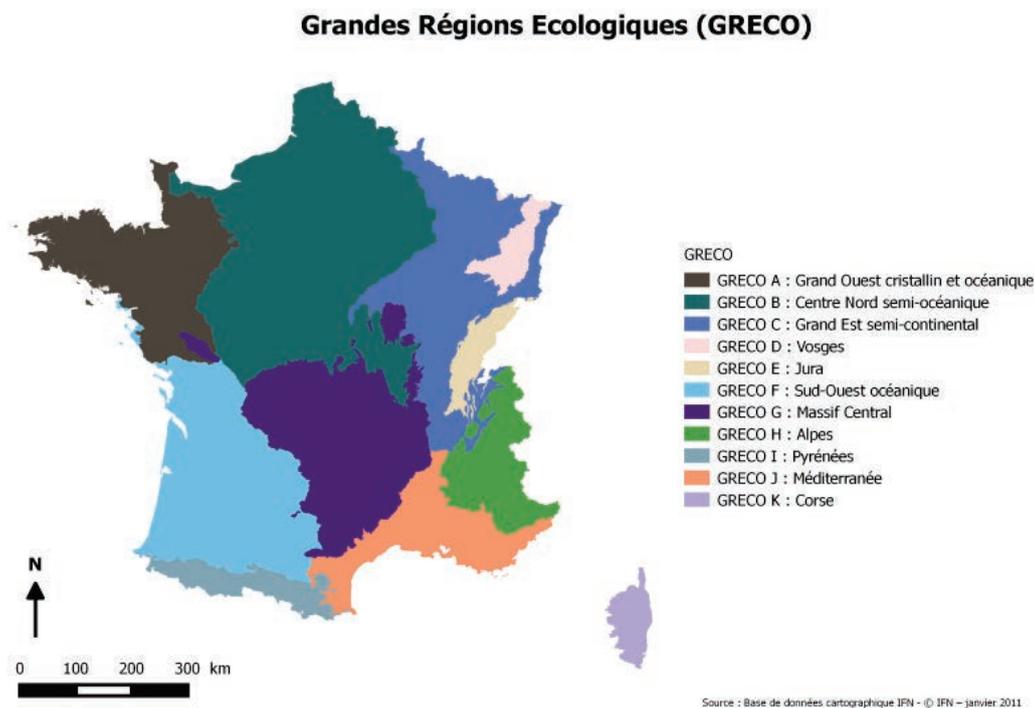


Figure 12.1 : Les 11 grandes régions écologiques forestières françaises

Chaque placette d'inventaire a été affectée à un domaine d'étude. Un domaine d'étude compte au moins 50 placettes différentes afin de décrire la ressource avec une précision statistique suffisante.

Les données IFN ont permis finalement de calculer :

- Pour chaque domaine d'étude: surface et ressource en 2011 (nombre d'arbres et volume sur pied ventilés par classe de diamètre).
- Pour chaque domaine d'étude : les paramètres de dynamique forestière sur la période 2005-2013, lesquels sont nécessaires pour simuler l'évolution de la ressource (production biologique, mortalité naturelle, et recrutement en effectif par classe de diamètre).

➤ *Peupleraies cultivées*

Deux domaines d'études ont été constitués, distinguant deux grands bassins de production avec des conditions de croissance différentes : le "Nord" (GRECO B, C, D et E) et le "Sud et Ouest" (GRECO A, F, G, H, I et J). Ces deux domaines ont donc leurs propres paramètres de production et de mortalité.

II. Principe et fonctionnement : Simulateur de l'évolution de la ressource forestière

Les évolutions du stock de bois sur pied et des disponibilités en bois sont calculées avec un simulateur spécifiquement adapté à la ressource forestière française²¹⁹, et développé à l'IFN / IGN depuis les années 1980.

Le simulateur comprend deux modèles démographiques qui simulent la croissance, la mortalité et la sylviculture à l'échelle des domaines d'étude. Ils permettent ainsi d'estimer l'état futur de la ressource selon des pas de temps de 5 ans, et de simuler les prélèvements futurs en bois, ou disponibilités brutes.

La description de la ressource et la calibration des dynamiques de croissance et de mortalité naturelle sont réalisées exclusivement avec les mesures faites sur des placettes de l'IFN (famille des modèles statistiques ou empiriques).

Les modèles de l'IGN sont génériques, c'est-à-dire qu'ils sont paramétrables et applicables quel que soit le type de peuplement, à l'inverse des modèles spécifiques qui ne peuvent être utilisés que pour une seule situation donnée et, le plus souvent, que pour une seule essence. Cette approche de modélisation est particulièrement adaptée à la forêt française qui présente une forte diversité d'essences et un fort taux de peuplements mélangés et mixtes²²⁰.

Le simulateur de l'évolution de la ressource de l'IGN comprend :

- 1) *Un modèle démographique de dynamique de la ressource par classe de diamètre (cf. document en fin d'annexe). Il a été mis en œuvre dans les forêts, à l'exception des peupleraies et du plan de reboisement.*

La description de la ressource par classe de diamètre est adaptée dans le cas de peuplements hétérogènes en âges, en diamètres ou en essences, ou quand l'âge n'est pas disponible. Le modèle est également applicable dans les peuplements équiennes (peuplements où tous les arbres ont le même âge). Cette approche présente l'avantage de modéliser directement le diamètre qui est le paramètre conditionnant l'exploitation forestière, en plus d'être une des variables clé de la croissance des arbres.

Dans l'étude, la ressource forestière est décrite par un effectif d'arbres par classe de diamètre (amplitude de 5 cm, jusqu'à la classe 90 cm et plus), et un volume moyen correspondant. Les dynamiques forestières sont représentées pour chaque classe de diamètre par un taux de passage des arbres dans la classe de diamètre suivante (croissance), un taux de mortalité, un taux de prélèvement en effectif et une valeur de recrutement dans la première classe de diamètre²²¹. Ce recrutement distingue la

²¹⁹ 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. Contributions de l'IGN aux projections du puits de CO₂ dans la biomasse des forêts gérées de France métropolitaine en 2020 et 2030, selon différents scénarios d'offre de bois. Rapport final, mars 2014. Convention MEDDE.DGEC / IGN n°2200682886 (IGN n°10998). 58p.

²²⁰ Morneau F., Duprez C., Hervé, J.-C. 2008. Les forêts mélangées en France métropolitaine. Caractérisation à partir des données de l'inventaire forestier national. Revue Forestière Française. LX-200. pp107-120.

²²¹ Wernsdörfer H., Colin A., Bontemps J.-D., Chevalier H., Pignard G., Caurla S., Leban J.-M., Hervé J.-C., Fournier M. 2012. Large-scale dynamics of a heterogeneous forest resource are driven jointly by geographically varying growth conditions, tree species composition and stand structure. Annals of Forest Science (2012) 69:829-844.

régénération dans les peuplements existants, qui dépend de la surface terrière de ces peuplements, et le boisement de nouvelles terres, caractérisées par une surface et un nombre de tiges à l'hectare.

2) *Un modèle démographique de dynamique de la ressource par classe d'âge (cf. document en fin d'annexe). Il a été mis en œuvre dans les peupleraies cultivées et dans le cas du plan de reboisement.*

La description des peuplements par classe d'âge est particulièrement bien adaptée aux peuplements équiennes comme les plantations, c'est à dire où les arbres ont le même âge et présentent des caractéristiques de croissance homogènes. Les interventions sylvicoles peuvent y être déclenchées en fonction de l'âge qui constitue alors un bon proxy du diamètre d'exploitabilité. Le renouvellement de ces peuplements s'effectue en général par coupe rase, directement ou progressivement. La modélisation par classe d'âge n'est pas applicable dans les peuplements hétérogènes en âge, diamètre ou essences, lesquels constituent la majeure partie de la ressource française.

La ressource forestière est décrite par une surface et un volume moyen à l'hectare par classe d'âge. Les dynamiques forestières sont représentées pour chaque classe d'âge par une production biologique à l'hectare, une mortalité naturelle à l'hectare, un taux de prélèvement de la production en éclaircie, un taux de surface passée en coupe rase sur la période de 5 ans, un taux de surface reboisée, et une surface annuelle de nouveaux boisements.

Des modèles représentatifs de la forêt française et robustes en projection

Grâce au caractère systématique et national du dispositif d'inventaire forestier national mis en œuvre par l'IGN, les modèles construits avec les données IFN décrivent bien la forêt française actuelle et sa dynamique récente. Les modèles sont ajustés sur un grand nombre d'observations de terrain ce qui leur confèrent une bonne précision.

Les modèles tiennent compte de la diversité des conditions de fertilité que l'on rencontre en forêt. Ils prennent également en compte les perturbations de fond comme des chablis et les mortalités ordinaires. Les modèles incluent aussi implicitement les comportements passés et actuels des gestionnaires, qui s'expriment au travers des essences rencontrées dans la ressource et des pratiques sylvicoles mises en œuvre.

Les cycles forestiers sont marqués par des évolutions lentes et progressives, si bien que ce type de modèle statistique est particulièrement robuste en projection à court et moyen terme.

A plus long terme, les hypothèses de stationnarité des paramètres peuvent en revanche être remises en cause par des modifications des conditions du milieu telles que le changement climatique, les aléas ou la variation de densité des peuplements. La prise en compte de ces modifications à long terme nécessite encore des travaux de recherche et de développement, cependant des premières pistes et analyses exploratoires de ces effets sont présentées dans cette étude.

III. Méthodes de mise en œuvre des scénarios de gestion

III.1. Gestion des accrus : prise en compte de l'expansion de la forêt française

Entre 1985 et 2013, la surface des forêts disponibles pour la production de bois a progressé d'environ 2,7 millions d'hectares²²². Les trois scénarios de gestion simulés dans cette étude poursuivent cette tendance, avec 40 000 hectares supplémentaires de forêts chaque année, essentiellement sous forme d'accrus dans les terrains privés.

Ces surfaces d'accrus (plantations incluses) ont été ajoutées progressivement à la simulation, dans les strates correspondant aux régions, types de propriété et essences où l'expansion forestière est actuellement la plus forte. La comparaison des résultats d'inventaire entre 2007 et 2013 a permis d'identifier les zones géographiques et types de peuplements concernés (cf. Figure 12.2).

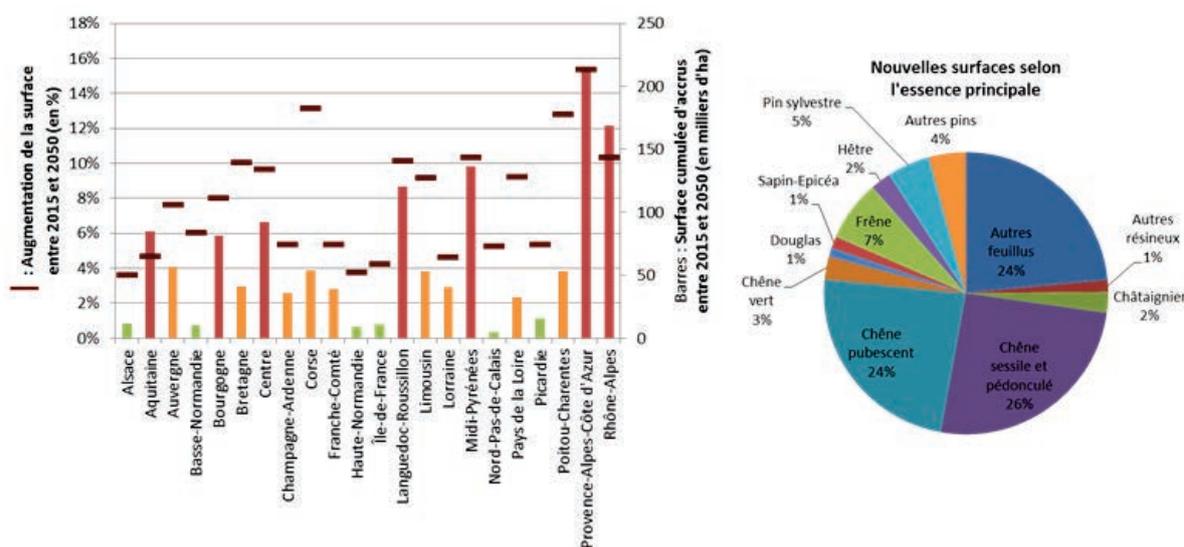


Figure 12.2 : Répartition par région et essence des surfaces d'accrus paramétrées dans les scénarios

III.2. Scénario « dynamiques territoriales » : maintien des taux de coupes actuels

La philosophie de ce scénario correspond à une forte hétérogénéité des modalités de gestion suivant les régions (très fort niveau de valorisation dans le massif landais, conservation de la nature dans les Alpes, exploitation très réduite en zone méditerranéenne, etc.). Globalement, ce scénario vise un maintien des taux de coupes vus actuellement sur le dispositif d'inventaire forestier national (période d'observation 2005-2013), et qui sont le reflet des pratiques réelles de terrain.

Ce sont directement les taux de prélèvement observés par l'IGN en forêt dans les 116 domaines d'étude qui ont été utilisés pour définir « quantitativement » ce scénario. Le maintien des taux de coupe entre 2015 et 2050 correspond à poursuivre la tendance actuelle

²²² IGN, 2014. Le mémento *La forêt en chiffres et en cartes* – édition 2014. Décembre 2014. 29p.

sur un plus long terme. Déjà employé dans diverses précédentes études²²³, ce type de scénario est empirique, donc robuste à court terme (horizon 20 ans) mais ne peut tenir compte d'évolutions de la gestion liées à la structure déséquilibrée de la forêt française (aujourd'hui relativement jeune). Il s'agit donc d'un scénario de référence, utile pour comparer les niveaux atteints par les 2 autres scénarios prospectifs.

Les facteurs jouant sur la mobilisation des bois (difficultés d'exploitation, politiques régionales, motivations des propriétaires, etc.) sont indirectement pris en compte via ces taux de prélèvement issus d'observations de terrain. L'hétérogénéité entre les régions se reflète dans ces pratiques actuelles et la projection à l'horizon 2050 conforte cette tendance (cf. Tableau 12.1).

Tableau 12.1 : Taux de prélèvement moyens selon les régions pour le scénario "dynamiques territoriales" (taux moyen entre 2015 et 2050, en % de l'accroissement)

Aquitaine	64%	Centre - Ile de France	53%
Auvergne	63%	Hauts de France	52%
Grand-Est	61%	Rhône-Alpes	51%
Bourgogne-Franche-Comté	61%	Bretagne - Pays de la Loire	46%
Normandie	55%	Occitanie	36%
Limousin - Poitou-Charentes	53%	PACA - Corse	18%

Suite à la tempête Klaus de janvier 2009, les prélèvements observés par l'IGN pour le pin maritime du massif landais sont fortement liés à la conjoncture et non représentatifs d'une gestion « classique ». Afin de pouvoir appliquer un scénario réaliste sur l'ensemble de la période, des taux de coupes issus des recommandations des acteurs locaux ont été appliquées. Pour les peuplements restés en production après la tempête, c'est le scénario sylvicole défini lors de l'étude régionale de 2013 qui a été utilisé²²⁴. Une fois passés en coupe et replantés, ces peuplements suivent le scénario adopté pour les jeunes plantations de pin, dans lequel la croissance est un peu plus forte compte tenu des gains génétiques et la gestion plus dynamique²²⁵.

²²³ Colin A., Thivolle-Cazat A. 2016. Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035. Tome 1 : rapport, février 2016. Convention ADEME / IGN / COPACEL n° 13-60-C0007. 91p.

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. Contributions de l'IGN aux projections du puits de CO2 dans la biomasse des forêts gérées de France métropolitaine en 2020 et 2030, selon différents scénarios d'offre de bois. Rapport final, mars 2014. Convention MEDDE.DGEC / IGN n°2200682886 (IGN n°10998). 58p.

²²⁴ Thivolle-Cazat A., Colin A., Méredieu C., Drouineau S., Cavaignac S., Bailly A., Labbé T., Lambert P. 2013. Disponibilités en bois en Aquitaine de 2012 à 2025. Rapport final, juillet 2013. 55p.

²²⁵ Thivolle-Cazat A., 2016. Etude sur la disponibilité en bois dans les jeunes peuplements issus des reboisements post tempête de 1999 et 2009. Rapport final, mai 2016. 16p.

III.3. Scénario « extensification » : utilisation des tendances de prélèvement issues des simulations FFSM

Les taux de prélèvements du scénario « extensification » découlent directement des résultats des simulations du modèle de filière FFSM, et donc des hypothèses économiques sous-jacentes (notamment une baisse des surfaces gérées et de la sensibilité des gestionnaires au volume sur pied).

Compte-tenu des dynamiques internes et des stratifications propres à chacun des deux modèles, les récoltes en valeurs absolues des simulations FFSM n'ont pas été directement réinjectées dans les simulations MARGOT. Une méthode de traduction et d'implémentation de ces résultats a été utilisée :

- 1) Une dérive temporelle des taux de prélèvement a été calculée par catégorie de diamètre sur les strates du modèle FFSM, croisant région, type de peuplement et type de structure forestière (cf. [Figure 12.3](#)) ;
- 2) Cette dérive a été traduite pour les 116 domaines d'étude utilisés dans le modèle MARGOT, en utilisant une matrice de correspondances entre les deux stratifications calculées à partir de la localisation des points d'inventaire ;
- 3) L'anomalie ainsi calculée avec FFSM a été appliquée par catégorie de diamètre et domaine d'étude aux taux de prélèvement actuels du scénario « dynamiques territoriales » de MARGOT.

Cette méthode permet de conserver la tendance régionale et l'évolution des taux de prélèvement tels que simulés par le modèle de filière FFSM, tout en restant cohérent avec la récolte actuelle et sa répartition telle qu'observée par l'IGN en 2015.

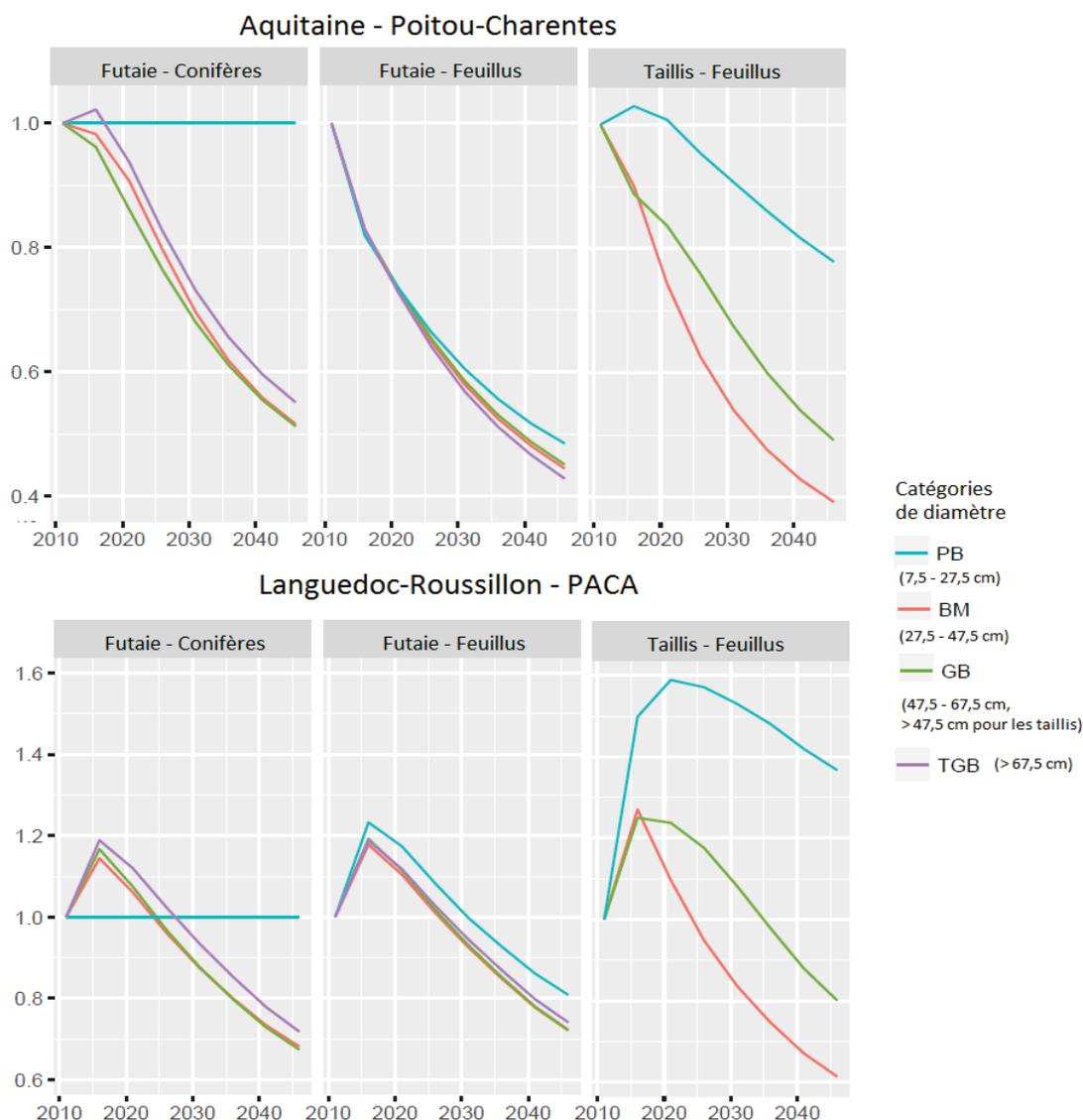


Figure 12.3 : Exemples de dérive temporelle des taux de prélèvement issus de FFSM pour le scénario "extensification", base 1 pour les niveaux de prélèvement actuels

Remarque : il n'y a pas de récolte de petits bois de conifères dans la modélisation FFSM

III.4. Scénario « Intensification » : dynamisation de la gestion « à dire d'expert »

Le scénario de gestion « Intensification » vise une augmentation de la récolte en faisant l'hypothèse d'une levée d'un certain nombre de blocages actuels : développement de l'exploitation et de la valorisation des feuillus, accroissement de la récolte des gros bois résineux, hausse des prélèvements dans les régions méditerranéennes et montagnardes... L'objectif est une augmentation progressive du niveau de prélèvement, pour atteindre entre 70 et 75 % de l'accroissement d'ici 2035.

En raison de l'impossibilité de concilier l'ensemble des contraintes imposées par ce scénario dans le paramétrage FFSM (contraintes concernant le niveau de prélèvement objectif, le maintien d'une gestion forestière durable, et l'utilisation d'un montant de subventions jugé

« acceptable »), les résultats de la modélisation économique n'ont pas pu être intégrés dans le modèle MARGOT.

L'intensification de la gestion de ce scénario a finalement été définie « à dire d'expert », selon la capacité des différents compartiments de la ressource à fournir une récolte supplémentaire au vu de la philosophie arrêtée pour ce scénario.

Cette analyse a été effectuée par compartiments issus du croisement de la grande région écologique (GRECO), du type de propriété (publique / privée), de l'essence (feuillus / résineux) et de la catégorie de dimension des bois (petits bois / moyens bois / gros et très gros bois). Pour chaque compartiment, un niveau d'intensification a été défini en prenant en compte les caractéristiques actuelles de la ressource, le type et le niveau de gestion actuels et les possibilités de mise en œuvre du scénario d'intensification. Les taux de prélèvements observés par l'IFN et implémentés dans le scénario « dynamiques territoriales » ont alors été modulés selon les niveaux d'intensification ainsi définis, pour atteindre l'objectif situé entre 70 et 75 % de l'accroissement au niveau national en 2035 (cf. [Tableau 12.6](#)). Cette dynamisation a été appliquée de façon progressive entre 2015 et 2035, puis les taux de coupe « intensifs » ont été maintenus constants jusqu'en 2050.

Globalement, l'intensification concerne essentiellement les gros bois résineux et feuillus, ce qui suppose le développement des moyens d'exploitation et de valorisation de ce type de bois. La forêt privée est davantage concernée par la dynamisation de la gestion proposée, du fait de l'importance de son gisement actuel. L'hypothèse sous-jacente est l'augmentation des modes de gestion et d'exploitation groupés. La forêt communale fait aussi l'objet d'une intensification relative de la récolte. La forêt domaniale présente a contrario un niveau de gestion déjà relativement fort. Les disponibilités supplémentaires y seraient relativement faibles et une intensification des coupes conduirait à une décapitalisation de certains massifs. Seules quelques forêts domaniales ont donc fait l'objet d'une intensification, notamment en montagne. Enfin, dans certaines zones géographiques où la gestion est déjà dynamique (résineux en Aquitaine, Nord-Est), les taux de prélèvement n'ont été que peu augmentés, au contraire des massifs montagneux et du secteur méditerranéen.

III.5. Implémentation du plan de reboisement

L'intégration du plan de reboisement dans le scénario « Intensification » s'est faite en deux étapes parallèles :

- 1) simulation de coupes rases dans les peuplements actuellement en place et situés dans des zones définies par le groupe chargé du plan de reboisement comme étant à reboiser à l'horizon 2030 ;
- 2) simulation de la croissance et des prélèvements dans les reboisements selon les hypothèses définies par le groupe « plan de reboisement ».

Pour la première étape, le sous-domaine de 500 000 ha correspondant à des peuplements situés dans les strates et les zones « potentiellement » reboisables préalablement identifiées (cf. [Annexe 6 pp. 8-14](#)) a été créé au niveau de chaque domaine d'étude IFN. Des coupes rases ont été simulées progressivement sur ces sous-domaines jusqu'en 2030. La totalité du volume du peuplement précédent a été prélevée avant de reboiser (coupes rases). Les surfaces correspondantes ont été traitées séparément dans la deuxième étape, en tant que

plantations monospécifiques et équiennes. Le modèle simulant la dynamique des peuplements par classe d'âge a été mis en œuvre (cf. [partie I de cette annexe](#)).

Les croissances et les itinéraires sylvicoles utilisés dans cette deuxième étape sont ceux définis par le groupe « plan de reboisement » (cf. [Annexe 6, Tableau 6.5.p.8](#)), en y incluant quelques adaptations. Notamment, l'âge de passage en coupe définitive a été étalé entre 18 et 25 ans pour le peuplier et entre 9 et 11 ans pour l'eucalyptus. Cet étalement des coupes rases est une hypothèse réaliste compte-tenu des variations dans la fertilité des peuplements et dans le comportement des acteurs. Pour autant, elle n'a été appliquée que pour ces deux essences, étant donné que ce sont les seules qui arrivent à maturité avant 2050. Les surfaces rasées après une première révolution ont été reboisées à l'identique (même essence, même productivité et même scénario de gestion).

Le plan de reboisement a été simulé jusqu'en 2100, afin de constater les conséquences à long terme des itinéraires retenus et aussi d'identifier les arrivées massives de bois sur le marché liées aux plantations qui ne sont survenues que sur une courte période 2021-2030. L'étude à cet horizon temporel est purement théorique, les conditions de fertilité, de climat, la réussite de la plantation et le comportement des propriétaires pouvant largement modifier ces scénarios sylvicoles et ces équilibres à long terme.

III.6. Scénario appliqué aux peupleraies actuelles

Les peupleraies représentent environ 1 % du volume sur pied et 4 % de la récolte annuelle en France. De même que pour la forêt « classique », un scénario de gestion a été défini pour les deux domaines d'étude de la peupleraie, correspondant aux pratiques actuelles de coupes finales observées sur les points IFN.

Le scénario de sylviculture actuelle qui en découle a été appliqué de la même manière dans les différentes simulations ; il n'y a donc pas de modulation de la gestion selon les scénarios pour le cas des peupleraies. En effet, dans un souci d'exhaustivité de représentation de la ressource forestière française et de cohérence avec le plan de reboisement, les peupleraies ont bien été prises en compte dans les simulations mais l'étude s'est concentrée sur les effets de divers scénarios sur la forêt hors peupleraie.

IV. Implémentation des crises et du climat dans les simulations

NB : Les données utilisées pour l'implémentation des scénarios de climat et de risques ont été fournies respectivement par le modèle GO+ et le groupe « risques ». Ces données ainsi que leur implémentation sont plus largement détaillées dans les annexes correspondantes.

IV.1. Scénario climatique

Les conséquences du scénario climatique RCP 8.5 sur la ressource forestière ont été prises en compte au niveau des paramètres de production et de mortalité naturelle de MARGOT. Les variations sur l'accroissement sont issues des résultats du modèle GO+, appliquées aux domaines d'études suivant la localisation spatiale et le type de peuplement concerné (cf. [Annexe 7 pp. 7-12](#)). Une surmortalité liée aux sécheresses futures calculée à partir des mortalités observées suite à l'été 2003, est affectée aux arbres adultes (cf. [Annexe 7 pp. 13-14](#)).

IV.2. Crises biotiques et abiotiques

Les crises biotiques et abiotiques concernent seulement une partie de la ressource : certaines essences dans le cas des invasions biologiques, certaines zones géographiques dans le cas des tempêtes et incendies. La méthode d'implémentation consiste à créer pour chacun des 116 domaines d'étude de MARGOT, des sous-domaines séparant la ressource impactée par ces crises du reste de la ressource. Les paramètres de croissance, mortalité et prélèvement de ces sous-domaines sont impactés au moment de la crise selon les hypothèses propres à chaque scénario (cf. [Annexes des crises : 8, 9, 10 et 11](#)).

La survenue de la crise ayant pour conséquence la diminution du stock sur pied dans certains sous-domaines d'étude, l'effet de rétroaction entre la surface terrière et le recrutement provoque une forte augmentation de la régénération dans ces sous-domaines. Pour ceux qui sont entièrement détruits par la crise (incendies, zone cœur de la tempête, etc.), ils sont remis en production 10 ans après²²⁶, le recrutement correspondant alors à celui des nouveaux boisements. La perte de volume lors des crises est donc en partie compensée par une régénération plus importante, ce mécanisme de compensation du stock total de bois sur pied entraîne ainsi un rajeunissement conséquent des peuplements impactés.

En raison de l'absence de connaissances fines sur le comportement des acteurs économiques suite à ce type de catastrophes, aucune adaptation « post-crise » de la gestion sylvicole n'a été implémentée. Ainsi, les types de peuplements actuels et les pratiques courantes de gestion sont conservés (pas de reconversion des peuplements, pas de modification des itinéraires sylvicoles post-crisis, etc.).

IV. 3. Cas particulier des crises et climat pour le plan de reboisement et les peupleraies

Compte-tenu du calendrier limité de l'étude, les cas particuliers du plan de reboisement et des peupleraies n'ont pas été inclus dans la prise en compte du climat et des risques. Cette limite importante est cependant à nuancer :

- La rapidité d'adaptation de ces plantations aux effets du changement climatique est sans doute relativement forte, en lien avec les cycles courts des traitements sylvicoles et l'amélioration génétique possible des MFR ;
- Au moment où surviendraient les crises (2025-2030), les campagnes de reboisement se termineraient juste et le volume de dégâts serait minime car le stock sur pied potentiellement exposé aux crises serait très faible (environ 3 m³/ha en moyenne sur 3% de la surface forestière).

V. Usages des bois et conversion en carbone

Les volumes des différents compartiments de l'arbre sont calculés à la fin de la simulation :

- le volume « bois fort tige » correspond au volume du tronc entre le sol et la découpe de

²²⁶ Délai de 10 ans pour tenir des conditions du terrain après perturbation (encombrement par les chablis, etc.) et du diamètre de pré-comptage (7,5 cm).

7 cm. Il n'inclue qu'une seule branche maîtresse. Ce volume est calculé à partir des tarifs de cubage développés par l'IGN.

- le volume « aérien total » correspond au volume du tronc et de toutes les branches et brindilles, indépendamment de leur diamètre. Ce volume est issu des équations développées pendant le projet CARBOFOR²²⁷.

- le volume de « menus bois » correspond au volume des branches de moins de 7 cm de diamètre (cf. Figure 12.4). Ce volume est estimé à partir d'équations calibrées par l'IGN à partir de données recueillies lors du projet ANR EMERGE. Pour les résineux et les feuillus de diamètres à 1,30 m inférieurs à 25 cm, le volume de menus bois a été fixé comme celui du volume total de houppier, aucun billon n'étant façonné dans le houppier dans ces cas-là.

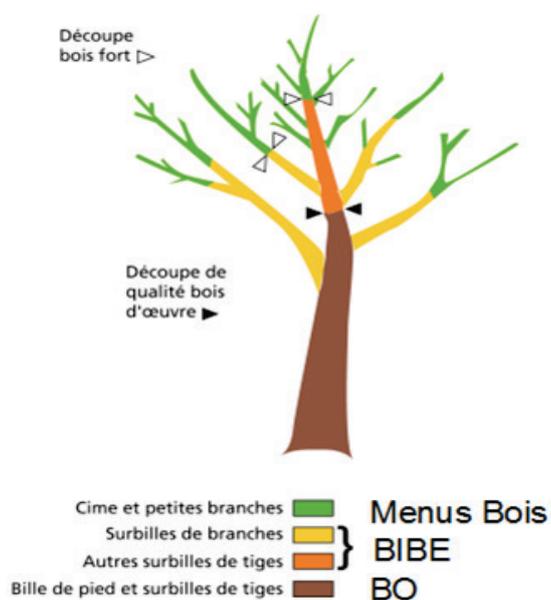


Figure 12.4 : Répartition des types d'usages des bois dans les compartiments de l'arbre

V.1. Allocation entre usages des bois

La valorisation des menus bois (MB) est très variable selon les modes d'exploitation. En dehors des exploitations « arbre entier » ou des opérations de broyage, durant lesquelles le bois peut être valorisé en plaquettes pour l'énergie, ces petites branches sont le plus souvent laissées sur place, notamment pour des raisons de protection des sols. Dans les deux cas, le stockage de carbone dans ce compartiment est de courte durée (minéralisation très rapide de ces petits diamètres en forêt ou utilisation en bois énergie).

La quantité de volume valorisable est estimée par différence entre le volume aérien total et les menus bois. Ce volume a été séparé en deux usages principaux : le bois d'œuvre (BO) et le bois d'industrie et bois énergie (BIBE). Les usages des bois (et non leur qualité potentielle), dépendent très fortement de la demande provenant de la filière. Ainsi, la

²²⁷ Vallet P. et al. 2006. Development of total aboveground volume equations for seven important forest tree species in France. Forest Ecology and Management vol. 229, n°1-3, pp. 98-110.

Loustau D. éditeur 2010. Forest, carbon cycle and climate change. Ouvrage collectif issu du projet CARBOFOR, Editions 615 QUAE, Versailles, collection Update Sciences and Technologies. ISBN: 9782759203840. 348p.

répartition entre ces deux grandes catégories s'est faite en utilisant les usages calculés par FFSM dans le scénario « Extensification ». Pour chaque combinaison région x groupe d'essence (feuillu/résineux) x diamètre, la part de BO et de BIBE dans la disponibilité totale issue de FFSM a été calculée, puis appliquée au volume issu des projections MARGOT.

Les pourcentages de BO et BIBE issus de FFSM variant relativement peu dans le temps, l'option d'utiliser ces taux d'usages par catégorie de diamètre pour ventiler les résultats des projections correspond finalement à appliquer une hypothèse de maintien des caractéristiques actuelles du marché de la 1^{ère} transformation.

Pour le plan de reboisement, les usages sont variables suivant le type de scénario : pour les itinéraires « dédiés », tout le volume est utilisé en BIBE, alors que pour les autres itinéraires, une fraction du volume est utilisée en bois d'œuvre. Dans ce dernier cas, ce sont les qualités potentielles observées par l'IGN sur les essences indigènes ou exotiques proches de celles reboisées qui ont été utilisées pour définir le taux de bois d'œuvre potentiel. Pour les essences résineuses, ce qui est le cas de la grande majorité des essences reboisées, les qualités potentielles sont très proches des usages réels issus de l'enquête annuelle de branche comme cela a été montré dans l'étude IGN-FCBA pour l'ADEME de 2015²²⁸.

V.2. Valorisation des surmortalités liées aux crises

Lors des épisodes de crises, une part des volumes touchés est laissée fatalement en forêt, notamment dans des peuplements non gérés ou bien à cause de la saturation des marchés qui entraîne une chute des prix des bois.

En fonction de la nature des dégâts, une partie du volume exploité peut être valorisé selon des usages classiques (c'est le cas des chablis, dont la qualité potentielle reste intacte s'ils sont traités rapidement). D'autres dégâts dégradent en revanche la qualité du bois et les volumes exploités seront alors essentiellement valorisés en bois énergie ou éventuellement bois d'industrie (par exemple dans le cas des résineux scolytés dans la crise « Tempête, Scolytes, Incendies »).

En raison de l'ampleur des crises simulées ici, les volumes de surmortalité simulés sont sans commune mesure avec des événements historiques et documentés en France. La valorisation de telles quantités de bois est fortement liée à la réaction des marchés (intérieurs comme extérieurs) et la capacité de la filière à exploiter et/ou stocker ces bois. Tout en respectant la philosophie des différents scénarios de gestion (ex. capacité d'absorption réduite dans le cas du scénario « Extensification »), les pourcentages des différentes parts (bois laissé en forêt qui rejoint le compartiment du bois mort / bois valorisé en BO / bois valorisé en BIBE) ont été fixées « à dire d'expert » avec le groupe « risques » (cf. Tableau 12.2).

²²⁸ Colin A., Thivolle-Cazat A. 2016. Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035. Tome 1 : rapport, février 2016. Convention ADEME / IGN / COPACEL n° 13-60-C0007. 91p.

Tableau 12.2 : Modalités de valorisation des volumes de surmortalité liés aux crises

Scénario	Type de valorisation des bois		Sécheresse		Incendies	Insectes / Scolytes		Volis	Chablis / Nettoyage post-tempête
			Feuillus	Résineux	Toutes essences	Feuillus	Résineux	Toutes essences	Toutes essences
Intensification et Dynamiques territoriales	Laissé en forêt		0%	0%	30%	30%	30%	30%	0%
	Récolté et valorisé	en BO	Selon les usages issus de FFSM	0%	10%	Selon les usages issus de FFSM	0%	0%	Selon les usages issus de FFSM
		en BIBE		100%	90%		100%	100%	
Extensification	Laissé en forêt		0%	0%	60%	60%	60%	60%	0%
	Récolté et valorisé	en BO	Selon les usages issus de FFSM	0%	0%	Selon les usages issus de FFSM	0%	0%	Selon les usages issus de FFSM
		en BIBE		100%	100%		100%	100%	

V.3. Pertes d'exploitation

Les volumes de disponibilités calculés avec les modèles correspondent à des volumes de bois abattus (« disponibilités brutes »). Pour estimer les volumes effectivement récoltables (« disponibilités techniques »), il convient de retrancher les pertes d'exploitations qui correspondent à la hauteur de la souche, aux égobelages, aux sciures, aux traits de scies, etc. Ces pertes sont fixées classiquement à 8 % du volume de BO, 15 % du volume de BIBE et 50 % du volume de menus bois. Ce dernier taux intègre le fait que les menus bois sont rarement valorisés en France. L'impact « carbone » de cette ventilation est quasi nul car le BE et les bois morts de petits diamètres ont une vitesse de minéralisation comparable.

V.4. Conversion des volumes en biomasse et en carbone

Tous les volumes ont été convertis en biomasse aérienne et racinaire, puis en équivalent carbone. Ces conversions ont été effectuées par essence, en utilisant des valeurs d'infradensité moyenne du bois, des facteurs d'expansion racinaire et un taux de carbone moyen dans la biomasse issus d'une synthèse bibliographique réalisée dans le cadre du projet CARBOFOR en 2005²²⁹.

²²⁹ Vallet P. et al. 2006. Development of total aboveground volume equations for seven important forest tree species in France. Forest Ecology and Management vol. 229, n°1-3, pp. 98-110.

Loustau D. éditeur 2010. Forest, carbon cycle and climate change. Ouvrage collectif issu du projet CARBOFOR, Editions 615 QUAE, Versailles, collection Update Sciences and Technologies. ISBN : 9782759203840. 348p.

VI. Résultats des scénarios de gestion sur l'évolution du stock et des disponibilités en bois

VI.1. Effets des scénarios de gestion sur le stock et les disponibilités en bois

Depuis les premières mesures nationales de l'IFN dans les années 1980, le volume de bois sur pied de la forêt française a fortement progressé suivant une tendance toujours d'actualité. Cette augmentation trouve ses causes dans l'expansion forestière issue de la déprise agricole et dans la capitalisation du stock à l'hectare lié à l'abandon progressif du traitement en taillis et taillis-sous-futaie²³⁰.

Les scénarios de gestion définis dans cette étude, et notamment le scénario "Dynamiques territoriales" qui maintient les pratiques actuelles, poursuivent globalement cette tendance de capitalisation (cf. Figure 12.5 et Tableaux 12.7). L'augmentation du stock est d'autant plus forte que les prélèvements sont faibles. Ainsi, le scénario "Extensification" entraîne des niveaux de capitalisation très importants, avec un volume sur pied atteignant plus de 4 500 millions de m³ en 2050 (volume bois fort tige). Le scénario "Intensification" au contraire, limite l'augmentation du stock par des prélèvements plus élevés notamment dans les gros bois et par l'introduction d'un plan de reboisement qui consiste d'abord à raser les peuplements à reboiser.

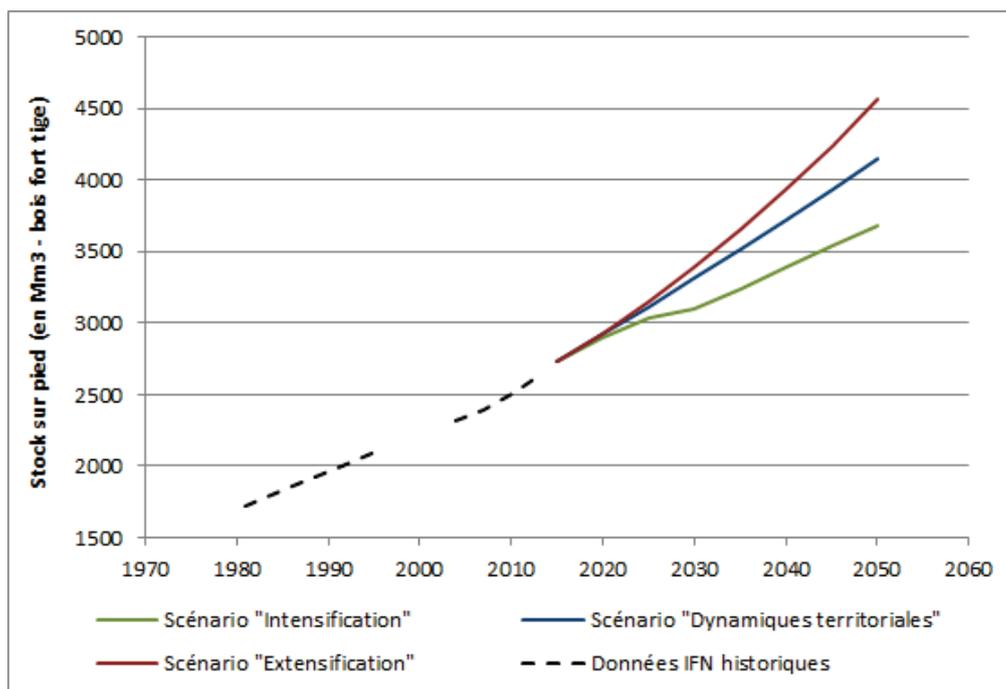


Figure 12.5 : Evolution du stock sur pied (bois fort tige) selon le scénario de gestion

Cette augmentation du stock touche essentiellement les essences feuillues, la propriété privée, et les gros bois de résineux (cf. Figure 12.6). Ces résultats illustrent de nouveau les conséquences de la dynamique actuelle de la forêt française et de la filière bois, avec la capitalisation de peuplements plutôt jeunes et feuillus associés à une capacité relativement faible de récolte des très gros diamètres ou de certaines propriétés privées, réalités implicitement prises en compte dans les modèles empiriques utilisés ici. La philosophie du

²³⁰ IFN, 2011. Volume de bois sur pied dans les forêts françaises : 650 millions de mètres cubes supplémentaires en un quart de siècle. L'IF n°27 – 2ème trimestre 2011. Editeur IFN. 11 p.

scénario « Intensification » est de concentrer les efforts de dynamisation de la gestion sur la propriété privée et les gros bois et de favoriser des plantations d'essences à relativement courte rotation, se reflète également dans ces résultats.

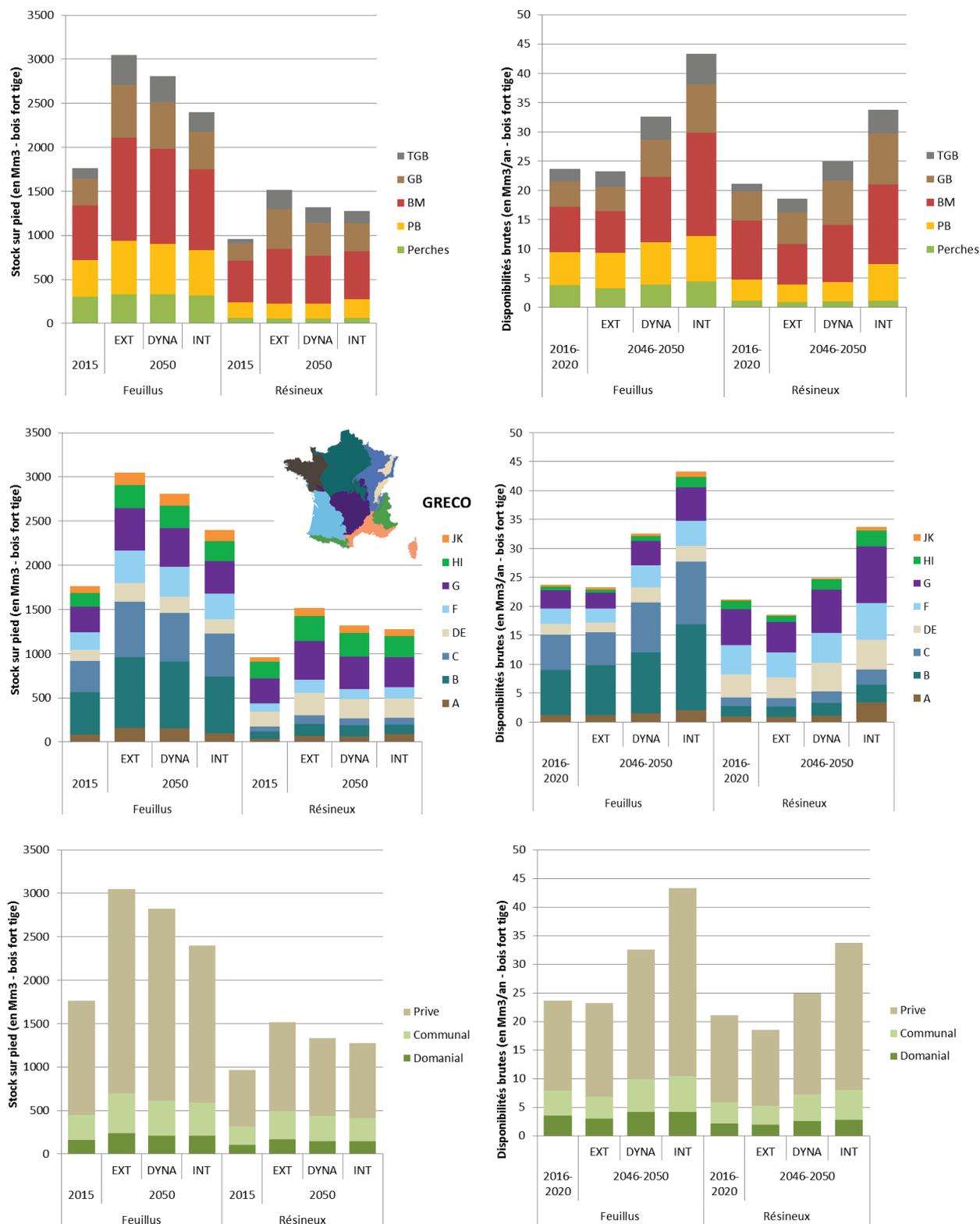


Figure 12.6 : Répartition du stock sur pied et disponibilités par essence, catégorie de diamètre, GRECO et propriété selon le scénario de gestion en 2015 et 2050

TB= Très gros bois ; GB= Gros bois ; BM = Bois moyen ; PB = Petit bois

Le scénario « Extensification » se définit par une récolte relativement constante en volume, voire une légère baisse en résineux, ce qui se retrouve dans les résultats suivants (cf. Figure 12.7 et Tableau 12.7.A).

A l'inverse, le scénario « Dynamiques territoriales » provoque une augmentation de la disponibilité, liée au phénomène de capitalisation induit par le maintien des taux de coupe aux niveaux actuels (≈ 52 % de l'accroissement). Cette augmentation concerne essentiellement le BIBE en feuillus et le BO pour les résineux qui arrivent à maturité.

La dynamisation progressive de la gestion dans le scénario « Intensification » engendre une hausse rapide des prélèvements pour atteindre en 2035 un seuil situé entre 70 et 75 % de l'accroissement. L'augmentation de la récolte feuillue montre l'importance de ce gisement, notamment dans des usages BIBE, alors que l'effort de récolte des gros bois résineux provoque une arrivée importante de bois d'œuvre potentiels résineux sur le marché. Enfin, le plan de reboisement engendre une surface importante de coupes rases dans des peuplements feuillus sur un laps de temps restreint (2021-2030). Quelques plantations arrivent à maturité vers 2050 induisant une hausse sensible des disponibilités en fin de période (cf. paragraphe VI.2).

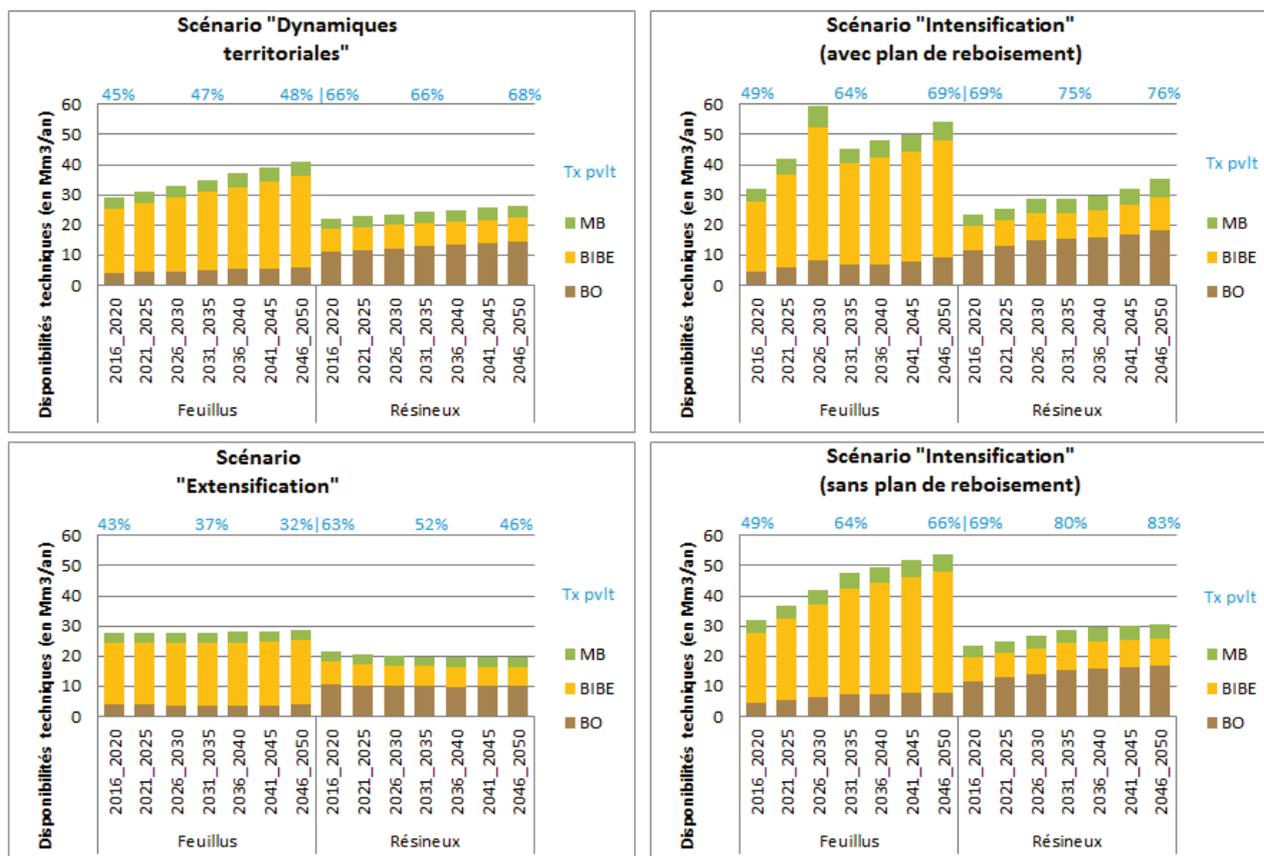


Figure 12.7 : Evolution des disponibilités techniques et du taux de prélèvement (en % de l'accroissement) selon le scénario de gestion

VI.2. Impact de la mise en place d'un plan de reboisement

L'introduction du plan de reboisement de 500 000 ha sur une période relativement courte (2021-2030) a des répercussions directes au niveau de l'évolution de la forêt. La reconversion des forêts actuelles en plantation provoque un grand nombre de coupes rases dans les peuplements ciblés et donc un pic de récolte de feuillus (chênes, feuillus secondaires, châtaignier, frêne) de qualité secondaire (cf. Figures 12.7 et 12.8). En effet, le choix des zones à reboiser a porté sur des peuplements « pauvres » au sens économique, c'est-à-dire des peuplements souvent issus d'accrus ou en impasse sylvicole, actuellement faiblement valorisés (prélèvement inférieur à la moyenne nationale : 36% de l'accroissement contre environ 52 % en France). Cependant, ces peuplements ne sont pas pour autant situés sur les zones les moins fertiles (production brute actuelle de 7 m³/ha/an contre 5,5 en moyenne en France²³¹). Afin de rester réaliste, ce sont en effet des terrains accessibles, ayant des caractéristiques écologiques permettant la plantation d'essences productives qui ont été choisis (essentiellement en Bretagne/Pays de la Loire et dans le Massif Central, cf. Annexe 6 pp. 8-14). Ces conditions rendent l'objectif de +10 m³/ha/an difficilement atteignable, et le plan de reboisement, malgré une forte productivité (12,6 m³/ha/an en moyenne sur 2030-2050), commence à peine en 2050 à compenser le stock sur pied perdu lors des coupes rases (cf. Figure 12.8).

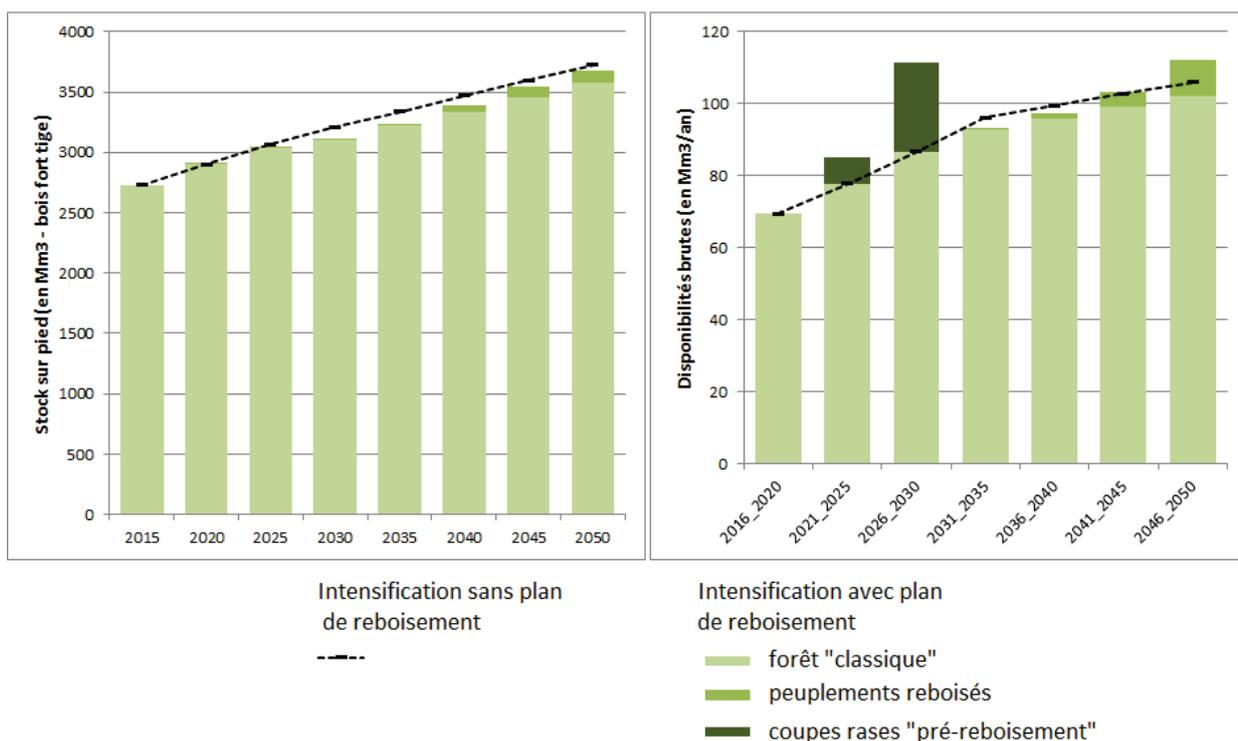


Figure 12.8 : Comparaison de l'évolution du stock et des disponibilités avec et sans plan de reboisement

Le volume de disponibilités permis par la mise en place du plan de reboisement est massif puisque ces peuplements sont gérés très activement avec des cycles relativement courts associés à une bonne productivité. Alors que seules quelques coupes ont lieu en 2050 (coupes rases du premier cycle de peupliers, du mélèze hybride traité en courte rotation,

²³¹ Et environ 6,2 m³/ha/an en moyenne dans les régions les plus intensément reboisées (Bretagne, Aquitaine, Auvergne, Limousin, Pays de la Loire)

premières éclaircies dans le douglas, etc.), la récolte est déjà supérieure à celle d'un scénario sans plan de reboisement (cf. Figure 12.8). C'est aux alentours des années 2070 que le pic de récolte le plus important aurait lieu, la plupart des essences arrivant à maturité et faisant l'objet de coupes rases une quarantaine d'années après leur plantation (cf. Figure 12.9). La mise en place du plan de reboisement sur une très courte durée (10 ans) provoque un déséquilibre des classes d'âges et mécaniquement, une alternance de « pics » et de « creux » de récolte directement liée aux itinéraires sylvicoles et aux durées de rotation. Cette alternance se retrouve également dans l'évolution du stock sur pied et de la production (cf. Figure 12.10). Cependant ces résultats à long terme sont à relativiser, la fertilité des parcelles pouvant entraîner des variantes dans l'application des itinéraires sylvicoles et les propriétaires pouvant largement modifier leurs comportements au vu des phénomènes de marché. Dans ce sens il s'agit plutôt d'un exercice pédagogique. De manière générale il ressort que l'impact d'un tel plan de reboisement, notamment par rapport au bilan carbone, dépasse largement l'horizon temporel de 2050.

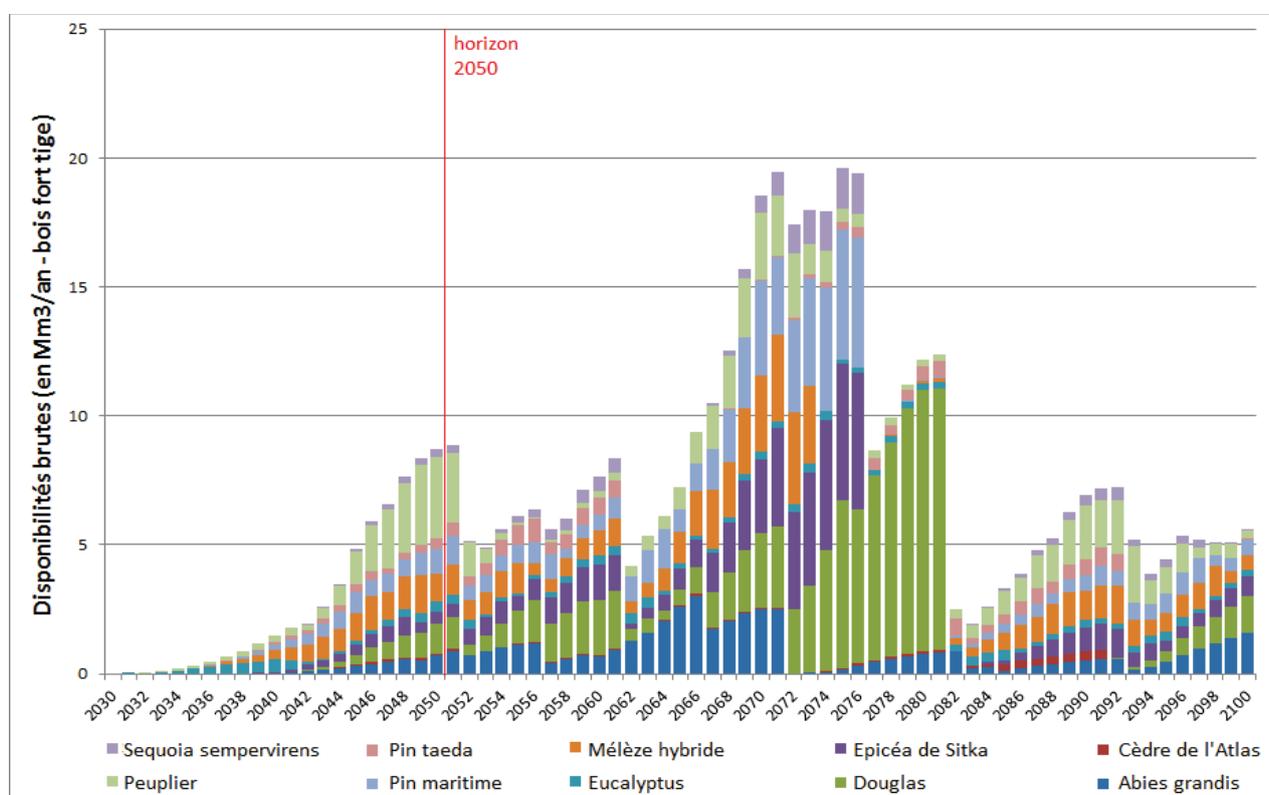


Figure 12.9 : Evolution des disponibilités issues des peuplements reboisés à l'horizon 2100

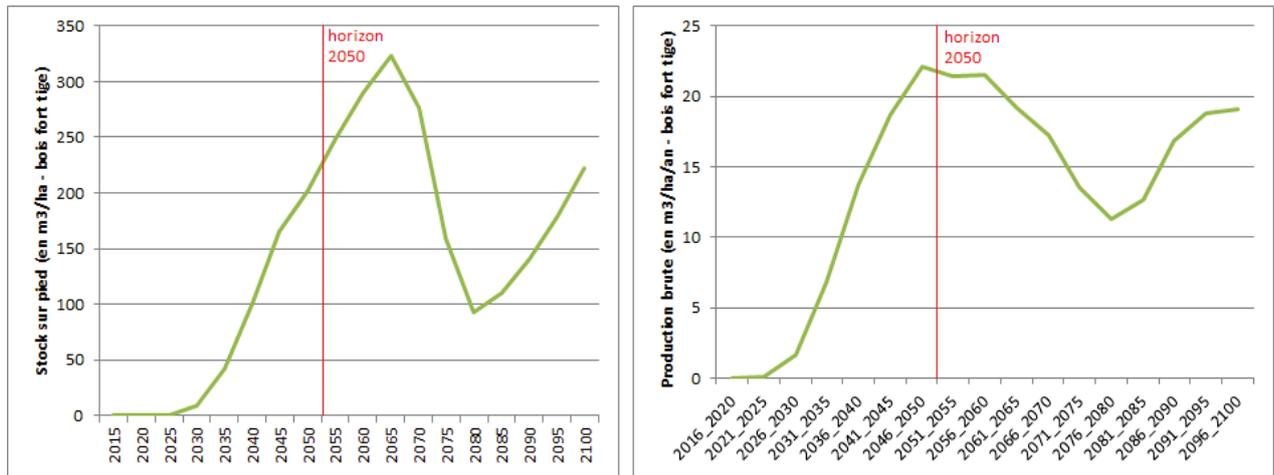


Figure 12.10 : Evolution du volume et de la production moyenne à l'hectare des peuplements reboisés à l'horizon 2100

VII. Résultats des scénarios de climat et de crises sur l'évolution du stock et des disponibilités en bois

VII.1. Scénario climatique RCP 8.5

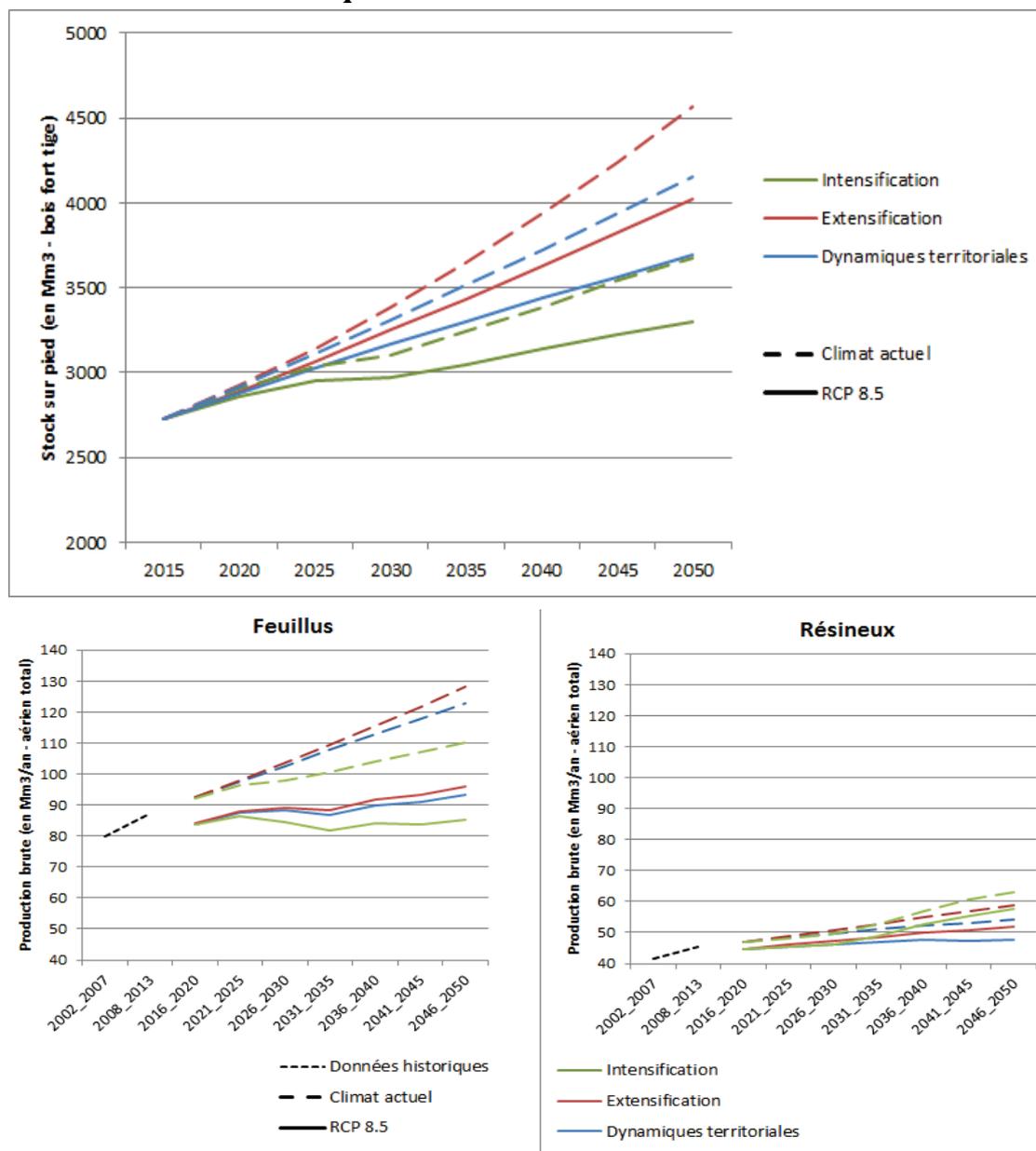


Figure 12.11 : Effet du scénario climatique sur l'évolution du stock sur pied et sur la production brute

Les résultats de l'implémentation du scénario climatique RCP 8.5 montrent un effet fort et rapide sur la production biologique et l'évolution de la ressource (cf. Figure 12.11 et Tableau 12.7.D). En climat « actuel », la production biologique des feuillus suit une tendance à la hausse du fait de la relative jeunesse des peuplements. C'est une cause majeure du phénomène de capitalisation en France.

Or en climat RCP 8.5, l'accroissement en biomasse des feuillus dérive à la baisse rapidement et fortement par rapport à l'accroissement « actuel », l'essence simulée par GO+ pour les feuillus étant le hêtre, essence particulièrement sensible au stress hydrique et à la

sécheresse de l'air. En revanche, la baisse de production des résineux est beaucoup plus limitée (conditions climatiques moins défavorables dans les zones résineuses, notamment de montagne, à l'horizon 2050) (cf. Annexe 7 pp.10-12 et Annexe 7, Figure 7.2 p.10.)

Ce scénario climatique sévère a un impact fort sur l'évolution de la ressource, dès les premières années, et l'évolution fortement négative des tendances de productivité issues de GO+ après 2050 laissent présager une aggravation de la situation au-delà de l'horizon temporel de cette étude.

Par ailleurs, le scénario climatique RCP 8.5 implémenté ici est également caractérisé par une surmortalité due aux sécheresses, dont l'intensité est très forte dès le début de la simulation (implémentation pour chaque année à partir de 2016 d'une sécheresse équivalente à la sécheresse de 2003). Si la récolte, notamment feuillue, est mécaniquement diminuée par la baisse de production (les scénarios de coupe étant définis par des taux), les épisodes de sécheresse compensent légèrement cette perte par une arrivée de bois issus de récoltes sanitaires, mais de qualité amoindrie pour les conifères. Contrairement aux deux autres scénarios, le scénario « Extensification » est défini à partir des résultats du modèle FFSM et prend en compte une adaptation des comportements du marché et des propriétaires au climat, les disponibilités de ce scénario « Extensification » restent alors relativement stables (cf. Figure 12.12 et Tableau 12.7.D).

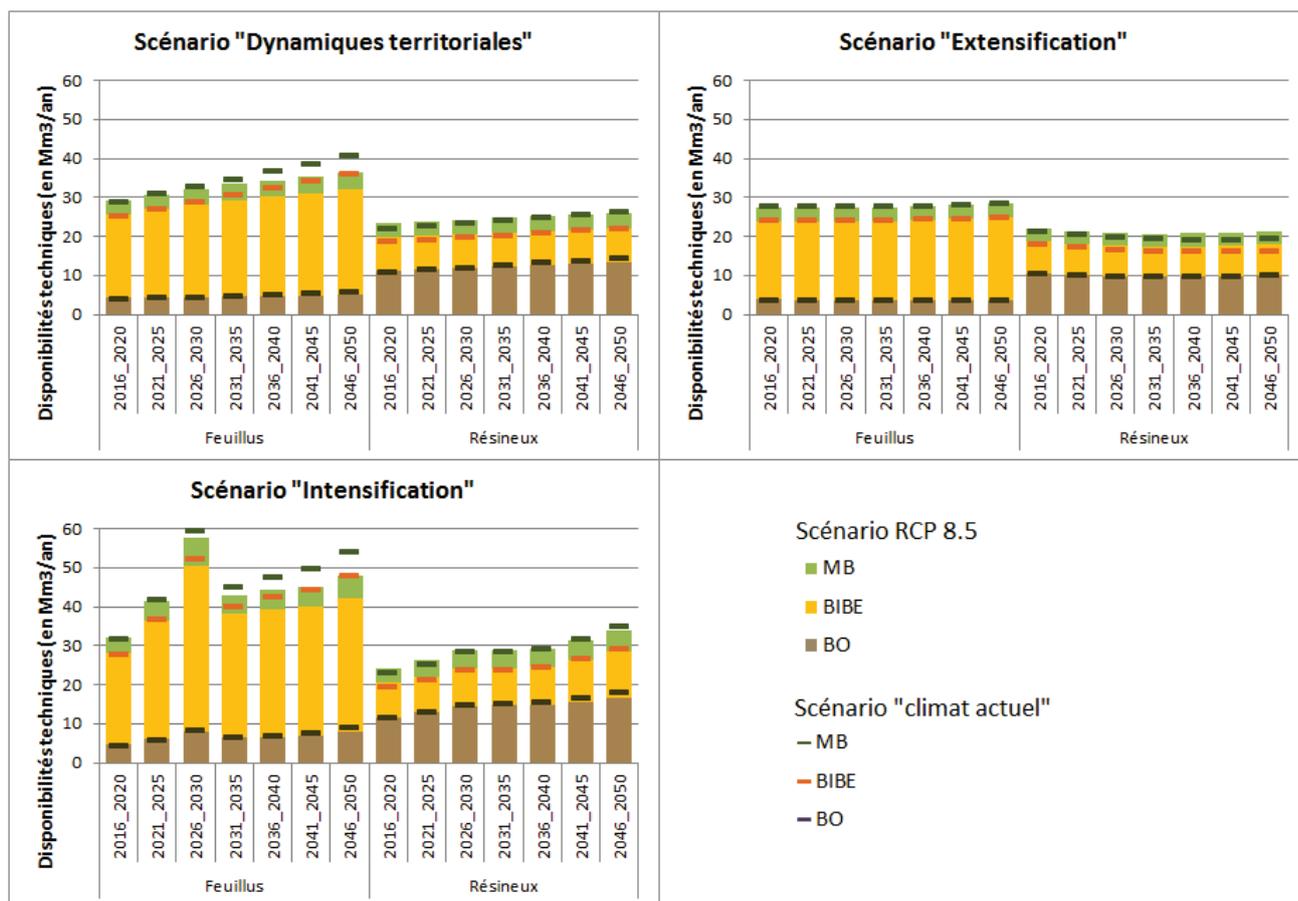


Figure 12.12 : Effets de la prise en compte du climat RCP 8.5 sur les disponibilités en bois

VII.2. Effets des scénarios d'invasions biologiques

Les scénarios d'invasions biologiques impactent dès 2016 différentes essences majeures en France, mais plus ou moins présentes dans la ressource de façon à simuler plusieurs niveaux de sévérité. Les conséquences sur le stock, la mortalité et la récolte sont directement proportionnelles à l'importance en volume des essences considérées. Par ailleurs, le niveau d'attaque simulé est similaire à celui observé sur la chalarose du frêne, avec une vitesse de propagation rapide (60 km/an), des mortalités et des pertes de croissances relativement fortes, ce qui pour le moment en Europe n'a eu d'occurrence que sur des espèces secondaires. Ainsi ce type d'invasion appliqué aux chênes sessiles, pédonculés et pubescents (essences représentant plus de 25% de la ressource en bois) aurait des effets extrêmes sur l'évolution du stock (cf. Figure 12.13 et Tableau 12.7. B et C).

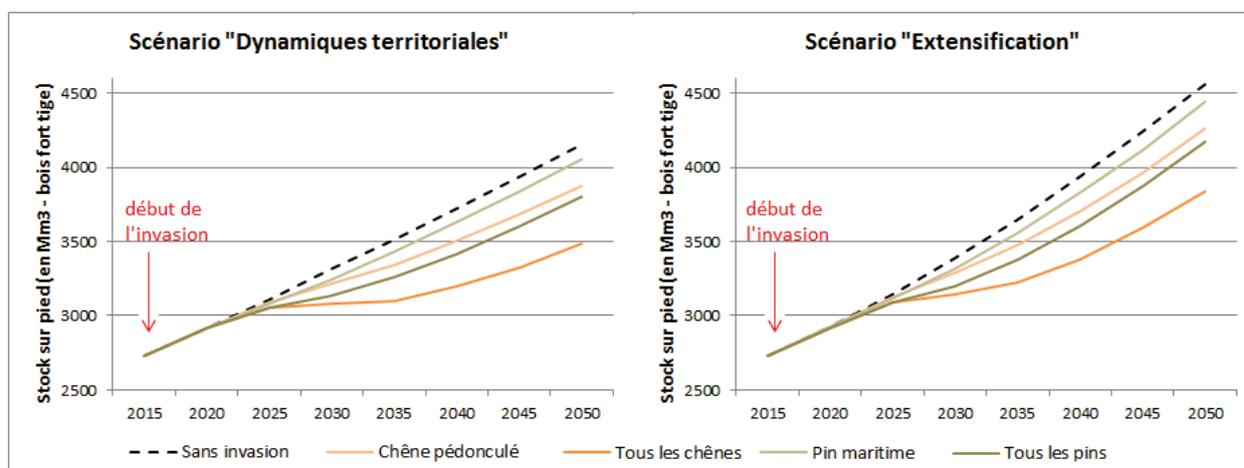


Figure 12.13 : Evolution du stock sur pied en fonction de la sévérité de l'invasion biologique

La surmortalité liée aux invasions est, elle aussi, directement fonction de l'importance de l'essence dans la ressource forestière, dépassant les 20 Mm³/an pour les chênes (cf. Tableau 12.3) contre environ 2 Mm³/an actuellement. La différence de gestion a une légère influence sur ce volume de dégâts, de telles crises étant d'autant plus risquées que le stock sur pied est fort, comme dans le cas d'un scénario « extensif ».

Tableau 12.3 : Surmortalité annuelle moyenne liée aux invasions biologiques (en volume aérien total)

Type d'invasion	Chêne pédonculé	Tous les chênes	Pin maritime	Tous les pins
Scénario "Dynamiques territoriales"	9,4 Mm ³ /an (soit 330 Mm ³ sur la période totale)	21,9 Mm ³ /an (soit 767 Mm ³ sur la période totale)	3,4 Mm ³ /an (soit 119 Mm ³ sur la période totale)	11,1 Mm ³ /an (soit 390 Mm ³ sur la période totale)
Scénario "Extensification"	9,9 Mm ³ /an (soit 347 Mm ³ sur la période totale)	22,8 Mm ³ /an (soit 799 Mm ³ sur la période totale)	3,6 Mm ³ /an (soit 128 Mm ³ sur la période totale)	11,6 Mm ³ /an (soit 405 Mm ³ sur la période totale)

Dans la limite des capacités de la filière à mobiliser et absorber ces quantités de bois exceptionnelles, la surmortalité liée aux invasions peut en grande partie être valorisée, via des coupes sanitaires. Cette valorisation est logiquement plus forte dans le cas d'un

scénario où la filière bois est plus dynamique (fixé à 40 % dans « extensif » contre 70 % dans « dynamiques territoriales ») (cf. Tableau 12.2), et entraîne une hausse de la récolte en BIBE pour l'essence impactée (cf. Figure 12.14 et Tableau 12.7 B et C) avant un épuisement progressif de la ressource concernée (cf. Figure 12.15).

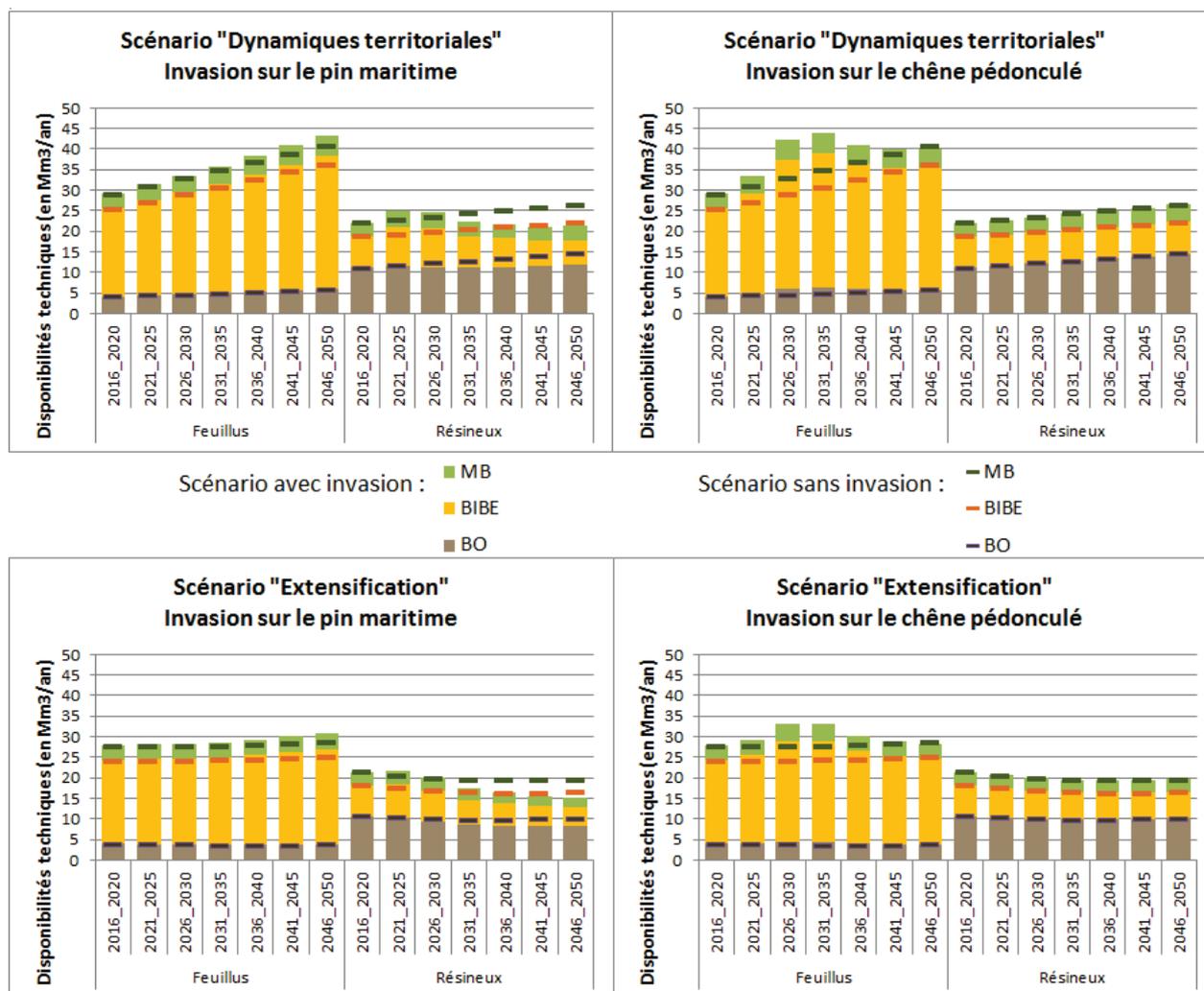


Figure 12.14 : Effets des scénarios d'invasion sur les disponibilités techniques

De telles invasions auraient nécessairement des impacts sur la gestion sylvicole, avec, comme dans le cas de la chararose du frêne, une reconversion de certains peuplements ou une adaptation des coupes et des itinéraires de gestion dans les peuplements atteints et dans les peuplements indemnes. Difficilement paramétrables dans le temps du projet, ces mécanismes n'ont ici pas été pris en compte. Cependant, on peut supposer que les peuplements gérés dont l'essence objectif actuelle est l'essence impactée seraient particulièrement déstructurés et feraient certainement l'objet d'une forte modification de traitement voire d'une reconversion. Ainsi, 2 214 000 ha (14% des forêts françaises) pour le chêne pédonculé, 5 366 000 ha (34% des forêts) pour les 3 chênes, 1 195 000 ha (8% des forêts) pour le pin maritime et 2 772 000 ha (18% des forêts) pour les 5 pins pourraient potentiellement être concernés. Dans les simulations réalisées ici, le renouvellement des peuplements impactés s'est fait en faveur des essences d'accompagnement, donc essentiellement des feuillus secondaires (cf. Figure 12.15).

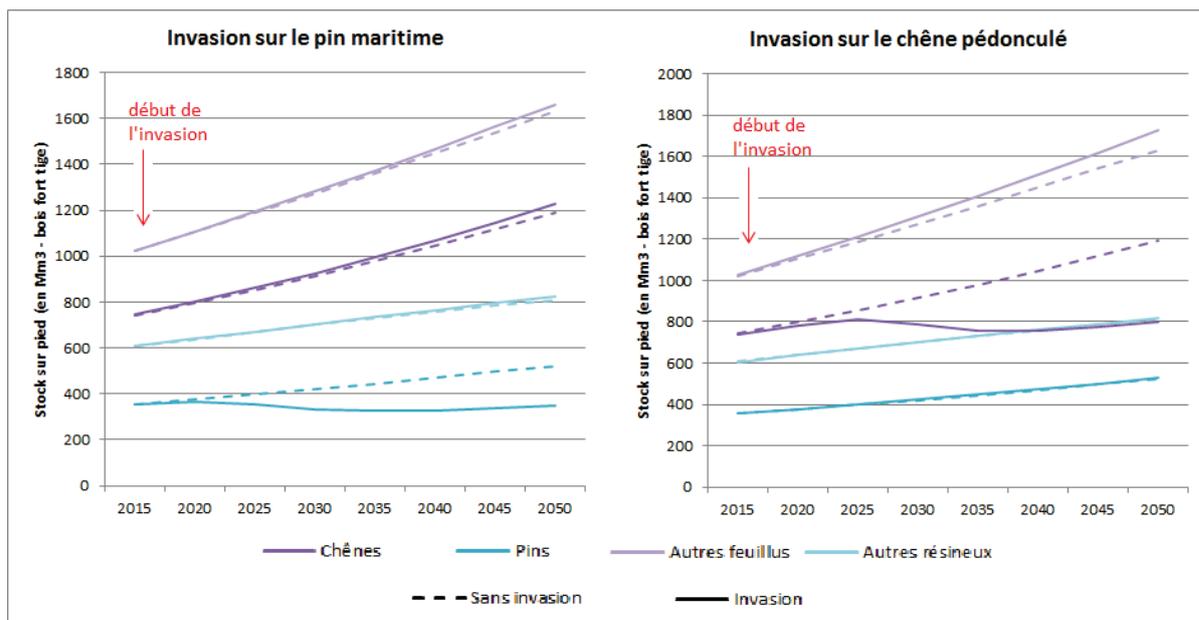


Figure 12.15 : Evolution du stock sur pied par groupe d'essence selon le scénario d'invasion biologique (cas du scénario de gestion « dynamiques territoriales »)

VII.3. Effets des scénarios d'incendies

Comparativement aux autres types de crises, les incendies concernent une plus faible surface. Si au niveau local, les dégâts sont importants (hypothèse de destruction totale des peuplements incendiés), l'impact au niveau global est relativement faible (cf. Figure 12.16 et Tableau 12.7 E et F).

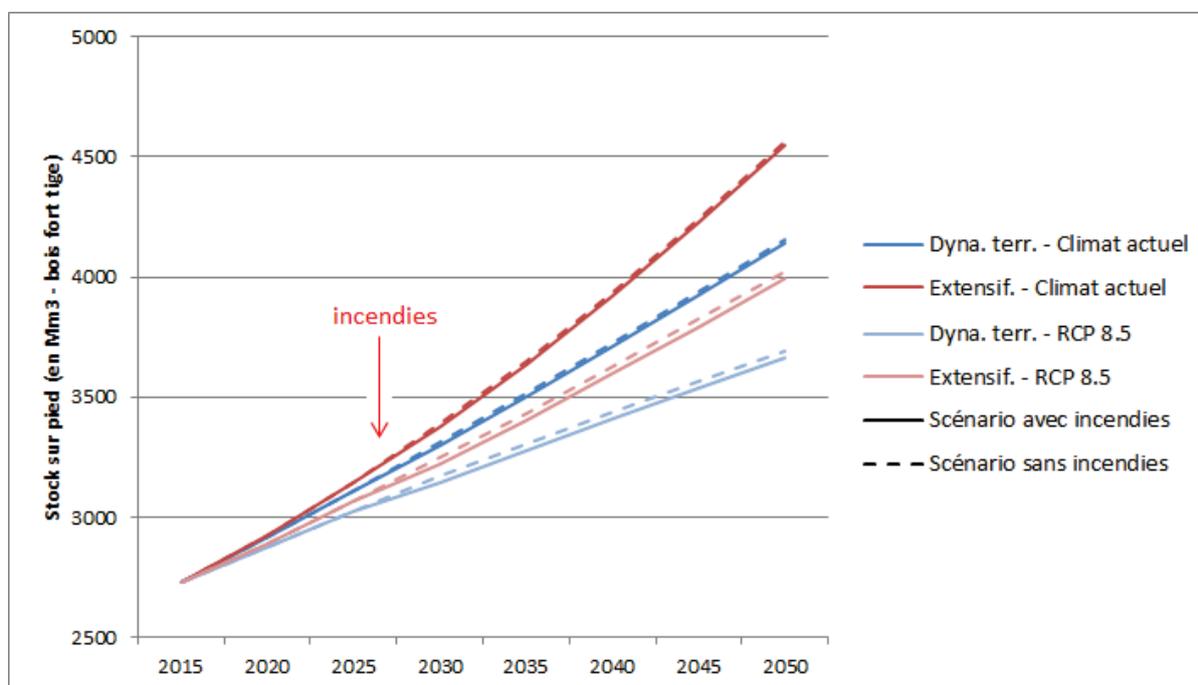


Figure 12.16 : Evolution du stock sur pied en fonction du scénario d'incendies et du scénario climatique

Les dégâts sont une nouvelle fois fonction de la surface impactée et du type de gestion sylvicole. Ainsi un stock important accumulé par une gestion extensive accentue le risque

d'incendie en raison d'un fort capital sur pied, et entraîne des volumes de dégâts plus importants. Les bois incendiés pouvant être mobilisés et valorisés le sont essentiellement en BIBE (cf. Tableau 12.4 et Figure 12.17).

Tableau 12.4 : Surmortalité totale liée aux incendies (en volume aérien total)

	Climat actuel	RCP 8.5
Surfaces incendiées	75 000 ha	175 000 ha
Scénario "Extensification"	15,3 Mm ³	36,6 Mm ³
Scénario "Dynamiques territoriales"	15,0 Mm ³	36,0 Mm ³

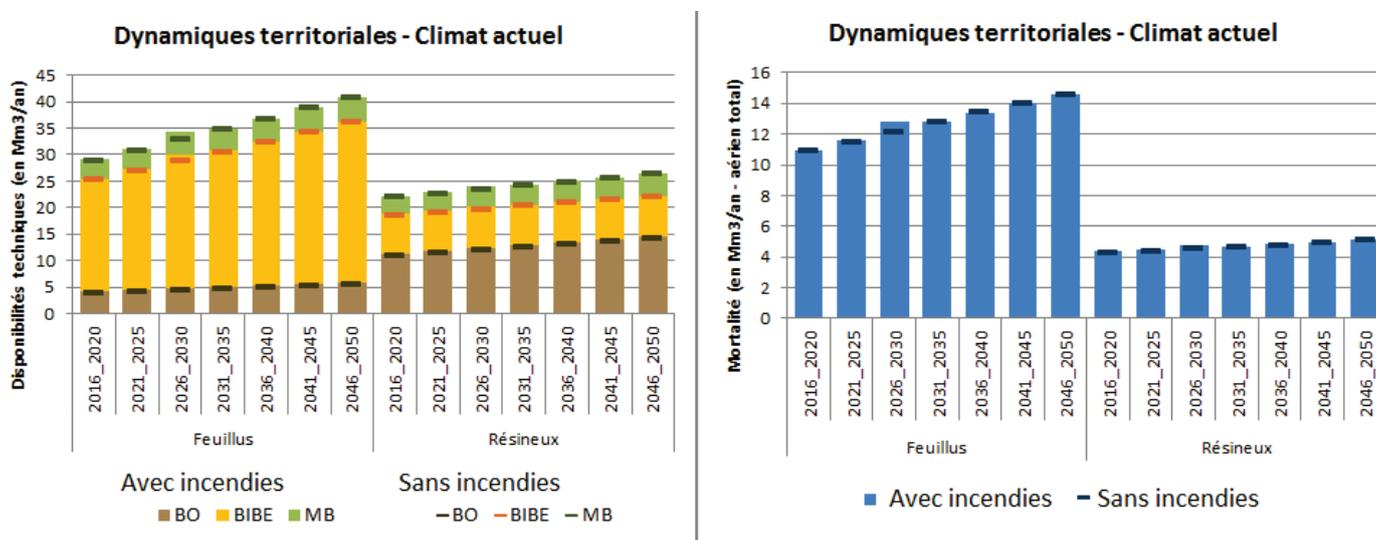


Figure 12.17 : Effets des incendies sur les disponibilités et la mortalité

VII.4. Effets de la cascade de risques (tempêtes suivies d'attaques de scolytes et d'incendies)

L'ampleur de ce scénario de risque est d'ordre exceptionnel, touchant une large emprise (700 000 ha à plus de 40 % de dégâts et 685 000 ha à dégâts plus diffus) et combinant différents types de risques (tempête puis scolytes puis incendies). Les conséquences sur la ressource sont donc majeures, et le renouvellement de ces peuplements (supposé à l'identique, c'est-à-dire avec les mêmes essences et les mêmes paramètres de croissance et de gestion) ne compense pas encore la perte de volume en 2050 (cf. Figure 12.18 et Tableau 12.7 E et F).

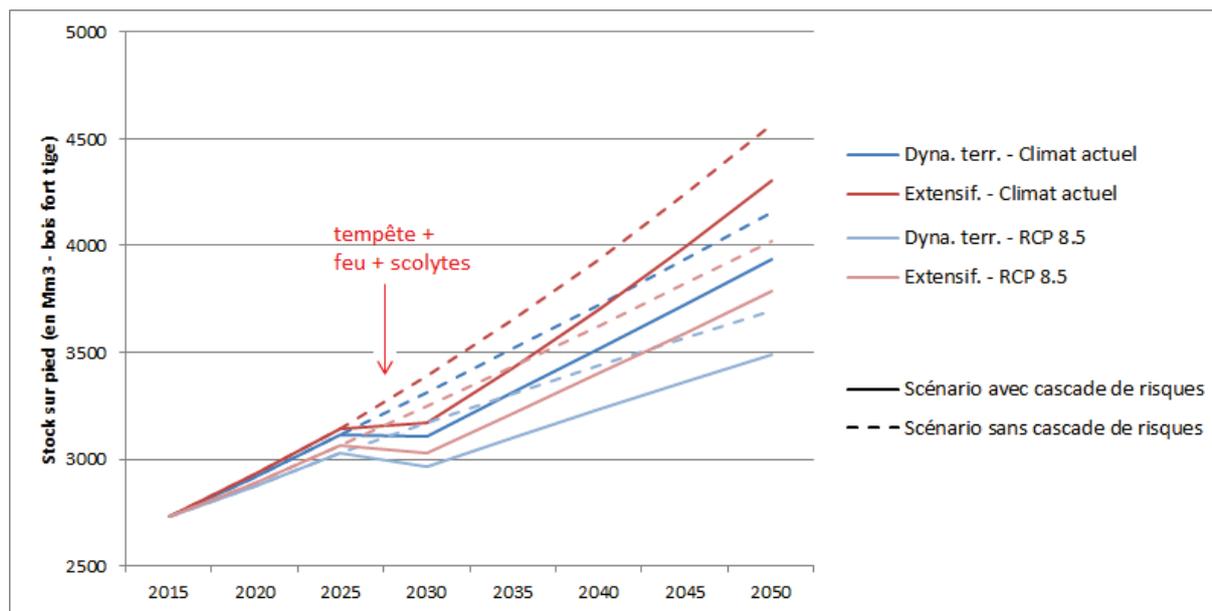


Figure 12.18 : Evolution du stock sur pied en fonction de la prise en compte de la cascade de risques

Le volume de dégâts occasionné par cette cascade de risques est considérable avec environ 280 Mm³ de dégâts directs en volume aérien total auxquels il faut ajouter les volumes issus des nettoyages, c'est-à-dire des bois « sains » coupés suite à une déstructuration trop importante des peuplements.

Une très large part de ces dégâts est directement liée à la tempête (environ 250 Mm³, cf. [Tableau 12.5](#)). A titre de comparaison, la tempête Klaus en 2009 dans le Sud-Ouest de la France avait touché 42,5 Mm³ bois fort tige (soit entre 53 et 60 Mm³ en volume aérien total) pour une surface affectée de 685 000 ha (dont 234 000 ha à plus de 40 %) ²³².

Tableau 12.5 : Volumes de dégâts provoqués par la cascade de risques (en volume aérien total)

en Mm ³ total (% du volume total)		Chablis	Volis	Scolytes	Incendies	Nettoyage	Total
Climat actuel	Extensification	146 Mm ³ (44%)	107 Mm ³ (33%)	3 Mm ³ * (1%)	25 Mm ³ (8%)	48 Mm ³ (15%)	330 Mm³ (100%)
	Dyna. terr.	143 Mm ³ (44%)	105 Mm ³ (32%)	3 Mm ³ * (1%)	25 Mm ³ (8%)	48 Mm ³ (15%)	324 Mm³ (100%)
RCP 8.5	Extensification	135 Mm ³ (41%)	97 Mm ³ (29%)	5 Mm ³ (2%)**	51 Mm ³ (15%)	43 Mm ³ (13%)	330 Mm³ (100%)
	Dyna. terr.	132 Mm ³ (41%)	95 Mm ³ (29%)	5 Mm ³ (2%)**	50 Mm ³ (15%)	42 Mm ³ (13%)	324 Mm³ (100%)

* Soit 7 % du volume de chablis/volis des pins/épicéas

** Soit 11 % du volume de chablis/volis des pins/épicéas

²³² IFN, 2009. Tempête Klaus du 24 janvier 2009. L'IF n°21 – 1^{er} trimestre 2009. Editeur IFN. 12p.

Ces dégâts provoquent une arrivée massive de bois sur le marché, dont la mobilisation et la valorisation dépendent largement de la capacité de la filière à absorber ces volumes. Les taux fixés ici (cf. [paragraphe V.2 de cette annexe](#)), permettent une récolte accrue dans le scénario le plus dynamique, y compris de bois d'œuvre résineux (les chablis conservant leur qualité potentielle au contraire des volis). Ainsi, avec plus 70 % de la surmortalité valorisée dans le cas du scénario « dynamiques territoriales », la récolte pourrait quasiment doubler sur la période de la crise (cf. [Figure 12.19, Tableau 12.2](#)). Cette valorisation fixée ici « à dire d'expert » est certainement ambitieuse, et elle gagnerait à faire l'objet d'un approfondissement, en combinant l'expertise actuelle et des facteurs économiques (prix des bois, niveau de gestion) et en effectuant une analyse de sensibilité sur ces paramètres.

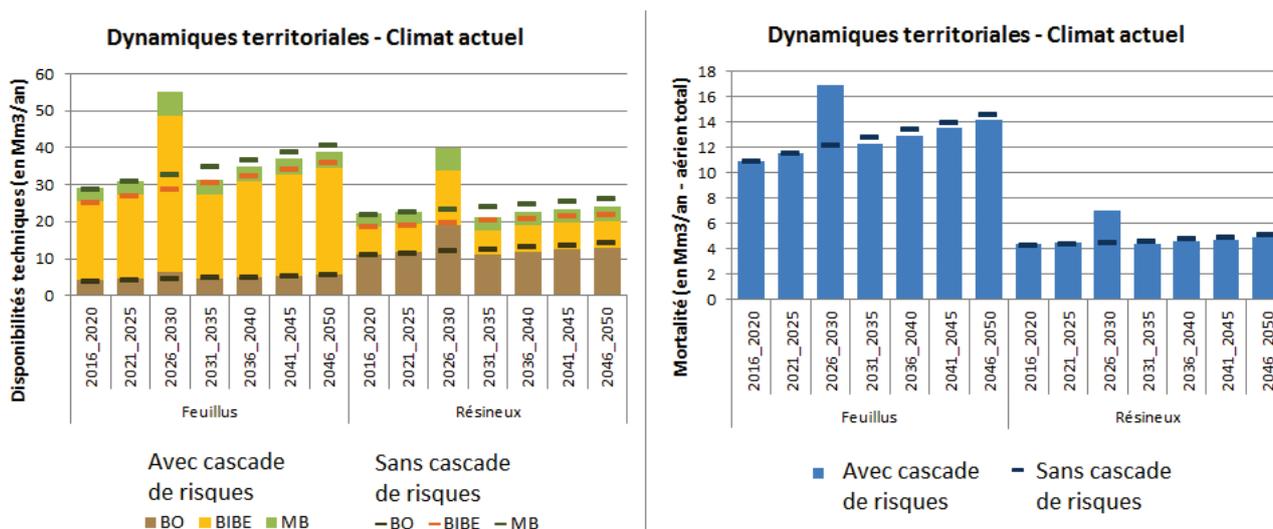


Figure 12.19 : Effets de la cascade de risques sur les disponibilités et la mortalité

VIII. Analyse de sensibilité des simulations à la densité des peuplements

L'approche empirique utilisée dans les modélisations et la stationnarité des paramètres de croissance et de mortalité rendent les simulations relativement insensibles aux modifications fortes du contexte forestier. Robustes à court terme et en situation d'équilibre, ces simulations sont à analyser avec précaution à plus long terme dans un cadre de profondes mutations du paysage forestier actuel comme le prévoient les scénarios « extensification » et « intensification » (vieillesse de la ressource et capitalisation, modification du climat, événements extrêmes, politiques pour la filière forêt-bois, etc.). Des méthodes de prise en compte des effets probables du changement climatique et de crises biotiques et abiotiques ont été présentées dans les paragraphes précédents. Dans un contexte de capitalisation forte et rapide de la ressource, des effets de densité des peuplements (nombre de tiges à l'hectare) sur la production et la mortalité sont également inévitables en lien avec une plus forte compétition entre les arbres pour accéder aux ressources naturelles (lumière, eau voire éléments minéraux). A long terme, l'absence de prise en compte de ces effets peut conduire à une surestimation de la production et donc du phénomène de capitalisation.

Dans le cadre de cette étude, un effet de la densité des peuplements sur la régénération a systématiquement été pris en compte dans les simulations. Le niveau moyen de surface terrière à l'hectare du domaine d'étude agit sur le paramètre de recrutement (nombre de

tiges recrutées par an) selon des relations simples d'interdépendance entre densité et régénération issues des observations faites sur les placettes IFN. De façon exploratoire, une méthode similaire d'interaction entre l'évolution de la surface terrière d'un domaine d'étude et l'accroissement de ses arbres a été appliquée (une hausse de la surface terrière diminue l'accroissement) afin d'évaluer l'ordre de grandeur qu'aurait une modulation de la croissance sur l'évolution de la ressource.

Les résultats doivent être interprétés à titre d'illustration. En effet, des travaux de recherche sont nécessaires pour intégrer précisément ces phénomènes dans les modèles de ressource globaux tels que MARGOT, ces mécanismes connus au niveau du peuplement étant plus complexes à appréhender au niveau de la ressource globale (effets indirects de la fertilité, du type de peuplement...).

La méthode développée pour cette première analyse de sensibilité reste par ailleurs partielle puisque la mortalité, phénomène regroupant des causes diverses et difficilement modélisables, ne fait pas ici l'objet de densité-dépendance.

Si les effets de l'introduction de cette modulation du recrutement et de la croissance sont relativement faibles à un horizon temporel proche (2030-2035), confortant *de facto* l'emploi des modèles actuels pour les projections à court termes, à plus long terme (2050) l'évolution du stock sous densité-dépendance dérive notablement de celle utilisant des paramètres statiques (cf. Figure 12.20). Ainsi, les forts niveaux de capitalisation liés à des prélèvements inférieurs à l'accroissement et à la maturation d'une ressource feuillue encore jeune, influent sur l'effet de densité et contribuent à réduire progressivement la production. Cette modulation de la production est d'autant plus forte que le scénario entraîne une capitalisation rapide, l'effet de densité-dépendance a donc plus d'impact sur le scénario « Extensification » que sur « Intensification ». Les écarts entre scénarios tendent donc mécaniquement à se réduire avec un impact sur les niveaux de stockage de carbone dans la biomasse (le scénario « Extensification » devient alors un peu moins favorable).

Au niveau du stock sur pied, l'effet densité sur le recrutement a légèrement moins d'influence que sur la croissance, compte-tenu du faible volume que représentent les tiges de petit diamètre. Cependant ce phénomène a un impact non négligeable au niveau du renouvellement des peuplements, qui pourrait devenir déficitaire dans un scénario d'extensification marqué par une fermeture des peuplements, alors qu'il semble plutôt être favorisé par un scénario d'intensification (cf. Figure 12.20).

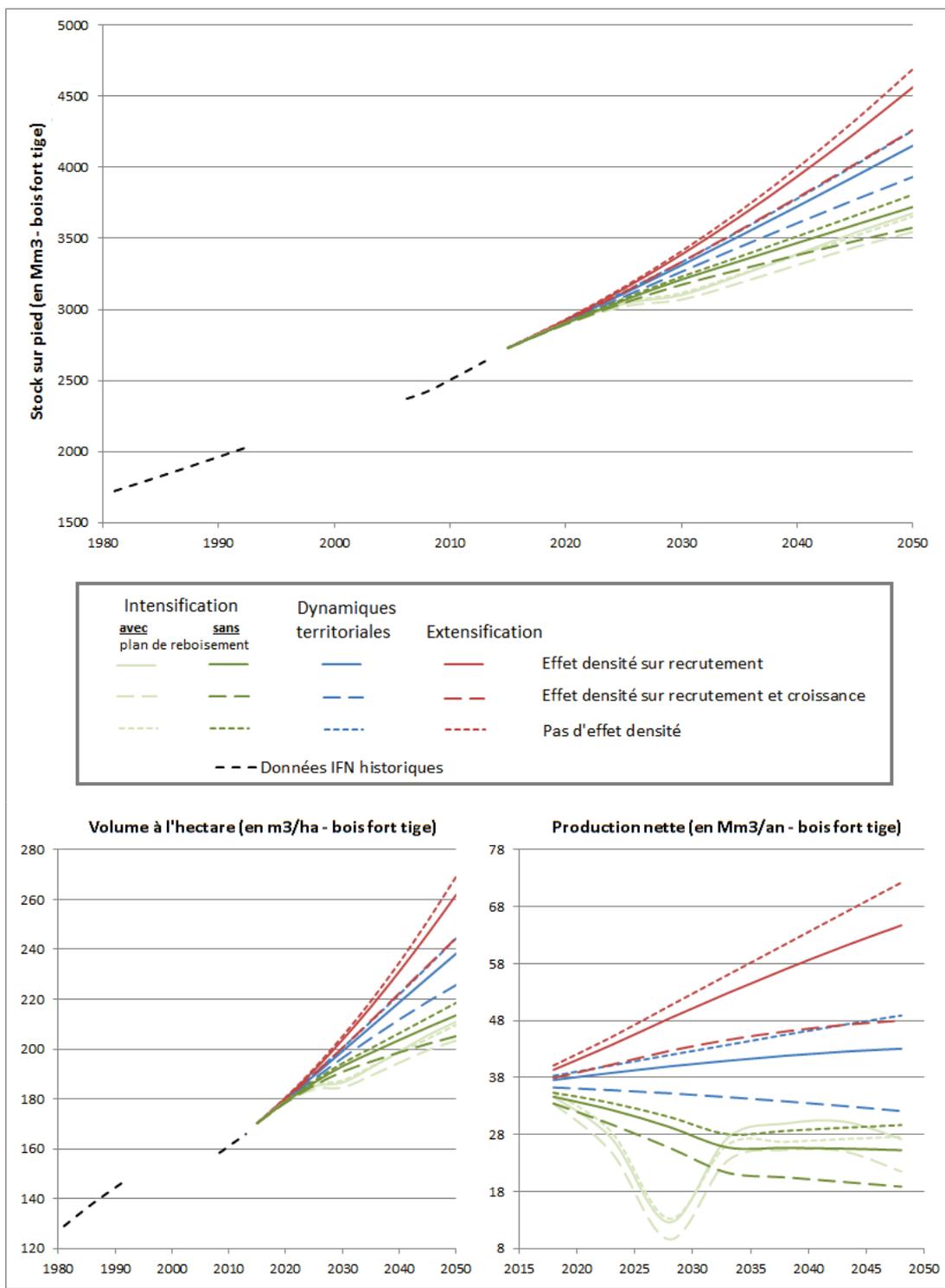


Figure 12.20 : Analyse de sensibilité de l'évolution du stock sur pied et de la production à la densité-dépendance

NB : Le scénario "Pas d'effet densité" correspond aux scénarios simulés dans des études nationales précédentes (ADEME 2015 sur les disponibilités en bois en 2035, DGEC 2014 sur le puits de carbone de la forêt française en 2030) ; le scénario "Effet densité sur recrutement" correspond aux scénarios utilisés dans la présente étude ; le scénario "Effet densité sur recrutement et croissance" est présenté de façon exploratoire. Source des données historiques : IGD-2015²³³.

²³³ MAAF, IGN, 2016. Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaine, édition 2015, Résultats. Paris, 343 p.

IX. Perspectives et besoins de recherche

La forêt française métropolitaine est caractérisée par une grande diversité de peuplements et de contextes forestiers. Par ailleurs, cette forêt se trouve depuis plusieurs décennies dans une situation de « transition forestière » liée à la déprise agricole, entraînant une expansion forestière et une capitalisation fortes²³⁴. Le changement climatique devrait aussi avoir un impact grandissant sur les conditions environnementales agissant sur la croissance des arbres, et sur l'occurrence d'évènements extrêmes. Dans ce contexte varié et changeant, simuler l'évolution de la ressource forestière française nécessite de disposer de données IFN riches et nombreuses, et de modèles adaptés pour traduire la dynamique de forêts hétérogènes et dans un état non-stationnaire.

Le modèle MARGOT, utilisé dans le cadre de cette étude est un modèle de ressource matriciel, fondé sur des données d'inventaire à large échelle, bien adapté pour représenter la diversité de la forêt française, et robuste pour des projections à des horizons de 20 ans. Evaluer l'impact des politiques forestières et les conséquences des risques sur le long terme requièrent des outils qui prennent en compte le caractère non-stationnaire de la forêt française. Cela a été appréhendé par des méthodes encore très partielles de prise en compte du changement climatique, de grandes crises et d'effets de densité-dépendance. Ce dernier point semble avoir des effets importants, et un premier travail de thèse sera prochainement engagé par le laboratoire de l'inventaire forestier (LIF) de l'IGN sur cette thématique.

Concernant le changement climatique, les dérives utilisées ici ne sont représentatives que d'une partie de la ressource. L'interaction avec les modèles éco-physiologiques gagnerait à être étendue à d'autres essences majeures en France (chênes, épicéa, sapin, etc.). De façon plus intégrée, les travaux visant à développer des modèles calibrés sur des données IFN et permettant de moduler la croissance et la mortalité en fonction de l'évolution des conditions climatiques devraient être poursuivis²³⁵.

L'intégration de risques biotiques et abiotiques majeurs, pouvant par ailleurs se combiner, est une approche très novatrice dans ce type d'étude. Outre le besoin d'acquérir des données spécifiquement adaptées au calcul d'indices de vulnérabilité, un approfondissement est nécessaire pour intégrer ces évènements de façon plus dynamique dans les modèles de ressource : projection dynamique de la vulnérabilité des peuplements, connaissance et prise en compte des aspects post-crise (facteurs économiques et sociaux), etc.

La dépendance des paramètres de croissance, mortalité et recrutement à la densité des peuplements n'a été abordée ici que de façon exploratoire. Cette dernière nécessite des travaux plus approfondis, une meilleure explicitation de la notion de peuplement au sein d'un modèle de ressource tel que MARGOT.

Enfin, l'utilisation de données de l'inventaire forestier national pour de telles simulations

²³⁴ IFN, 2013. Un siècle d'expansion des forêts françaises : De la statistique Daubrée à l'inventaire forestier de l'IGN. L'IF n°31 – mai 2013. Editeur IFN. 8 p.

²³⁵ Charru M, Seynave I, Hervé J-C, Bertrand R, Bontemps J-D, 2017. Recent growth changes in Western European forests are driven by climate warming and structured across tree species climatic habitats, *Annals of Forest Science* 74:33p.

Bontemps JD, Bouriaud O. 2013. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges, and future perspectives. Review paper, *Forestry*.

ouvre de nombreuses perspectives d'amélioration. Ainsi l'acquisition et l'utilisation de données auxiliaires, géographiques par exemple (desserte, morcellement, conditions d'exploitabilité, enjeux environnementaux ou sociaux particuliers, etc.), pourraient permettre une description plus fine des paramètres de dynamiques de la ressource, et la définition de scénarios sylvicoles appuyés sur des conditions économiques explicites.

Documents complémentaires à l'annexe :

- Liste des 116 domaines d'étude

- Modèle d'évolution de la ressource par classe d'âge

- Modèle d'évolution de la ressource par classe de diamètre

Niveaux de dynamisation des prélèvements définis à dire d'expert pour le scénario « Intensification »

- Tableaux des résultats :

* climat actuel – sans crise - scénarios de gestion

* climat actuel – crises biotiques – gestion « Extensification »

* climat actuel – crises biotiques – gestion « Dynamiques territoriales »

* climat RCP 8.5 – sans crise – scénarios de gestion

* climat actuel & RCP 8.5 – crises abiotiques – gestion « Extensification »

* climat actuel & RCP 8.5 – crises abiotiques – gestion « Dynamiques territoriales »

Liste des 116 domaines d'étude

	Nom	Essence objectif	Propriété	GRECO
Fermée feuillue	FF01	Châtaignier	Privée	A&B
	FF02	Châtaignier	Privée	C&D&E&G(Est)
	FF03	Châtaignier	Privée	F&G(Ouest)
	FF04	Robinier	Privée	A&B
	FF05	Robinier	Privée	C&D&E&G(Est)
	FF06	Robinier	Privée	F&G(Ouest)
	FF07	Autres feuillus	Domaniale	A&B&C
	FF08	Autres feuillus	Collectivités	A&B&C
	FF09	Autres feuillus	Toute publique	D&E
	FF10	Autres feuillus	Toute publique	F&G
	FF11	Autres feuillus	Toute publique	H
	FF12	Autres feuillus	Toute publique	I
	FF13	Autres feuillus	Toute publique	J
	FF14	Autres feuillus	Privée	A
	FF15	Autres feuillus	Privée	B
	FF16	Autres feuillus	Privée	C
	FF17	Autres feuillus	Privée	D&E
	FF18	Autres feuillus	Privée	F
	FF19	Autres feuillus	Privée	G
	FF20	Autres feuillus	Privée	H
	FF21	Autres feuillus	Privée	I
	FF22	Autres feuillus	Privée	J
	FF23	Autres feuillus	Privée	K
	FF24	Chênes nobles	Domaniale	A&B(Centre)
	FF25	Chênes nobles	Domaniale	B(Nord)
	FF26	Chênes nobles	Domaniale	C&D&E&G(Bourgogne)
	FF27	Chênes nobles	Collectivités	A&B(Centre)
	FF28	Chênes nobles	Collectivités	B(Nord)
	FF29	Chênes nobles	Collectivités	C&D&E&G(Bourgogne)
	FF30	Chênes nobles	Toute publique	F&G(sauf Bourgogne)
	FF31	Chênes nobles	Privée	A
	FF32	Chênes nobles	Privée	B(Centre)
	FF33	Chênes nobles	Privée	B(Nord)
	FF34	Chênes nobles	Privée	C&D
	FF35	Chênes nobles	Privée	E
	FF36	Chênes nobles	Privée	F
	FF37	Chênes nobles	Privée	G
	FF38	Chênes nobles	Privée	I
	FF39	Chênes nobles et pubescent	Privée	H
	FF40	Chêne pubescent	Privée	A&B&F(Nord)
	FF41	Chêne pubescent	Privée	F(Sud)
	FF42	Chêne pubescent	Privée	G
	FF43	Chêne pubescent	Privée	I
	FF44	Chêne pubescent	Privée	J
	FF45	Tous chênes	Privée	K
	FF46	Chêne vert	Toute publique	G&H&I&J
	FF47	Chêne vert	Privée	G&H&I&J
	FF48	Tous feuillus	Toute publique	K
	FF49	Frêne commun	Privée	A&B
	FF50	Frêne commun	Privée	C
	FF51	Hêtre	Domaniale	C
	FF52	Hêtre	Domaniale	D&E
	FF53	Hêtre	Collectivités	C
	FF54	Hêtre	Collectivités	D&E
	FF55	Hêtre	Toute publique	A&B
	FF56	Hêtre	Toute publique	F&G
	FF57	Hêtre	Toute publique	H
	FF58	Hêtre	Toute publique	I
	FF59	Hêtre	Privée	A&B

	Nom	Essence objectif	Propriété	GRECO
Fermée feuillue	FF60	Hêtre	Privée	C
	FF61	Hêtre	Privée	D&E
	FF62	Hêtre	Privée	F&G
	FF63	Hêtre	Privée	H
	FF64	Hêtre	Privée	I
	FF65	Feuillus précieux	Privée	A&B&C
	FF66	Feuillus précieux	Privée	F&G
FF67	Tous feuillus précieux	Toute publique	A&B&C	
Fermée résineuse	FR01	Autres résineux	Toute publique	A&B&C&D&E&F&G
	FR02	Autres résineux	Toute publique	H
	FR03	Autres résineux	Toute publique	I
	FR04	Autres résineux	Toute publique	J
	FR05	Autres résineux	Privée	A&B
	FR06	Autres résineux	Privée	C&D&E
	FR07	Autres résineux	Privée	F
	FR08	Autres résineux	Privée	G
	FR09	Autres résineux	Privée	H
	FR10	Autres résineux	Privée	I
	FR11	Autres résineux	Privée	J
	FR12	Douglas	Toute publique	A&B&C&D&E&F&G&I
	FR13	Douglas	Privée	A&B
	FR14	Douglas	Privée	C&D&E
	FR15	Douglas	Privée	F&G&I
	FR16	Epicéa commun	Toute publique	H
	FR17	Mélèze d'Europe	Toute propriété	H
	FR18	Pin d'alep	Toute publique	H&I&J
	FR19	Pin d'alep	Privée	H&I&J
	FR20	Pin laricio	Privée	A&B
	FR21	Pin maritime	Domaniale	A&B&F
	FR22	Pin maritime	Collectivités	A&B&F
	FR23	Pin maritime	Privée	A&B
	FR24	Pin maritime	Privée	F
	FR25	Pin noir	Toute publique	G&H
	FR26	Pin sylvestre	Toute publique	A&B
	FR27	Pin sylvestre	Toute publique	C&D&E
	FR28	Pin sylvestre	Toute publique	F&G
	FR29	Pin sylvestre	Privée	A&B
	FR30	Pin sylvestre	Privée	C&D&E
	FR31	Pin sylvestre	Privée	F&G
	FR32	Pin sylvestre	Privée	H
FR33	Tous résineux	Toute publique	K	
FR34	Tous résineux	Privée	K	
FR35	Sapin et épicéa	Domaniale	D	
FR36	Sapin et épicéa	Collectivités	D	
FR37	Sapin et épicéa	Toute publique	A&B&C	
FR38	Sapin et épicéa	Toute publique	E	
FR39	Sapin et épicéa	Toute publique	F&G	
FR40	Sapin et épicéa	Toute publique	I	
FR41	Sapin et épicéa	Privée	A&B&C	
FR42	Sapin et épicéa	Privée	D	
FR43	Sapin et épicéa	Privée	E	
FR44	Sapin et épicéa	Privée	F&G	
FR45	Sapin et épicéa	Privée	H	
FR46	Sapin pectiné	Toute publique	H	
Ouverte	OF01	Tous feuillus	Toute propriété	A&B&C&F
	OF02	Tous feuillus	Toute propriété	D&E&G&H&I
	OR01	Tous résineux	Toute propriété	A&B&C&D&E&F&G&H&I

* Autres feuillus / résineux : définition variable selon les strates
Chênes nobles : chênes sessiles et pédonculé
Feuillus précieux : alisier, fruitiers, frêne selon les cas, noyers...

Modèle d'évolution de la ressource par classe d'âge

Le modèle par classe d'âge de l'IGN est mis en œuvre pour simuler l'évolution de la ressource et des disponibilités en bois des peupleraies cultivées. Il a été développé à l'IFN et à l'AFOCEL dès la fin des années 1980²³⁶.

Il s'agit d'un modèle de type démographique qui simule l'évolution en âge de cohortes (générations) de peuplements de même type. Chaque cohorte occupe une surface initiale (surface du boisement ou du reboisement) qui diminue avec le vieillissement de celle-ci en raison des coupes rases qu'elle subit quand les arbres qui la compose atteignent les dimensions d'exploitation. Selon la fertilité des stations, les dimensions d'exploitation des arbres au sein d'une même classe d'âge sont atteintes plus ou moins rapidement. Le volume moyen à l'hectare d'une génération évolue quant à lui au rythme de la croissance en âge et de l'intensité des prélèvements en éclaircies.

Il s'agit d'un modèle de type matriciel avec pour chaque domaine d'étude :

- **Une matrice d'état** décrivant la ressource par classe d'âge. Elle se compose pour chaque classe d'âge (1) de la surface boisée, qui diminue avec le temps du fait des coupes rases, et (2) de coefficients permettant de calculer le volume total de la classe d'âge (volume de la classe i = surface de i multipliée par le volume moyen à l'hectare de la classe i).
- **Une matrice de transition** décrivant la croissance. Elle est exprimée au travers de la production courante moyenne à l'hectare de chaque classe, et de la mortalité. Le recrutement consiste en une surface annuelle de reboisement et de nouveaux boisements, qui alimentent la première classe d'âge.
- **Une matrice des activités sylvicoles**, qui représente les éclaircies et les coupes rases. Elles sont exprimées sous la forme d'un taux annuel de surface passée en coupe rase pour les coupes finales, et d'un taux de prélèvement en volume pour les éclaircies.

Les valeurs des coefficients des matrices du modèle sont établies statistiquement à partir des données collectées par l'IGN, soit un très grand nombre d'observations (données de type transversal, où toutes les classes d'âge sont mesurées la même année).

Les dynamiques forestières sont représentées dans le modèle par :

- Une production nette de la mortalité, ramenée à l'hectare pour chaque classe d'âge ;
- Une surface annuelle de nouveaux boisements ou de reboisement des peuplements rasés lors des itérations précédentes, alimentant la première classe d'âge.

A la fin de chaque itération, les surfaces rasées et les surfaces restantes sont traduites respectivement en volume disparu (disponibilité) et en volume sur pied (stock).

²³⁶ Alvarez-Marty S (1989) La méthode des générations dans l'étude de la ressource d'une forêt équienne : le cas du massif landais. AFOCEL-ARMEF, 3, 135-146.

Modèle d'évolution de la ressource par classe de diamètre

Le modèle par classe de diamètre de l'IGN (MARGOT pour MATrix model of forest Resource Growth and dynamics On the Territory scale) est mis en œuvre pour simuler l'évolution de la ressource et des disponibilités en bois de l'ensemble des forêts, à l'exception des peupleraies cultivées équiennes. Il a été développé à l'IFN à partir de travaux de Houllier en 1986. Une description détaillée du modèle a été publiée récemment dans une revue scientifique internationale à comité de lecture (Wernsdörfer et al. 2012).

L'IGN utilise classiquement ce modèle dans les études qu'il réalise, par exemple pour évaluer la disponibilité en résineux en France après les tempêtes de 1999 (MAAPAR 2004), ou pour projeter le puits de CO₂ de la forêt française à l'horizon 2030 (Colin 2014).

Il s'agit d'un modèle de type démographique, qui simule l'évolution en diamètre de cohortes d'arbres d'un même type de peuplement au cours du temps selon un pas quinquennal.

Le modèle est de type matriciel avec pour chaque type de peuplement homogène, appelé domaine d'étude :

- **Une matrice d'état** décrivant la ressource par classe de diamètre. Elle se compose pour chaque classe de diamètre (1) d'un nombre d'arbres vivants et (2) de coefficients permettant de calculer le volume total de la classe de diamètre (volume de la classe i = effectif dans i multiplié par le volume moyen d'un arbre de la classe i).
- **Une matrice de transition** décrivant la croissance des arbres et la mortalité naturelle. La croissance est exprimée comme la probabilité sur 5 ans de passage d'un arbre de la classe de diamètre i à la classe de diamètre $i+1$. Ce taux est estimé à partir de l'accroissement en rayon mesuré sur les arbres lors de l'inventaire forestier.
La mortalité est exprimée au travers du taux d'arbre morts depuis moins de 5 ans observés lors de l'inventaire dans chaque classe de diamètre.

Le recrutement est traduit avec un coefficient spécifique. C'est l'accroissement annuel en effectifs dans la première classe de diamètre, correspondant aux arbres qui deviennent recensables sur la période (jeunes boisements essentiellement).

- **Une matrice des activités sylvicoles**, représentant les coupes d'arbres. Elles concernent les opérations sylvicoles et elles sont exprimées comme le nombre d'arbres prélevés dans une classe de diamètre par rapport au nombre d'arbres vifs de la même classe (taux de prélèvement).

Les valeurs des coefficients des matrices sont établies statistiquement à partir des données collectées par l'IGN, soit un très grand nombre d'observations (données de type transversal, où toutes les classes de diamètres sont mesurées la même année).

Les dynamiques forestières sont représentées dans le modèle par :

- Un taux de croissance en diamètre dans toutes les classes, sauf la dernière qui est ouverte ;
- Un effectif recruté dans la première classe de diamètre ;
- Un taux de mortalité dans toutes les classes de diamètre.

A la fin de chaque itération, les effectifs d'arbres disparus et vivants sont traduits respectivement en volume sur pied (stock) et en volumes disparus (disponibilité et mortalité ;

Tableau 12.7 A): Résultats : climat actuel – sans crise - scénarios de gestion

Scénario	Stock sur pied (en Mm3 - bois fort tige)				Période	Disponibilités "techniques" (en Mm3/an)									Taux de prélèvement (en % de l'accroissement net)
	Année	Feuillus	Résineux	Total		Feuillus			Résineux			Total			
						BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	
Actuel (chiffres IGN)	2015	1766,12	963,64	2729,76	2011_2015	10,89	17,00	30,40	14,00	6,30	22,94	24,89	23,30	53,34	52%
			<i>(chiffres EAB 2010-2014 + CEREN 2006)</i>			5,13	25,38	30,69	14,52	7,78	22,30	19,65	33,16	52,99	
"Dynamiques territoriales" <i>(RCPO0_BAS_DYNA)</i>	2020	1901,89	1015,70	2917,59	2016_2020	4,17	21,28	29,10	11,21	7,62	22,24	15,38	28,90	51,34	52%
	2025	2042,78	1068,91	3111,68	2021_2025	4,45	22,77	31,05	11,71	7,59	22,82	16,15	30,36	53,87	52%
	2030	2189,02	1122,47	3311,49	2026_2030	4,69	24,29	33,00	12,28	7,61	23,54	16,97	31,90	56,54	53%
	2035	2340,45	1175,76	3516,21	2031_2035	4,95	25,84	34,99	12,86	7,67	24,33	17,81	33,51	59,31	53%
	2040	2496,68	1228,63	3725,31	2036_2040	5,23	27,37	36,96	13,41	7,72	25,07	18,64	35,10	62,03	53%
	2045	2657,40	1280,62	3938,02	2041_2045	5,53	28,93	38,94	13,95	7,74	25,77	19,48	36,66	64,71	54%
2050	2822,35	1330,98	4153,33	2046_2050	5,84	30,45	40,90	14,52	7,75	26,50	20,36	38,20	67,40	54%	
"Extensification" <i>(RCPO0_BAS_EXT)</i>	2020	1907,02	1019,50	2926,52	2016_2020	3,91	20,36	27,81	10,75	7,44	21,50	14,66	27,80	49,31	50%
	2025	2061,13	1083,98	3145,11	2021_2025	3,84	20,46	27,87	10,39	7,11	20,69	14,23	27,57	48,55	47%
	2030	2229,80	1157,20	3386,99	2026_2030	3,74	20,50	27,80	10,08	6,82	20,00	13,82	27,32	47,80	44%
	2035	2412,99	1238,03	3651,03	2031_2035	3,69	20,65	27,89	9,93	6,64	19,64	13,62	27,29	47,53	42%
	2040	2610,41	1325,64	3936,04	2036_2040	3,69	20,86	28,10	9,91	6,51	19,50	13,60	27,37	47,59	40%
	2045	2821,93	1419,05	4240,98	2041_2045	3,72	21,14	28,40	10,01	6,39	19,49	13,72	27,53	47,89	38%
2050	3047,61	1516,89	4564,51	2046_2050	3,77	21,41	28,70	10,24	6,30	19,67	14,01	27,71	48,38	37%	
"Intensification" <i>(RCPO0_BAS_INT)</i>	2020	1891,75	1011,14	2902,89	2016_2020	4,64	23,24	31,77	11,76	7,85	23,20	16,40	31,09	54,97	56%
	2025	1988,14	1051,55	3039,69	2021_2025	6,10	30,80	41,96	13,09	8,35	25,44	19,18	39,15	67,40	66%
	2030	2021,44	1081,14	3102,58	2026_2030	8,44	44,01	59,68	14,85	9,14	28,61	23,29	53,16	88,28	85%
	2035	2118,65	1120,79	3239,44	2031_2035	6,81	33,55	45,40	15,38	8,64	28,61	22,19	42,19	74,02	68%
	2040	2216,21	1172,93	3389,14	2036_2040	7,06	35,50	47,89	15,87	8,90	29,59	22,94	44,40	77,48	67%
	2045	2312,78	1227,85	3540,64	2041_2045	7,65	36,83	49,92	16,79	10,00	32,10	24,44	46,83	82,02	68%
2050	2399,08	1277,60	3676,67	2046_2050	9,16	39,07	54,18	18,29	11,00	35,07	27,46	50,07	89,25	72%	
"Intensification" sans plan de reboisement <i>(RCPO0_BAS_INT_noreb)</i>	2020	1891,75	1011,14	2902,89	2016_2020	4,64	23,24	31,77	11,76	7,85	23,20	16,40	31,09	54,97	56%
	2025	2010,28	1054,20	3064,49	2021_2025	5,44	26,96	36,76	12,89	8,10	24,88	18,33	35,06	61,64	60%
	2030	2120,00	1091,16	3211,16	2026_2030	6,25	30,96	42,04	14,16	8,39	26,81	20,42	39,35	68,85	65%
	2035	2219,06	1120,79	3339,85	2031_2035	7,12	35,15	47,57	15,47	8,74	28,85	22,59	43,89	76,43	70%
	2040	2319,18	1149,08	3468,26	2036_2040	7,39	36,77	49,63	15,93	8,77	29,48	23,33	45,54	79,11	70%
	2045	2420,05	1175,86	3595,91	2041_2045	7,68	38,40	51,70	16,38	8,76	30,05	24,06	47,15	81,75	71%
2050	2521,47	1200,71	3722,19	2046_2050	7,99	40,00	53,75	16,84	8,75	30,63	24,83	48,74	84,38	71%	

Tableau 12.7 B): Résultats : climat actuel – crises biotiques – gestion « Extensification »

Scénario	Stock sur pied (en Mm3 - bois fort tige)				Période	Disponibilités "techniques" (en Mm3/an)									Taux de prélèvement (en % de l'accroissement net)
	Année	Feuillus	Résineux	Total		Feuillus			Résineux			Total			
						BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	
Actuel (chiffres IGN)	2015	1766,12	963,64	2729,76	2011_2015	10,89	17,00	30,40	14,00	6,30	22,94	24,89	23,30	53,34	52%
			(chiffres EAB 2010-2014 + CEREN 2006)			5,13	25,38	30,69	14,52	7,78	22,30	19,65	33,16	52,99	
Invasion chêne pédonculé (RCP00_CHE1_EXT)	2020	1906,58	1018,55	2925,13	2016_2020	3,93	20,49	27,98	10,72	7,40	21,42	14,65	27,90	49,40	50%
	2025	2038,65	1083,99	3122,63	2021_2025	4,02	21,51	29,28	10,36	7,06	20,61	14,38	28,57	49,89	50%
	2030	2132,76	1158,64	3291,39	2026_2030	4,46	24,50	33,14	10,06	6,76	19,92	14,52	31,26	53,06	56%
	2035	2233,85	1241,55	3475,39	2031_2035	4,46	24,54	32,97	9,91	6,57	19,55	14,37	31,11	52,52	53%
	2040	2372,91	1331,92	3704,83	2036_2040	4,10	22,49	30,21	9,90	6,46	19,43	14,00	28,96	49,64	46%
	2045	2539,70	1428,91	3968,61	2041_2045	3,84	21,42	28,76	9,98	6,38	19,46	13,82	27,79	48,22	42%
Invasion tous chênes (RCP00_CHE2_EXT)	2020	1904,83	1018,30	2923,13	2016_2020	3,94	20,60	28,13	10,71	7,40	21,41	14,65	28,00	49,53	51%
	2025	2006,87	1084,08	3090,95	2021_2025	4,20	22,90	31,17	10,36	7,05	20,60	14,56	29,95	51,77	55%
	2030	1988,75	1159,89	3148,64	2026_2030	5,22	30,50	41,17	10,06	6,74	19,91	15,28	37,24	61,08	81%
	2035	1977,32	1244,98	3222,30	2031_2035	5,20	29,52	39,55	9,92	6,57	19,57	15,13	36,09	59,12	76%
	2040	2043,93	1338,52	3382,44	2036_2040	4,42	23,92	32,06	9,92	6,48	19,48	14,33	30,39	51,54	56%
	2045	2153,31	1439,80	3593,11	2041_2045	3,88	21,34	28,64	10,01	6,41	19,55	13,89	27,75	48,19	48%
Invasion pin maritime (RCP00_PIN1_EXT)	2020	1915,49	1008,44	2923,92	2016_2020	3,93	20,52	28,01	10,65	7,40	21,32	14,58	27,91	49,33	50%
	2025	2074,12	1038,74	3112,87	2021_2025	3,86	20,69	28,15	10,15	8,18	21,73	14,01	28,88	49,88	51%
	2030	2250,27	1067,28	3317,55	2026_2030	3,77	20,84	28,22	9,28	7,60	20,04	13,05	28,44	48,26	48%
	2035	2443,44	1115,08	3558,52	2031_2035	3,72	21,25	28,66	8,56	6,10	17,36	12,28	27,35	46,02	43%
	2040	2652,29	1174,14	3826,43	2036_2040	3,73	21,87	29,37	8,27	5,51	16,35	12,00	27,38	45,73	40%
	2045	2876,67	1245,05	4121,72	2041_2045	3,77	22,55	30,16	8,19	4,88	15,49	11,96	27,43	45,66	38%
Invasion tous pins (RCP00_PIN2_EXT)	2020	1922,67	1000,47	2923,15	2016_2020	3,93	20,55	28,05	10,65	7,44	21,38	14,57	27,99	49,43	51%
	2025	2086,73	1001,17	3087,90	2021_2025	3,86	20,77	28,25	10,12	9,38	23,20	13,98	30,15	51,45	55%
	2030	2270,04	931,53	3201,58	2026_2030	3,77	20,96	28,37	9,16	12,63	26,16	12,92	33,59	54,54	63%
	2035	2471,83	907,58	3379,41	2031_2035	3,73	21,43	28,89	8,18	8,82	20,27	11,90	30,25	49,16	51%
	2040	2690,72	916,18	3606,89	2036_2040	3,74	22,13	29,70	7,61	6,50	16,83	11,35	28,62	46,52	44%
	2045	2926,35	948,47	3874,82	2041_2045	3,78	22,90	30,60	7,36	4,92	14,57	11,14	27,81	45,17	40%
	2050	3178,32	993,57	4171,90	2046_2050	3,86	23,65	31,49	7,33	4,13	13,57	11,19	27,79	45,06	37%

Tableau 12.7 C): Résultats : climat actuel – crises biotiques – gestion « Dynamiques territoriales »

Scénario	Stock sur pied (en Mm3 - bois fort tige)				Disponibilités "techniques" (en Mm3/an)									Taux de prélèvement (en % de l'accroissement net)	
	Année	Feuillus	Résineux	Total	Période	Feuillus			Résineux			Total			
						BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE		Total (bois fort + MB)
Actuel (chiffres IGN)	2015	1766,12	963,64	2729,76	2011_2015	10,89	17,00	30,40	14,00	6,30	22,94	24,89	23,30	53,34	52%
			<i>(chiffres EAB 2010-2014 + CEREN 2006)</i>			<i>5,13</i>	<i>25,38</i>	<i>30,69</i>	<i>14,52</i>	<i>7,78</i>	<i>22,30</i>	<i>19,65</i>	<i>33,16</i>	<i>52,99</i>	
Invasion chêne pédonculé <i>(RCPO0_CHE1_DYNA)</i>	2020	1901,45	1014,75	2916,20	2016_2020	4,20	21,47	29,34	11,17	7,58	22,16	15,37	29,05	51,50	52%
	2025	2020,51	1068,91	3089,42	2021_2025	4,77	24,56	33,49	11,68	7,54	22,74	16,45	32,10	56,23	56%
	2030	2093,63	1123,88	3217,51	2026_2030	5,95	31,28	42,35	12,26	7,55	23,45	18,22	38,83	65,80	67%
	2035	2167,04	1179,16	3346,20	2031_2035	6,31	32,76	44,04	12,84	7,61	24,25	19,15	40,37	68,29	67%
	2040	2270,98	1234,63	3505,61	2036_2040	5,98	30,48	40,99	13,39	7,68	25,02	19,37	38,16	66,01	61%
	2045	2394,66	1289,91	3684,57	2041_2045	5,76	29,64	39,87	13,94	7,72	25,76	19,70	37,37	65,64	58%
2050	2531,33	1344,29	3875,62	2046_2050	5,74	29,77	40,03	14,51	7,78	26,55	20,24	37,55	66,57	57%	
Invasion tous chênes <i>(RCPO0_CHE2_DYNA)</i>	2020	1899,71	1014,50	2914,21	2016_2020	4,21	21,67	29,60	11,17	7,57	22,15	15,38	29,24	51,75	53%
	2025	1989,04	1069,01	3058,05	2021_2025	5,09	27,01	36,82	11,68	7,53	22,73	16,78	34,55	59,54	62%
	2030	1951,56	1125,13	3076,68	2026_2030	7,29	41,90	56,56	12,27	7,54	23,45	19,56	49,44	80,01	94%
	2035	1916,42	1182,52	3098,94	2031_2035	7,66	41,95	56,15	12,86	7,61	24,27	20,52	49,56	80,42	93%
	2040	1954,04	1241,02	3195,06	2036_2040	6,59	33,59	45,02	13,42	7,69	25,08	20,01	41,28	70,10	73%
	2045	2028,43	1300,35	3328,78	2041_2045	5,88	30,09	40,41	13,97	7,77	25,88	19,85	37,86	66,29	65%
2050	2124,97	1359,75	3484,72	2046_2050	5,53	28,74	38,62	14,56	7,85	26,72	20,08	36,59	65,34	61%	
Invasion pin maritime <i>(RCPO0_PIN1_DYNA)</i>	2020	1910,32	1004,69	2915,01	2016_2020	4,19	21,44	29,30	11,11	7,61	22,11	15,29	29,05	51,41	53%
	2025	2055,62	1024,73	3080,35	2021_2025	4,47	23,01	31,36	11,45	9,58	24,94	15,92	32,59	56,31	57%
	2030	2209,07	1037,26	3246,33	2026_2030	4,72	24,66	33,47	11,32	9,51	24,77	16,04	34,17	58,24	57%
	2035	2369,91	1063,33	3433,23	2031_2035	4,99	26,52	35,84	11,11	7,70	22,32	16,10	34,22	58,16	54%
	2040	2536,55	1095,06	3631,61	2036_2040	5,29	28,50	38,38	11,25	7,07	21,78	16,54	35,57	60,16	54%
	2045	2708,53	1133,07	3841,59	2041_2045	5,60	30,50	40,91	11,57	6,25	21,16	17,17	36,76	62,07	53%
2050	2884,99	1173,22	4058,21	2046_2050	5,93	32,48	43,42	12,00	5,88	21,22	17,93	38,35	64,63	53%	
Invasion tous pins <i>(RCPO0_PIN2_DYNA)</i>	2020	1917,51	996,72	2914,24	2016_2020	4,18	21,48	29,34	11,10	7,72	22,25	15,29	29,20	51,59	53%
	2025	2068,23	987,24	3055,47	2021_2025	4,47	23,09	31,46	11,42	11,73	27,61	15,88	34,82	59,06	61%
	2030	2228,80	902,40	3131,20	2026_2030	4,72	24,79	33,63	11,18	18,42	35,71	15,90	43,21	69,34	75%
	2035	2398,15	858,99	3257,14	2031_2035	5,00	26,71	36,08	10,62	12,72	27,96	15,62	39,43	64,04	65%
	2040	2574,63	843,90	3418,53	2036_2040	5,30	28,78	38,73	10,37	9,18	23,41	15,67	37,96	62,14	59%
	2045	2757,51	848,02	3605,53	2041_2045	5,62	30,89	41,40	10,40	6,76	20,43	16,02	37,65	61,83	56%
2050	2945,94	860,73	3806,66	2046_2050	5,96	32,97	44,05	10,61	5,62	19,24	16,57	38,59	63,29	54%	

Tableau 12.7 E): Résultats : climat actuel & RCP 8.5 – crises abiotiques – gestion « Extensification »

Scénario	Stock sur pied (en Mm3 - bois fort tige)				Disponibilités "techniques" (en Mm3/an)									Taux de prélèvement (en % de l'accroissement net)	
	Année	Feuillus	Résineux	Total	Période	Feuillus			Résineux			Total			
						BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE		Total (bois fort + MB)
Actuel (chiffres IGN)	2015	1766,12	963,64	2729,76	2011_2015	10,89	17,00	30,40	14,00	6,30	22,94	24,89	23,30	53,34	52%
			(chiffres EAB 2010-2014 + CEREN 2006)			5,13	25,38	30,69	14,52	7,78	22,30	19,65	33,16	52,99	
Incendies - climat actuel (RCP00_FEU_EXT)	2020	1907,02	1019,50	2926,52	2016_2020	3,91	20,36	27,81	10,75	7,44	21,50	14,66	27,80	49,31	50%
	2025	2061,13	1083,98	3145,11	2021_2025	3,84	20,46	27,87	10,39	7,11	20,69	14,23	27,57	48,55	47%
	2030	2221,76	1154,17	3375,93	2026_2030	3,74	21,13	28,52	10,08	7,00	20,23	13,82	28,13	48,75	46%
	2035	2404,18	1234,78	3638,96	2031_2035	3,69	20,60	27,82	9,91	6,62	19,60	13,60	27,22	47,42	42%
	2040	2601,00	1322,17	3923,18	2036_2040	3,68	20,81	28,03	9,90	6,50	19,46	13,58	27,31	47,49	40%
	2045	2811,87	1415,34	4227,21	2041_2045	3,71	21,09	28,33	9,99	6,38	19,45	13,70	27,47	47,78	38%
Tempêtes + cascade climat actuel (RCP00_TEMP_EXT)	2020	1907,02	1019,50	2926,52	2016_2020	3,91	20,36	27,81	10,75	7,44	21,50	14,66	27,80	49,31	50%
	2025	2061,12	1083,98	3145,10	2021_2025	3,84	20,46	27,87	10,39	7,11	20,69	14,23	27,57	48,55	47%
	2030	2112,30	1057,21	3169,51	2026_2030	5,34	35,67	46,84	17,19	12,52	34,99	22,53	48,19	81,83	89%
	2035	2291,84	1135,75	3427,59	2031_2035	3,32	18,57	25,10	8,49	5,82	16,99	11,81	24,39	42,09	39%
	2040	2482,98	1219,10	3702,09	2036_2040	3,50	19,83	26,71	8,80	6,03	17,63	12,29	25,86	44,34	39%
	2045	2686,69	1308,04	3994,73	2041_2045	3,53	20,15	27,07	8,90	5,97	17,70	12,43	26,11	44,77	38%
Incendies - climat actuel (RCP85_FEU_EXT)	2020	1881,41	1007,64	2889,05	2016_2020	3,88	20,09	27,46	10,42	8,32	22,14	14,30	28,41	49,60	55%
	2025	2006,70	1058,36	3065,06	2021_2025	3,81	20,17	27,49	10,08	8,07	21,47	13,89	28,24	48,96	52%
	2030	2115,00	1108,08	3223,08	2026_2030	3,71	21,64	29,11	9,82	8,31	21,50	13,53	29,95	50,61	56%
	2035	2235,05	1169,13	3404,17	2031_2035	3,64	20,17	27,30	9,71	7,74	20,68	13,35	27,90	47,98	51%
	2040	2363,32	1234,19	3597,51	2036_2040	3,63	20,39	27,54	9,78	7,71	20,74	13,41	28,10	48,28	50%
	2045	2492,12	1299,05	3791,16	2041_2045	3,63	20,66	27,85	9,93	7,69	20,92	13,56	28,35	48,76	50%
Tempêtes + cascade climat actuel (RCP85_TEMP_EXT)	2020	1881,40	1007,64	2889,05	2016_2020	3,88	20,09	27,46	10,42	8,32	22,14	14,30	28,41	49,60	55%
	2025	2006,70	1058,36	3065,05	2021_2025	3,81	20,17	27,49	10,08	8,07	21,47	13,89	28,24	48,96	52%
	2030	2013,90	1018,23	3032,12	2026_2030	5,14	34,95	45,84	16,48	13,39	35,19	21,62	48,34	81,03	105%
	2035	2133,56	1078,59	3212,14	2031_2035	3,29	18,28	24,77	8,33	6,88	18,05	11,62	25,16	42,81	49%
	2040	2259,44	1141,60	3401,03	2036_2040	3,44	19,43	26,25	8,67	7,14	18,78	12,11	26,57	45,03	49%
	2045	2385,18	1204,94	3590,12	2041_2045	3,45	19,74	26,61	8,82	7,18	19,03	12,27	26,92	45,64	49%
2050	2516,15	1269,60	3785,75	2046_2050	3,48	20,04	26,98	9,07	7,24	19,42	12,55	27,28	46,40	48%	

Tableau 12.7 F): Résultats : climat actuel & RCP 8.5 – crises abiotiques – gestion « Dynamiques territoriales »

Scénario	Stock sur pied (en Mm3 - bois fort tige)				Période	Disponibilités "techniques" (en Mm3/an)									Taux de prélèvement (en % de l'accroissement net)
	Année	Feuillus	Résineux	Total		Feuillus			Résineux			Total			
						BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	BO	BIBE	Total (bois fort + MB)	
Actuel (chiffres IGN)	2015	1766,12	963,64	2729,76	2011_2015	10,89	17,00	30,40	14,00	6,30	22,94	24,89	23,30	53,34	52%
			<i>(chiffres EAB 2010-2014 + CEREN 2006)</i>			<i>5,13</i>	<i>25,38</i>	<i>30,69</i>	<i>14,52</i>	<i>7,78</i>	<i>22,30</i>	<i>19,65</i>	<i>33,16</i>	<i>52,99</i>	
Incendies - climat actuel <i>(RCP00_FEU_DYNA)</i>	2020	1901,89	1015,70	2917,59	2016_2020	4,17	21,28	29,10	11,21	7,62	22,24	15,38	28,90	51,34	52%
	2025	2042,78	1068,91	3111,68	2021_2025	4,45	22,77	31,05	11,71	7,59	22,82	16,15	30,36	53,87	52%
	2030	2181,11	1119,49	3300,61	2026_2030	4,80	25,25	34,24	12,31	7,90	23,94	17,11	33,15	58,18	55%
	2035	2331,88	1172,60	3504,48	2031_2035	4,94	25,77	34,89	12,84	7,65	24,28	17,78	33,42	59,17	53%
	2040	2487,66	1225,33	3712,99	2036_2040	5,22	27,30	36,85	13,38	7,70	25,02	18,61	35,00	61,88	53%
	2045	2647,90	1277,15	3925,05	2041_2045	5,51	28,84	38,84	13,93	7,72	25,72	19,44	36,56	64,56	54%
Tempêtes + cascade climat actuel <i>(RCP00_TEMP_DYNA)</i>	2020	1901,89	1015,70	2917,58	2016_2020	4,17	21,28	29,10	11,21	7,62	22,24	15,38	28,90	51,34	52%
	2025	2042,77	1068,90	3111,68	2021_2025	4,45	22,77	31,05	11,71	7,59	22,82	16,15	30,36	53,87	52%
	2030	2076,52	1027,07	3103,59	2026_2030	6,31	42,33	55,23	18,94	14,90	39,87	25,25	57,23	95,09	97%
	2035	2228,64	1081,84	3310,47	2031_2035	4,41	23,03	31,20	11,01	6,72	21,04	15,42	29,75	52,25	50%
	2040	2381,45	1134,03	3515,48	2036_2040	4,95	25,94	35,03	11,94	7,14	22,68	16,89	33,08	57,71	52%
	2045	2537,80	1185,77	3723,57	2041_2045	5,23	27,45	36,97	12,45	7,20	23,39	17,68	34,65	60,36	52%
Incendies - climat actuel <i>(RCP85_FEU_DYNA)</i>	2020	1874,14	1001,45	2875,59	2016_2020	4,22	21,41	29,28	11,18	8,61	23,38	15,40	30,02	52,66	59%
	2025	1985,85	1040,00	3025,85	2021_2025	4,41	22,55	30,78	11,50	8,58	23,75	15,92	31,13	54,52	59%
	2030	2074,18	1071,14	3145,32	2026_2030	4,80	25,89	35,07	11,98	9,28	25,23	16,78	35,17	60,30	66%
	2035	2168,46	1107,95	3276,41	2031_2035	4,66	24,47	33,18	12,27	8,58	24,70	16,92	33,05	57,87	63%
	2040	2266,31	1144,16	3410,47	2036_2040	4,76	25,31	34,22	12,65	8,61	25,21	17,41	33,92	59,43	63%
	2045	2360,82	1176,99	3537,80	2041_2045	4,86	26,13	35,23	12,98	8,61	25,63	17,84	34,74	60,87	64%
Tempêtes + cascade climat actuel <i>(RCP85_TEMP_DYNA)</i>	2020	1874,14	1001,45	2875,59	2016_2020	4,22	21,41	29,28	11,18	8,61	23,38	15,40	30,02	52,66	59%
	2025	1985,84	1040,00	3025,84	2021_2025	4,41	22,55	30,78	11,50	8,58	23,75	15,92	31,13	54,52	59%
	2030	1977,79	985,75	2963,54	2026_2030	6,20	41,59	54,37	18,18	15,73	39,96	24,38	57,32	94,33	113%
	2035	2075,10	1024,97	3100,07	2031_2035	4,18	22,01	29,84	10,55	7,62	21,56	14,72	29,63	51,41	59%
	2040	2172,64	1061,95	3234,59	2036_2040	4,51	24,05	32,52	11,26	7,97	22,85	15,77	32,02	55,37	61%
	2045	2266,40	1096,37	3362,77	2041_2045	4,60	24,87	33,54	11,58	8,02	23,32	16,18	32,89	56,86	63%
2050	2361,99	1130,06	3492,05	2046_2050	4,69	25,58	34,43	11,85	8,06	23,71	16,53	33,64	58,13	63%	

ANNEXE 13: BILANS CARBONE PAR COMPOSANTES ET SCENARIOS

Alice Roux ; Claire Bastick ; Jean-François Dhôte

L'annexe qui suit décompose le bilan carbone selon ses trois composantes centrales : (1) le stockage de carbone dans l'écosystème forestier (biomasse, bois-mort et sols) ; (2) le stockage de carbone dans les produits bois ; (3) les effets de substitution liés aux usages bois-matériaux et bois-énergie. Les résultats présentés pour chacune de ces 3 composantes ont été déclinés selon les différents scénarios (de gestion forestière et de climat) définis dans la présente étude. Pour ce faire, on a mobilisé un ensemble de résultats, principalement issus du modèle MARGOT, que l'on a combiné avec un jeu de paramètres permettant d'établir le bilan carbone de chaque composante. Ces paramètres, récapitulés dans le [Tableau 13.1](#), ci-dessous), proviennent, pour nombre d'entre eux, des revues de littérature présentés aux [Annexes 2, 3 et 4](#).

Pour chaque composante, nous avons tout d'abord décliné ces résultats selon les 3 scénarios de gestion « Extensification », « Dynamiques territoriales » et « Intensification » en climat actuel et sans crise, ce dernier faisant l'objet d'une distinction des résultats entre ceux qui intègrent le plan de reboisement (scénario complet) et ceux qui ne l'intègrent pas. Ces mêmes scénarios ont été analysés avec l'introduction exploratoire d'un effet « densité dépendance » dans le modèle de ressource MARGOT, dans l'objectif d'analyser la sensibilité des résultats à cet effet. Enfin, les trois scénarios de gestion ont été analysés en prenant en compte l'option climatique définie par le RCP 8.5, sans crise.

Puis, nous présentons les effets de l'introduction des différentes histoires de crises majeures présentées dans les [Annexes 9, 10, 11](#) sur les 3 composantes du bilan carbone :

- Les différents types d'invasions biologiques envisagés, en climat actuel uniquement et selon les deux scénarios « Extensification » et « Dynamiques territoriales » ;
- La crise « Tempête, scolytes et incendies » dans les deux options climatiques et selon les deux scénarios « Extensification » et « Dynamiques territoriales » ;
- La crise « Incendies après sécheresse » dans les deux options climatiques et selon les deux scénarios « Extensification » et « Dynamiques territoriales ».

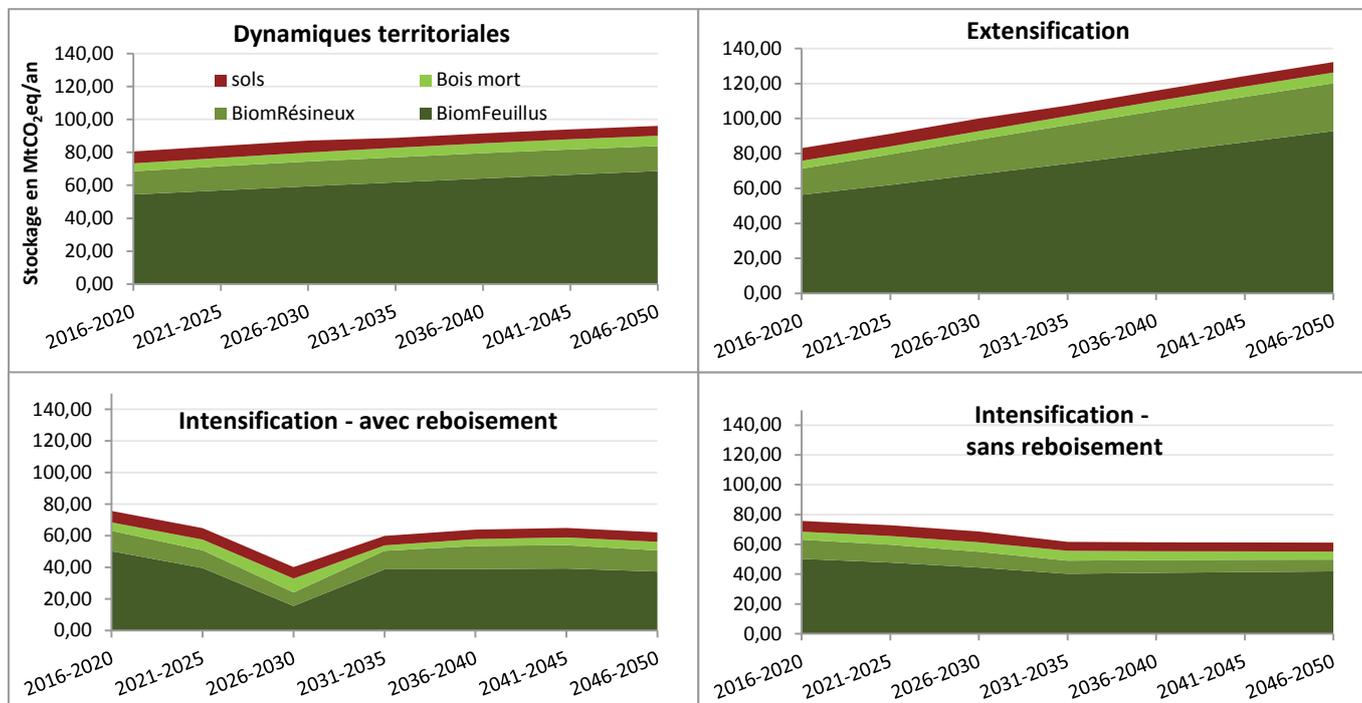
Tableau 13.1. : Rappel des hypothèses pour chacune des composantes du bilan carbone

Variables et Coefficients		Sources		
Stockage de carbone dans l'écosystème forestier	Biomasse forestière	Variables : Production biologique brut ; Récolte ; Pertes d'exploitation ; Mortalité	-	Données issues de l'outil de modélisation MARGOT Evaluations sur la période 2015-2050 selon les différents scénarios.
		Taux de décomposition annuel (bois feuillus)	2,3% (30 ans)*	Zell et al., (2009) Différenciation entre feuillus, et résineux et pertes
		Taux de décomposition annuel (bois résineux)	6,9% (10 ans)*	
		Taux de décomposition annuel (pertes d'exploitation) *demi-vies associées	13,9% (5 ans)*	
		Stocks initiaux 2016	Feuillus 181,9 MtCO ₂ eq	source IGN Différenciation entre les stocks de gros bois feuillus et ceux de gros bois résineux et pertes (diamètres inférieurs à 7cm)
			Résineux 98,1 MtCO ₂ eq	
	Pertes (<7cm) 63,3 MtCO ₂ eq			
	Sols	Stockage annuel sous feuillus/résineux	7,25 MtCO ₂ eq/an jusque 2030, puis 6 MtCO ₂ eq/an	Revue de littérature internationale (cf. Annexe 3 sur le stockage de carbone dans les sols forestiers)
Stockage dans les produits bois		Variables : Disponibilités / récoltes produits		Données issues de l'outil de modélisation MARGOT (période 2015-2050) Ventilation de la récolte issue des projections du modèle FFSM (cf. Annexe 14)
	BO	Taux décomposition annuel BO	3,4 % (20 ans)	Madignier <i>et al.</i> , 2014 Dires d'experts
		Stock initial 2016	300 MtCO ₂ eq	source IGN
	BI	Taux décomposition annuel BI *demi-vies associées	13,9 % (5 ans)	Madignier <i>et al.</i> , 2014 Dires d'experts
Stock initial 2016		80 MtCO ₂ eq	source IGN	
Effets de substitution		Variables : Disponibilités / récoltes produits		Données issues de l'outil de modélisation MARGOT (période 2015-2050) Ventilation de la récolte issue des projections du modèle FFSM (cf. Annexe 14)
		Coefficient de substitution BO BI	1,6 tCO₂/m³ Gamme de variation : 0,59-3,47	Sathre & O'Connor, 2010
		Coefficient de substitution BE	0,5 tCO₂/m³ Gamme de variation : 0,37-0,64	Oliver <i>et al.</i> , 2014
		Rendements de transformation BO/BI/BE (technologie constante aux horizons étudiés)		Données issues du modèle FFSM (cf. Annexe 14)

I. Stockage annuel de Carbone dans la biomasse forestière

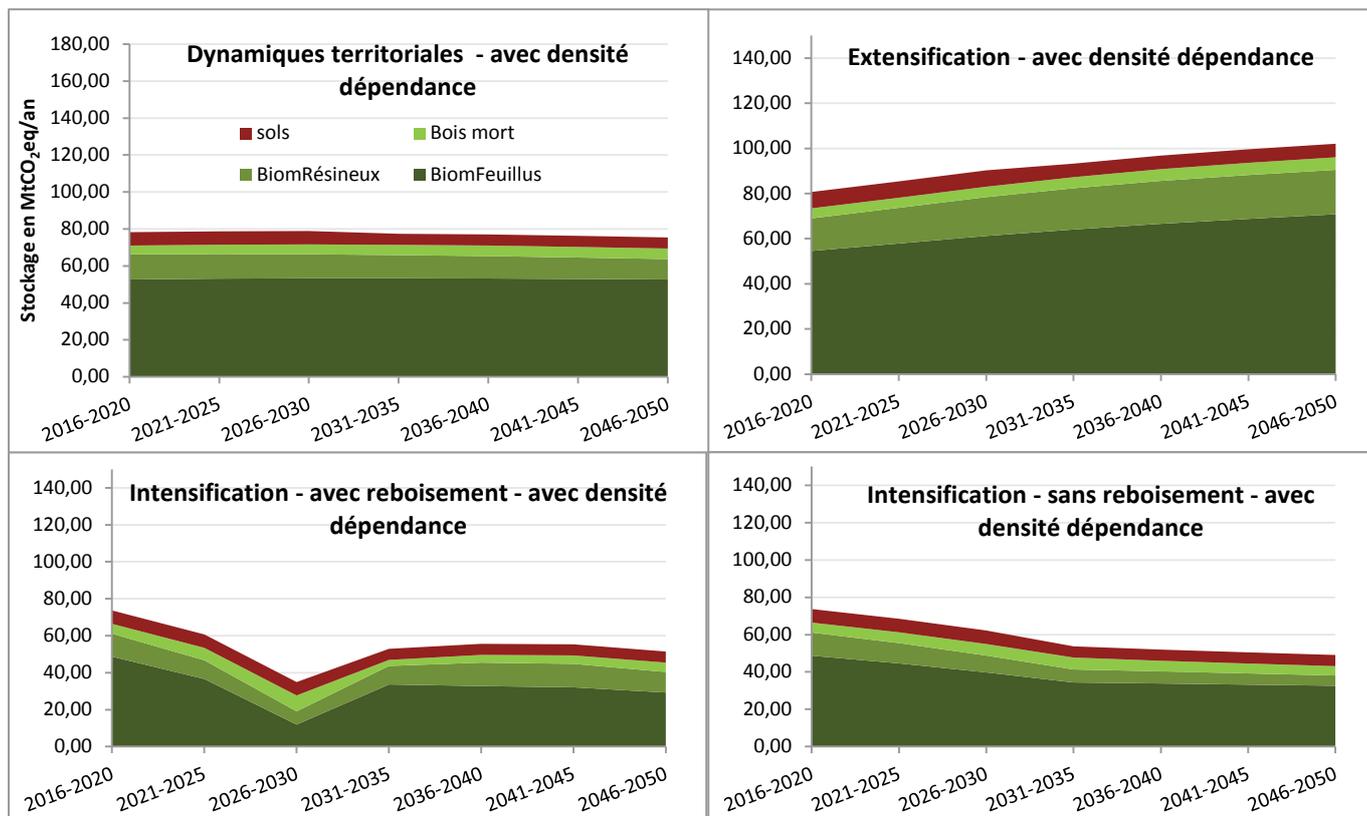
I.1. Scénario de référence _ sans risques

CLIMAT ACTUEL



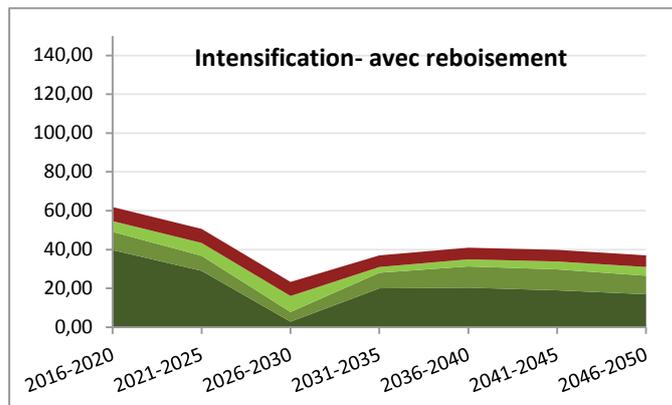
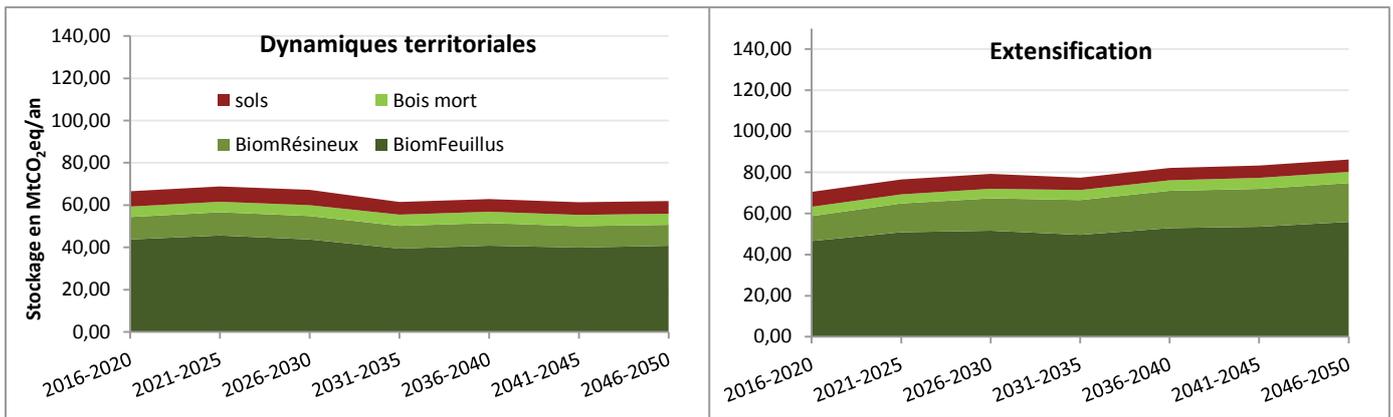
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	54,39	56,89	59,38	61,77	64,11	66,39	68,63
Biomasse résineux	14,09	14,68	15,05	15,23	15,38	15,38	15,19
Bois mort	4,79	5,05	5,45	5,77	5,99	6,17	6,23
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Extensification							
Biomasse feuillus	56,37	62,02	68,12	74,17	80,30	86,47	92,81
Biomasse résineux	14,97	17,47	19,89	22,09	24,11	25,91	27,34
Bois mort	4,46	4,52	4,74	5,15	5,52	5,89	6,12
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Intensification avec reboisement							
Biomasse feuillus	50,28	39,64	15,63	38,79	38,94	39,31	37,40
Biomasse résineux	12,88	11,23	8,55	11,74	14,64	14,79	13,36
Bois mort	5,34	6,77	8,79	3,41	4,35	4,90	5,45
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Intensification sans reboisement							
Biomasse feuillus	50,28	47,78	44,44	40,22	40,88	41,40	41,87
Biomasse résineux	12,88	11,96	10,61	8,84	8,59	8,29	7,89
Bois mort	5,34	5,85	6,35	6,62	5,91	5,61	5,41
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6

CLIMAT ACTUEL INTRODUCTION DE L'EFFET DE DENSITE DEPENDANCE DES PEUPELEMENTS



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales - dd							
Biomasse feuillus	52,70	53,14	53,33	53,33	53,22	52,96	52,70
Biomasse résineux	13,54	13,32	12,99	12,55	12,11	11,60	11,01
Bois mort	4,79	5,02	5,34	5,52	5,73	5,74	5,71
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Extensification - dd							
Biomasse feuillus	54,57	57,88	61,22	64,08	66,61	68,78	70,83
Biomasse résineux	14,42	15,82	17,21	18,28	19,01	19,45	19,67
Bois mort	4,46	4,45	4,61	4,91	5,21	5,39	5,57
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Intensification avec reboisement - dd							
Biomasse feuillus	48,70	36,59	11,93	33,62	32,74	32,08	29,25
Biomasse résineux	12,40	10,13	7,16	10,02	12,70	12,70	11,12
Bois mort	5,34	6,74	8,60	3,28	4,19	4,58	5,09
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Intensification sans reboisement							
Biomasse feuillus	48,70	44,59	39,75	34,35	33,80	33,18	32,59
Biomasse résineux	12,40	10,86	9,03	6,97	6,50	6,02	5,51
Bois mort	5,34	5,79	6,19	6,39	5,68	5,31	4,99
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6

CLIMAT RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	43,75	45,62	43,75	39,42	40,81	39,89	40,77
Biomasse résineux	10,61	11,01	11,08	10,75	10,72	10,13	9,91
Bois mort	4,96	4,94	5,14	5,31	5,33	5,34	5,24
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Extensification							
Biomasse feuillus	46,61	50,87	51,64	49,62	52,88	53,55	55,89
Biomasse résineux	12,11	14,02	15,74	16,92	18,17	18,42	18,90
Bois mort	4,55	4,41	4,64	4,87	5,11	5,36	5,45
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Intensification avec reboisement							
Biomasse feuillus	39,71	29,03	2,83	20,00	20,33	18,97	16,96
Biomasse résineux	9,40	7,74	4,99	8,04	10,97	10,79	9,54
Bois mort	5,53	6,62	8,24	2,96	3,64	4,07	4,51
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6

I.2. Scénarios de « crises majeures »

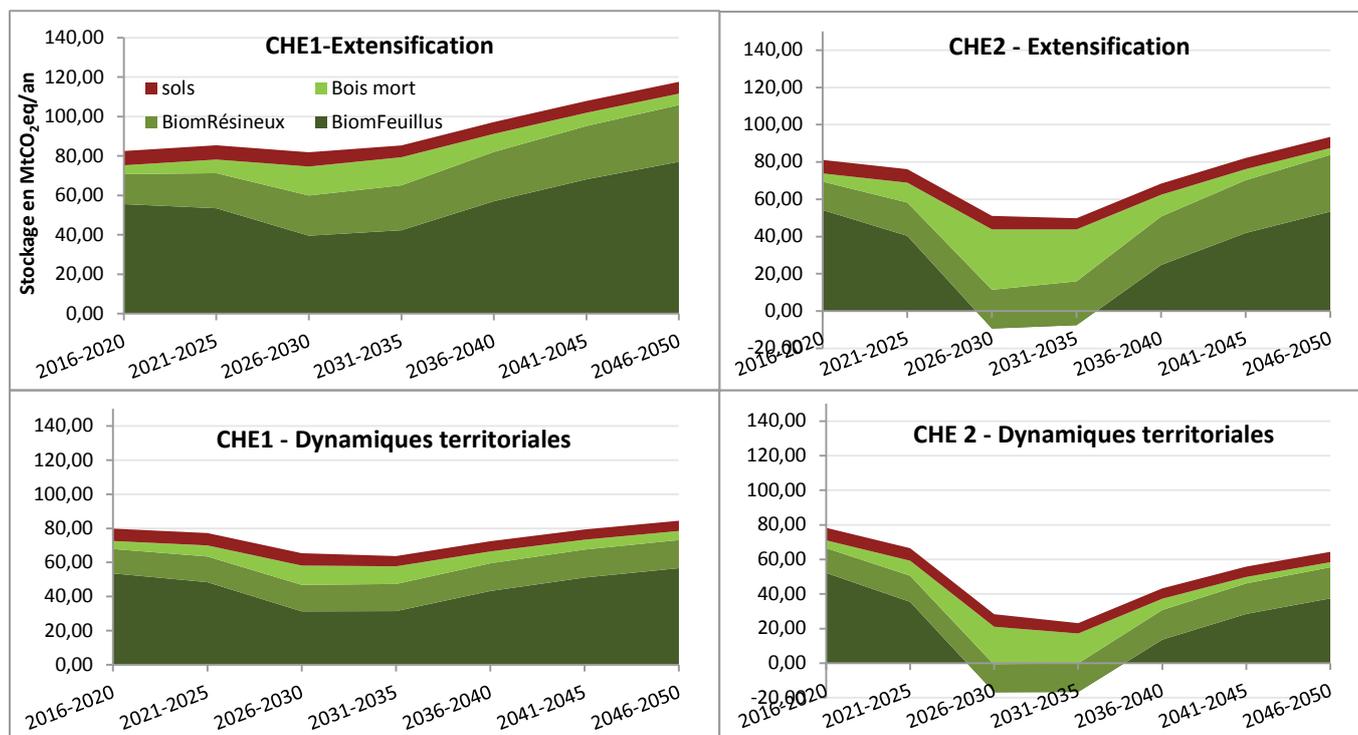
INVASIONS BIOLOGIQUES (FEUILLUS ET RESINEUX) EN CLIMAT ACTUEL

CHE 1 : Scénario modéré – impacte le chêne pédonculé

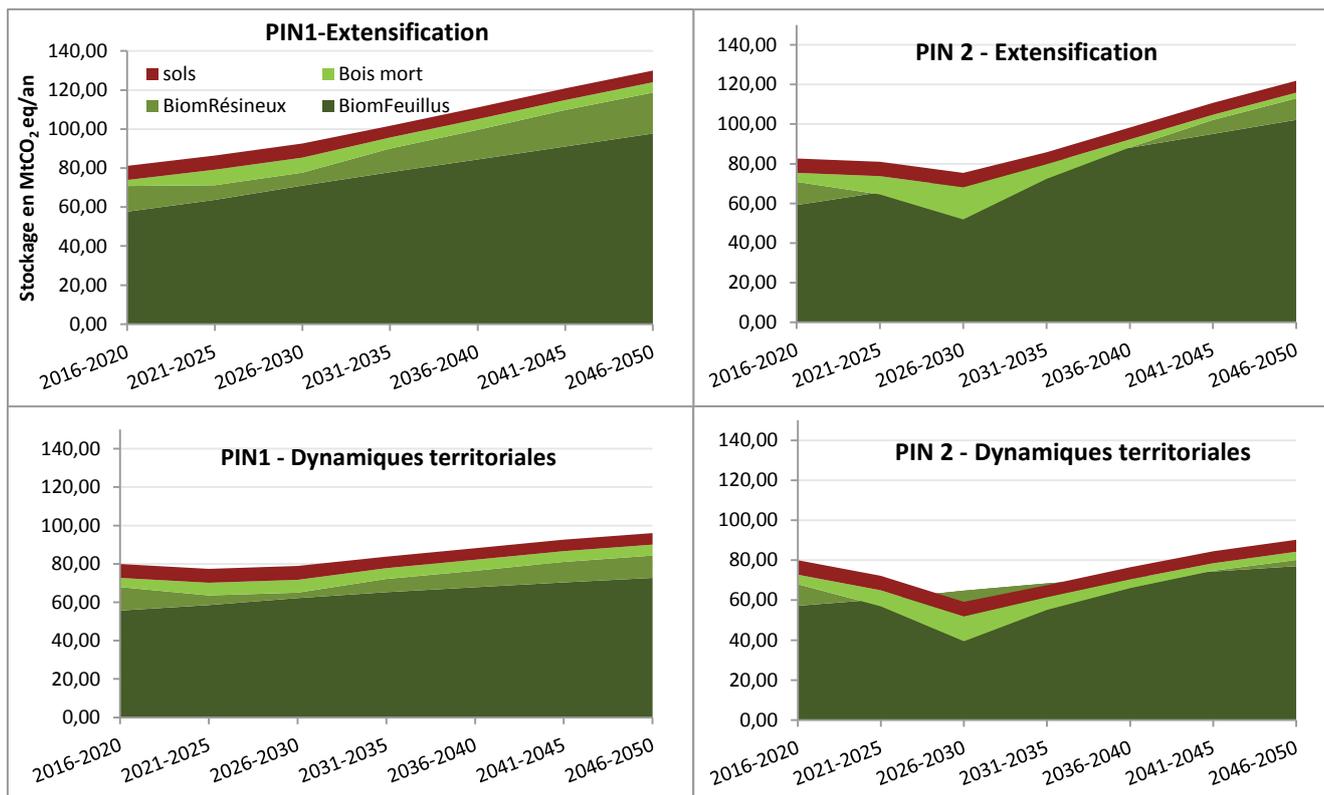
CHE 2 : Scénario sévère - impacte les chênes pédonculés, sessiles et pubescents

PIN1 : Scénario modéré - impacte le pin maritime *P. pinaster*.

PIN2 : Scénario sévère - impacte les pins d'Alep, maritime, noir et sylvestre

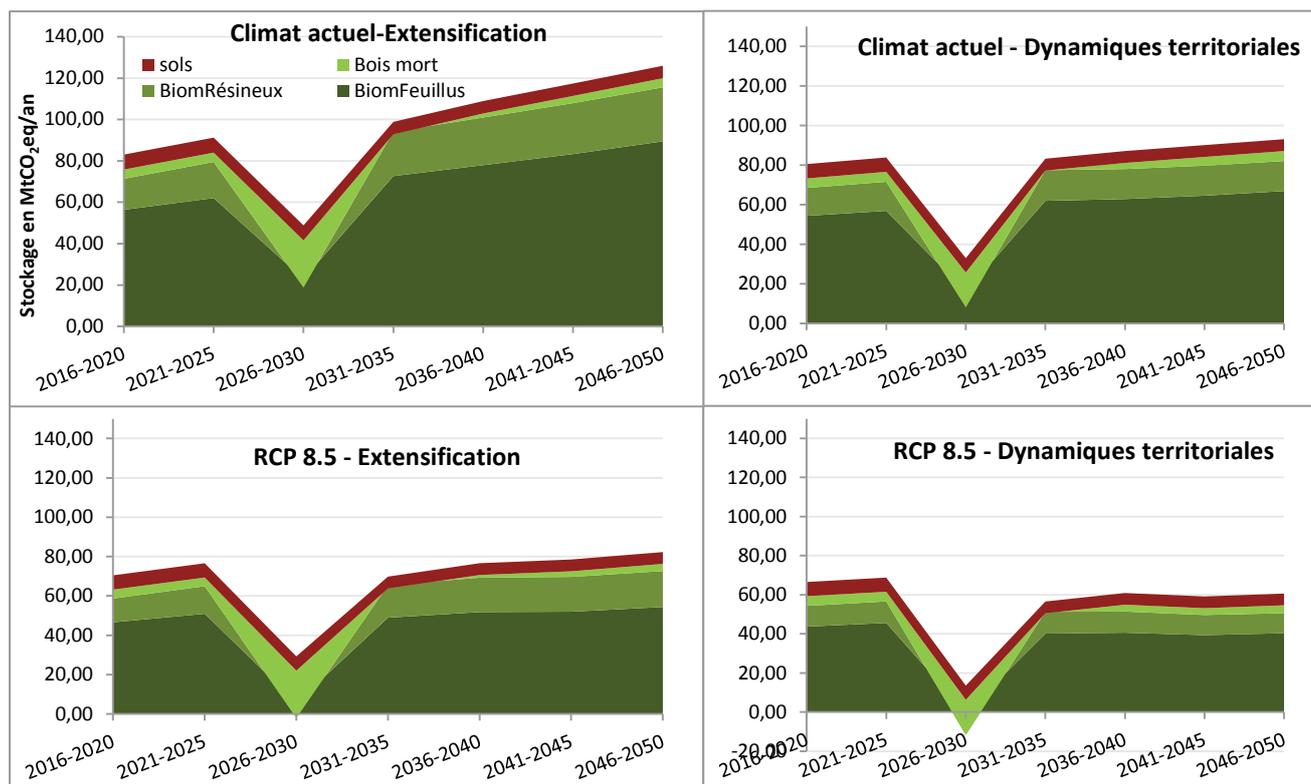


Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
CHE1-Extensification							
Biomasse feuillus	55,56	53,47	39,53	42,32	57,03	68,15	77,07
Biomasse résineux	15,23	17,80	20,41	22,79	25,03	27,05	28,81
Bois mort	4,48	6,91	14,71	14,25	9,16	6,71	5,75
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
CHE2-Extensification							
Biomasse feuillus	54,21	40,37	-9,32	-7,52	24,77	41,91	53,40
Biomasse résineux	15,23	17,87	20,77	23,49	25,98	28,33	30,42
Bois mort	4,40	10,65	32,38	27,85	11,65	5,91	3,63
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
CHE1-Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	53,58	48,44	31,34	31,49	43,27	51,16	56,66
Biomasse résineux	14,31	15,05	15,52	15,89	16,22	16,40	16,48
Bois mort	4,68	6,50	11,31	10,37	6,96	5,76	5,31
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
CHE2-Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	52,22	35,45	-16,81	-16,63	13,62	28,48	37,47
Biomasse résineux	14,31	15,12	15,89	16,55	17,14	17,65	17,98
Bois mort	4,49	8,68	21,99	17,24	6,50	3,73	2,93
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6



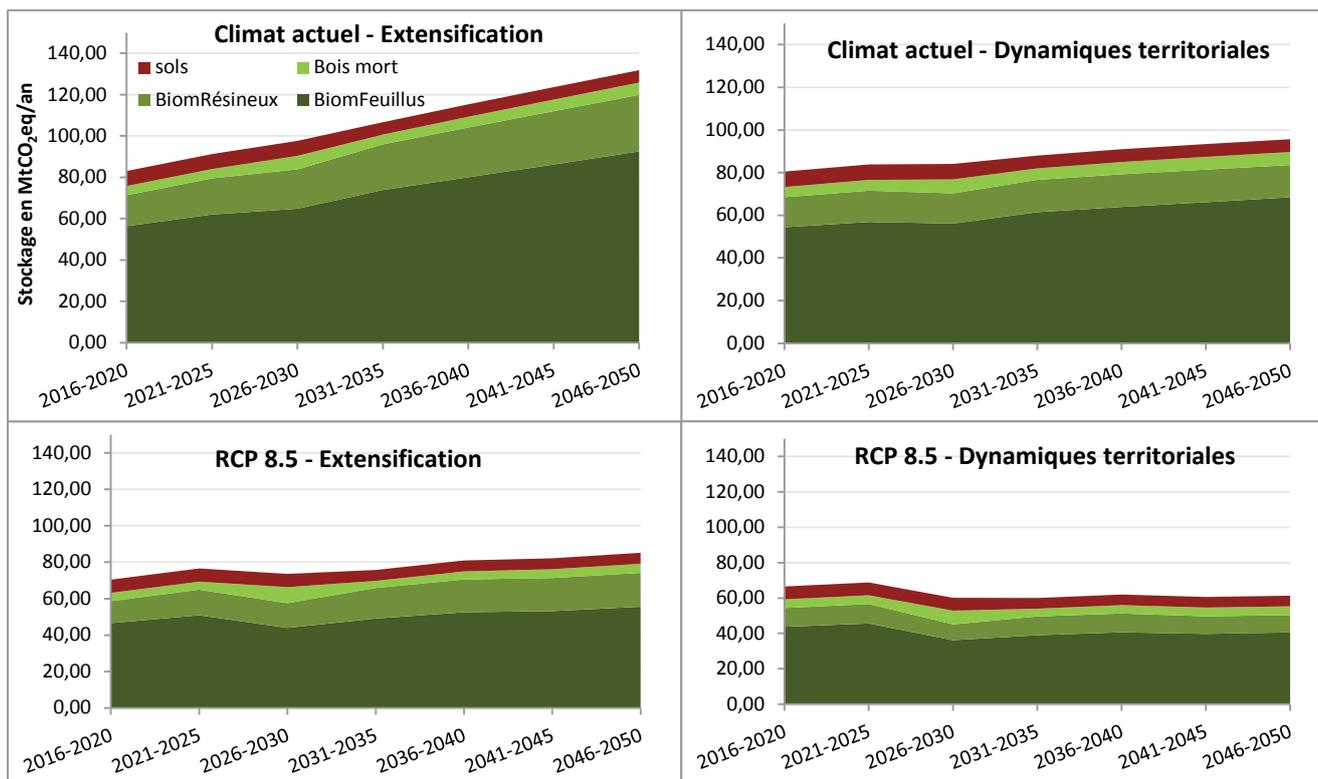
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)							
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050	
PIN1-Extensification								
Biomasse feuillus	57,66	63,71	71,01	77,88	84,41	91,05	97,70	
Biomasse résineux	13,14	7,49	6,64	12,11	15,16	18,72	20,99	
Bois mort	2,49	7,97	7,68	5,66	5,50	5,07	5,27	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
PIN2-Extensification								
Biomasse feuillus	59,20	65,62	73,62	81,03	88,08	95,09	102,17	
Biomasse résineux	11,67	-1,06	-21,65	-8,62	0,18	7,05	10,83	
Bois mort	4,55	9,21	16,19	7,40	4,01	2,60	2,88	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
PIN1-Dynamiques territoriales								
Biomasse feuillus	55,67	58,54	62,17	65,25	67,82	70,35	72,70	
Biomasse résineux	12,22	5,03	2,83	6,90	8,59	10,68	11,63	
Bois mort	4,79	6,59	6,67	5,61	5,75	5,60	5,70	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
PIN2-Dynamiques territoriales								
Biomasse feuillus	57,22	60,44	64,78	68,41	71,45	74,35	77,03	
Biomasse résineux	10,79	-3,49	-25,29	-13,21	-5,39	0,40	3,08	
Bois mort	4,76	7,99	12,43	6,33	4,41	3,73	4,13	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	

TEMPETE, SCOLYTES, INCENDIES (TEMP) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
Climat actuel - Extensification	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Biomasse feuillus	56,37	62,02	22,94	72,67	77,95	83,31	89,47
Biomasse résineux	14,97	17,47	-4,11	21,47	23,05	24,63	26,09
Bois mort	4,46	4,52	22,76	-1,27	1,94	3,48	4,42
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
Climat actuel – Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	54,39	56,89	16,11	61,95	62,87	64,56	66,90
Biomasse résineux	14,09	14,68	-7,89	15,49	15,16	15,16	15,16
Bois mort	4,79	5,05	17,55	-0,19	3,08	4,41	5,04
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
RCP 8.5 - Extensification							
Biomasse feuillus	46,57	50,90	5,65	48,92	51,78	51,97	54,35
Biomasse résineux	12,07	14,02	-7,67	16,55	17,47	17,69	18,28
Bois mort	4,55	4,41	24,03	-1,68	1,36	2,84	3,65
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales							
Biomasse feuillus	43,75	45,62	-0,33	40,15	40,63	39,38	40,37
Biomasse résineux	10,61	11,01	-11,27	11,16	10,83	10,31	10,24
Bois mort	4,96	4,94	17,92	-0,72	3,48	3,48	4,03
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6

INCENDIES APRES SECHERESSE (FEU) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5

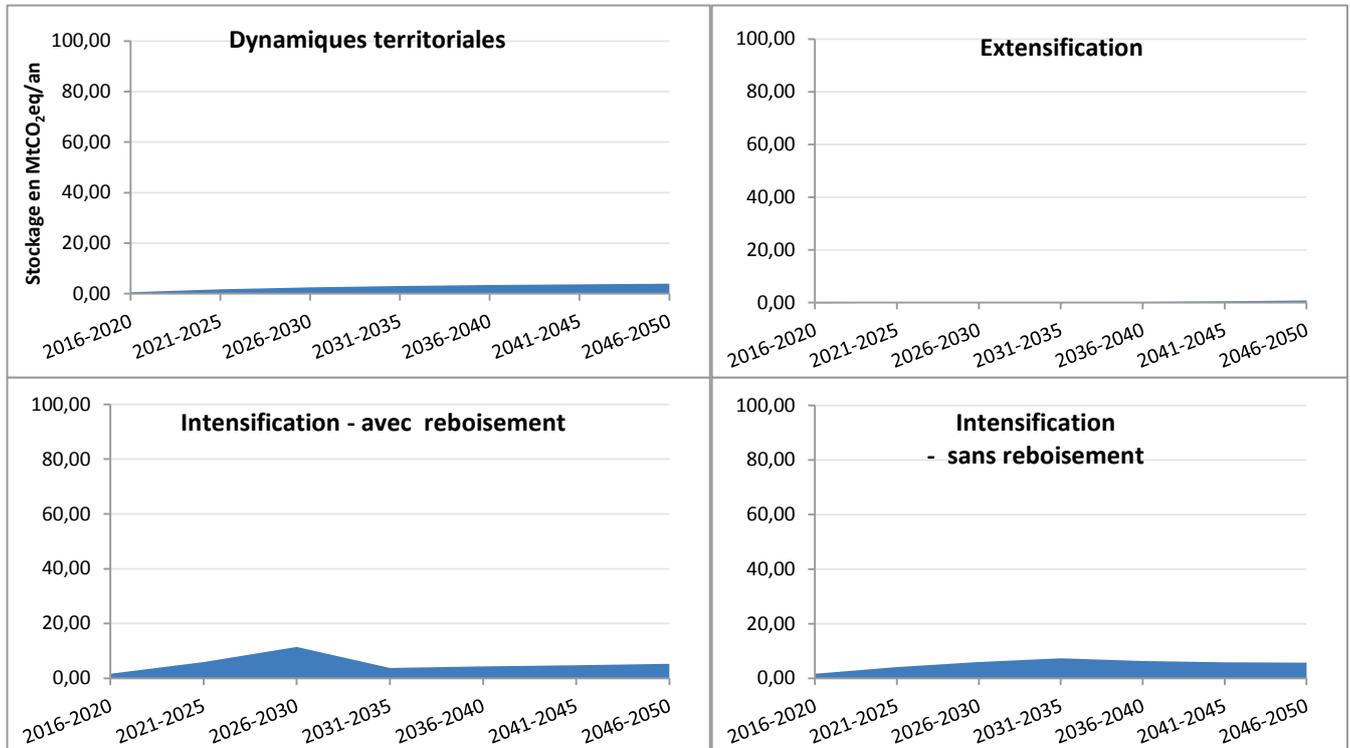


Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)							
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050	
Climat actuel - Extensification								
Biomasse feuillus	56,37	62,02	64,81	73,88	80,04	86,21	92,56	
Biomasse résineux	14,97	17,47	19,05	22,06	24,04	25,80	27,30	
Bois mort	4,46	4,52	6,52	4,72	5,22	5,60	5,96	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
Climat actuel – Dynamiques territoriales								
Biomasse feuillus	54,39	56,89	56,15	61,47	63,93	66,13	68,45	
Biomasse résineux	14,09	14,68	14,17	15,16	15,30	15,30	15,12	
Bois mort	4,79	5,05	6,54	5,39	5,76	5,98	6,12	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
RCP 8.5 - Extensification								
Biomasse feuillus	46,57	50,90	43,97	49,10	52,55	53,18	55,56	
Biomasse résineux	12,07	14,02	13,58	16,77	17,98	18,17	18,57	
Bois mort	4,55	4,41	8,79	3,88	4,42	4,81	5,04	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales								
Biomasse feuillus	43,75	45,62	36,19	38,98	40,63	39,71	40,59	
Biomasse résineux	10,61	11,01	8,95	10,64	10,64	9,98	9,76	
Bois mort	4,96	4,94	7,73	4,39	4,73	4,92	4,99	
Sols	7,25	7,25	7,25	6	6	6	6	

II. Stockage annuel de Carbone dans les produits bois BIBO

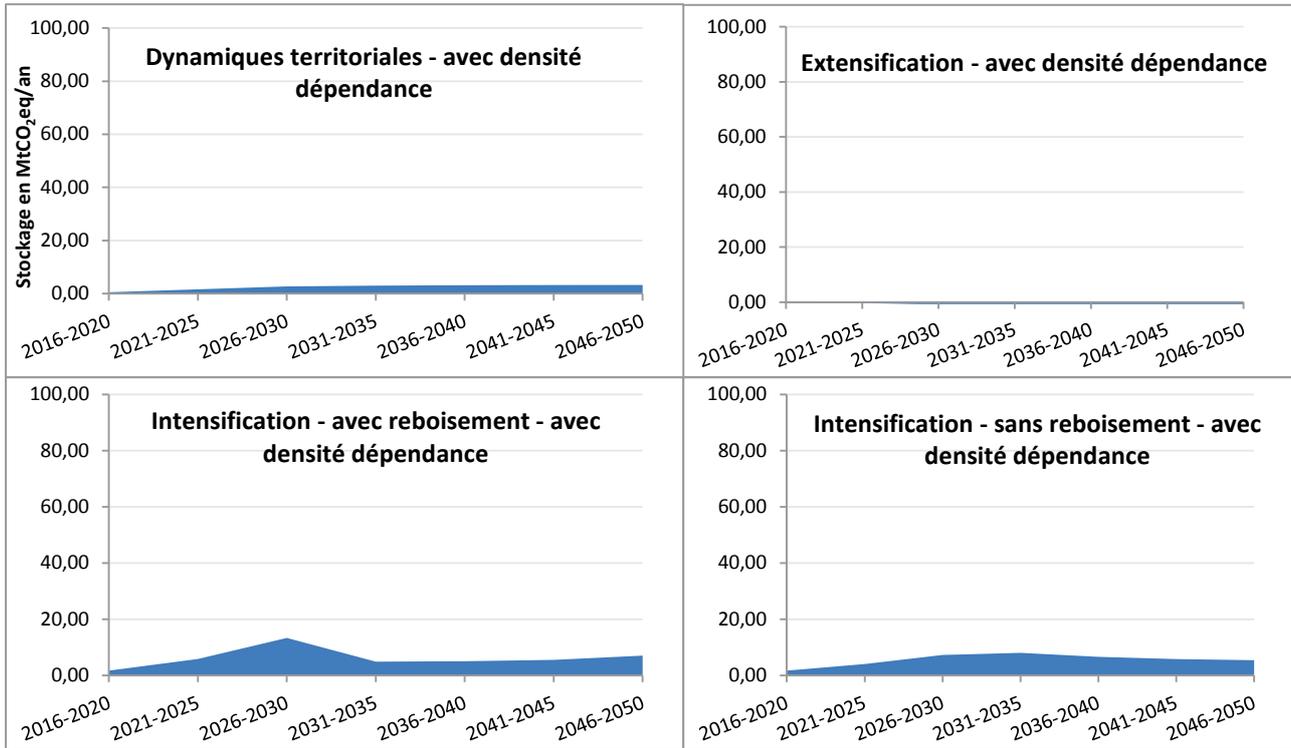
II.1. Scénario de référence _ sans risques

CLIMAT ACTUEL



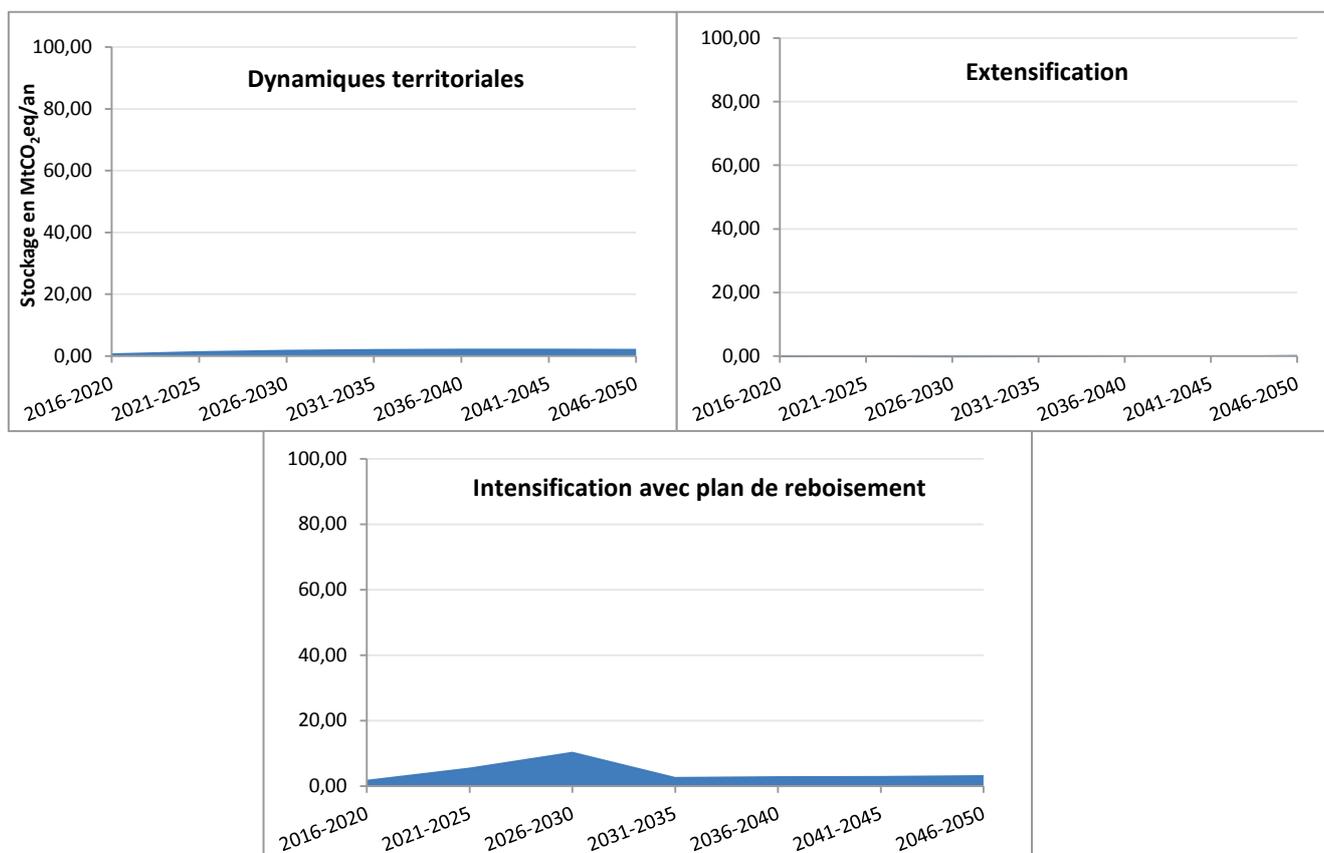
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,74	0,08	0,49	0,74	0,87	0,92	0,93
Produits BO	1,33	1,68	2,04	2,32	2,58	2,80	3,05
Extensification							
Produits BI	-1,06	-0,56	-0,34	-0,14	0,00	0,08	0,12
Produits BO	0,78	0,49	0,22	0,12	0,21	0,39	0,66
Intensification avec reboisement							
Produits BI	-0,42	2,05	4,96	-0,62	0,27	0,80	1,36
Produits BO	2,12	3,91	6,51	4,45	4,29	4,64	5,89
Intensification sans reboisement							
Produits BI	-0,42	0,92	1,74	2,14	1,42	1,18	1,18
Produits BO	2,12	3,22	4,25	5,22	4,94	4,71	4,58

CLIMAT ACTUEL INTRODUCTION DE L'EFFET DE DENSITE DEPENDANCE DES PEUPELEMENTS



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,75	0,04	0,53	0,70	0,75	0,76	0,74
Produits BO	1,33	1,63	2,24	2,36	2,47	2,52	2,57
Extensification							
Produits BI	-1,07	-0,61	-0,80	-0,42	-0,21	-0,10	-0,05
Produits BO	0,78	0,28	-0,06	-0,33	-0,45	-0,44	-0,41
Intensification avec reboisement							
Produits BI	-0,42	2,01	6,16	-0,05	0,44	0,79	1,24
Produits BO	2,12	3,84	7,17	4,94	4,60	4,73	5,79
Intensification sans reboisement							
Produits BI	-0,42	0,89	2,39	2,37	1,44	1,09	1,02
Produits BO	2,12	3,15	4,88	5,65	5,16	4,72	4,38

CLIMAT RCP 8.5



Compartment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,47	0,10	0,37	0,51	0,56	0,54	0,50
Produits BO	1,36	1,49	1,66	1,78	1,84	1,85	1,83
Extensification							
Produits BI	-0,94	-0,50	-0,29	-0,11	0,02	0,13	0,17
Produits BO	0,54	0,15	-0,15	-0,27	-0,15	-0,03	0,18
Intensification avec reboisement							
Produits BI	-0,17	2,02	4,62	-0,85	-0,11	0,33	0,84
Produits BO	2,12	3,67	5,90	3,69	3,34	3,46	4,42

II.2. Scénarios de « crises majeures »

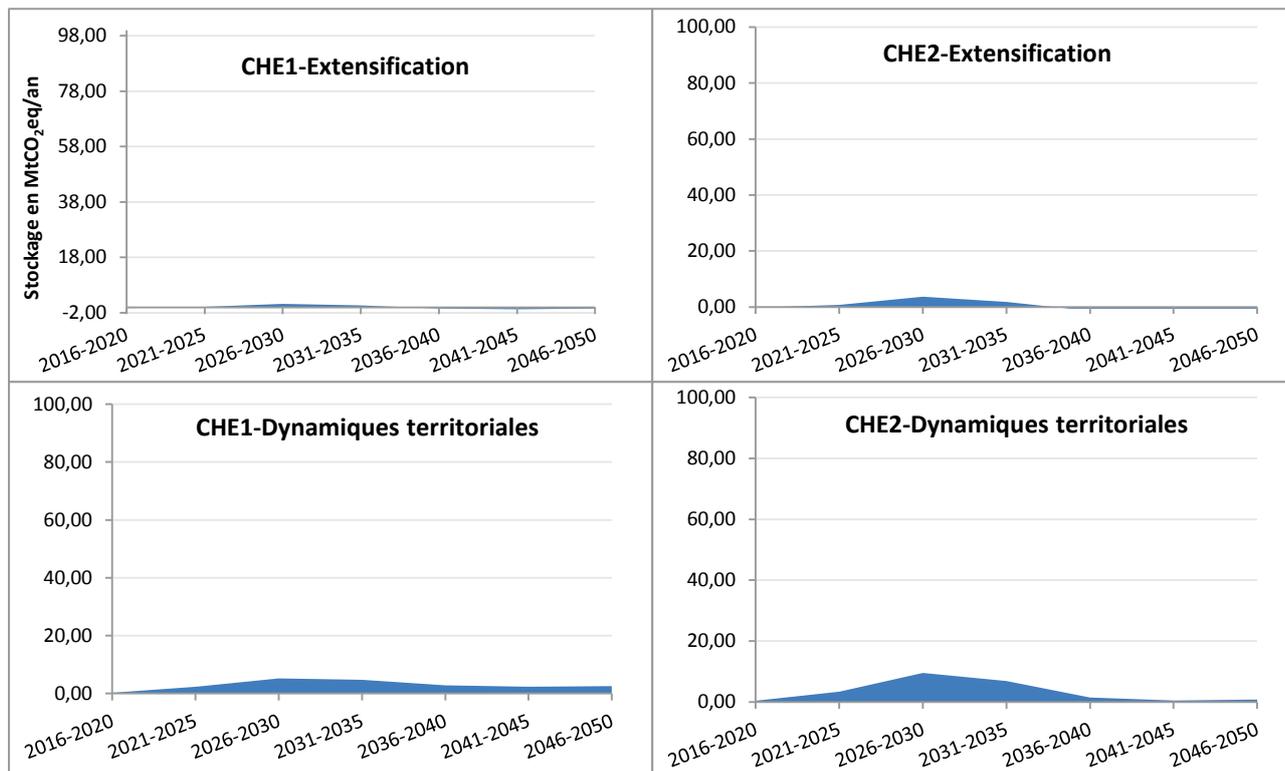
INVASIONS BIOLOGIQUES (FEUILLUS ET RESINEUX) EN CLIMAT ACTUEL

CHE 1 : Scénario modéré – impacte le chêne pédonculé

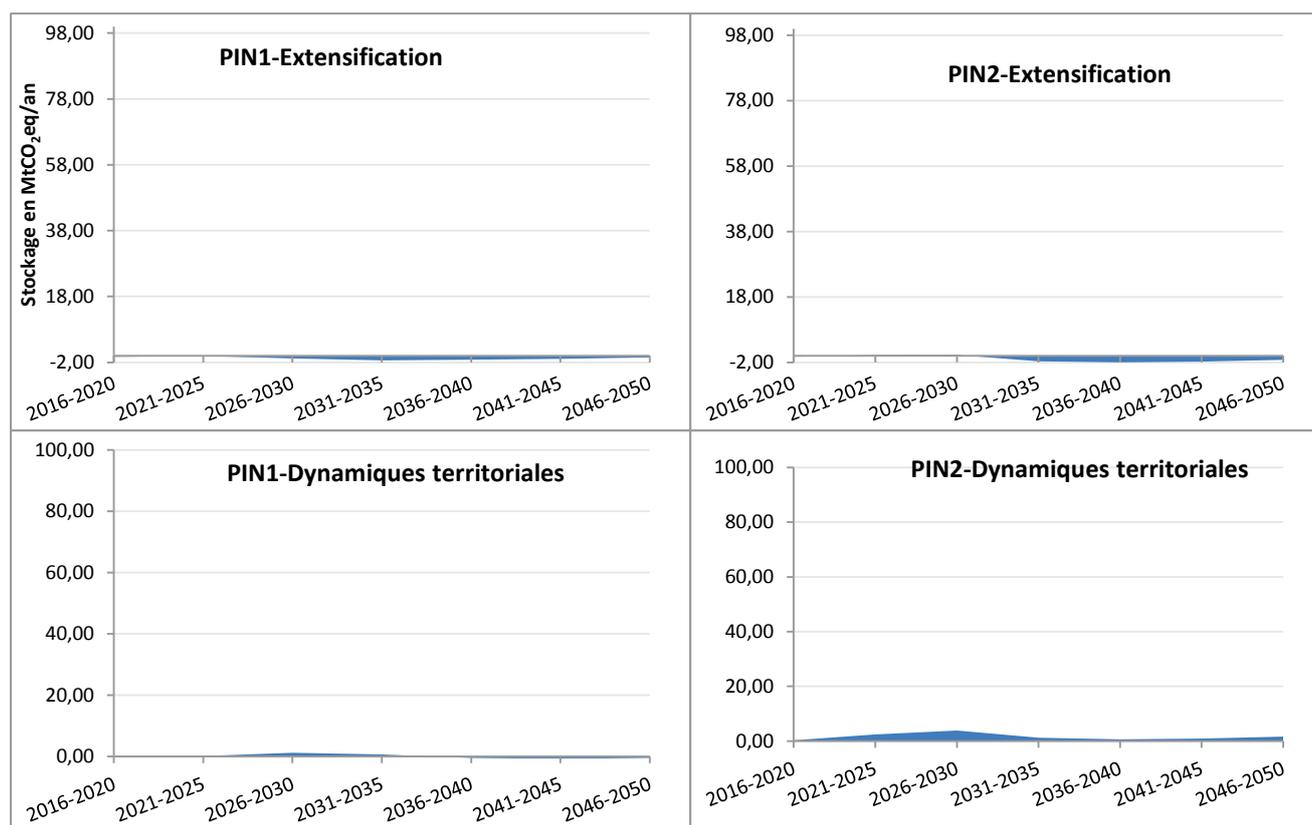
CHE 2 : Scénario sévère - impacte les chênes pédonculés, sessiles et pubescents

PIN1 : Scénario modéré - impacte le pin maritime *P. pinaster*.

PIN2 : Scénario sévère - impacte les pins d'Alep, maritime, noir et sylvestre

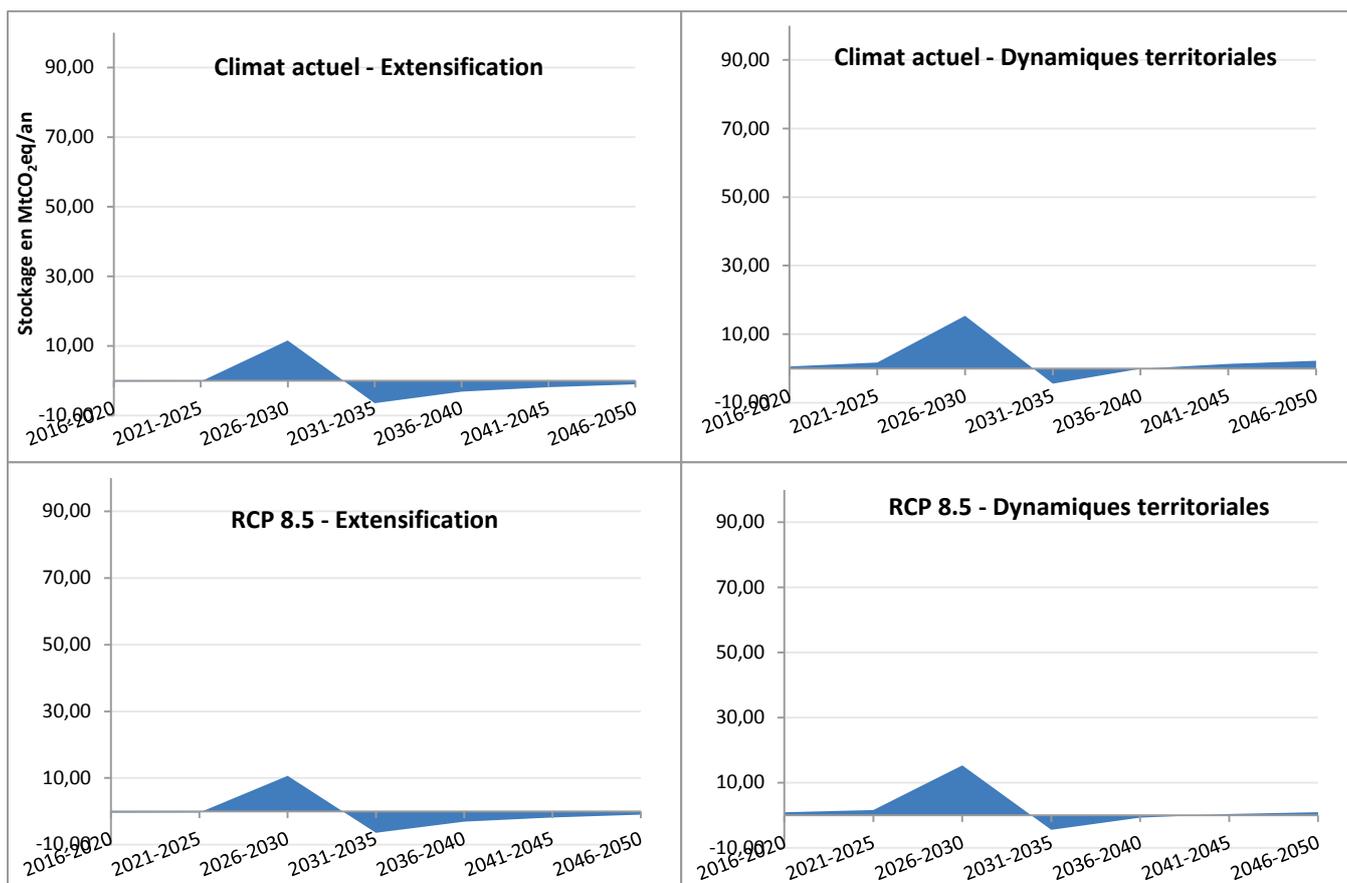


Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
CHE 1 - Extensification							
Produits BI	-1,03	-0,28	0,68	0,32	-0,46	-0,55	-0,38
Produits BO	0,78	0,45	0,55	0,36	-0,01	-0,18	-0,08
CHE 2 - Extensification							
Produits BI	-1,00	0,14	2,45	0,85	-1,45	-1,51	-1,10
Produits BO	0,81	0,62	1,24	0,97	0,10	-0,36	-0,41
CHE 1 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-1,01	0,40	2,19	1,51	0,01	-0,19	0,08
Produits BO	1,29	1,95	3,04	3,24	2,83	2,55	2,49
CHE 2 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,95	1,13	5,25	2,51	-1,56	-1,80	-1,16
Produits BO	1,33	2,21	4,26	4,34	3,00	2,25	1,93



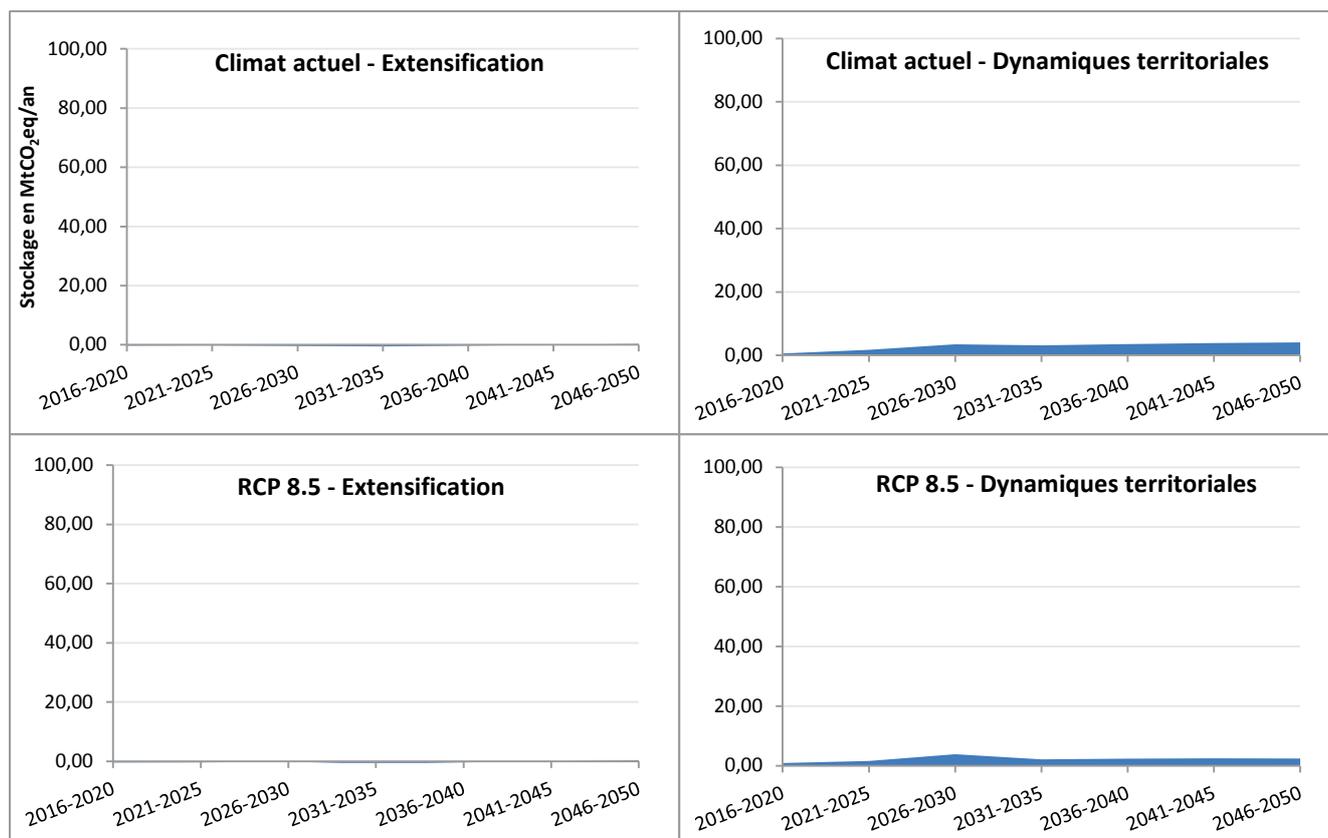
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
PIN 1 - Extensification							
Produits BI	-1,02	-0,24	-0,24	-0,34	-0,09	0,03	0,18
Produits BO	0,71	0,19	-0,56	-1,06	-1,09	-0,95	-0,67
PIN 2 - Extensification							
Produits BI	-1,00	0,06	0,89	-0,36	-0,51	-0,38	-0,11
Produits BO	0,71	0,15	-0,63	-1,32	-1,48	-1,39	-1,13
PIN 1 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-1,03	-0,28	0,68	0,32	-0,46	-0,55	-0,38
Produits BO	0,78	0,45	0,55	0,36	-0,01	-0,18	-0,08
PIN 2 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,96	0,96	2,62	0,43	-0,10	0,02	0,46
Produits BO	1,26	1,47	1,24	0,80	0,74	0,90	1,17

TEMPETE, SCOLYTES, INCENDIES (TEMP) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Climat actuel - Extensification							
Produits BI	-1,06	-0,56	5,54	-4,06	-1,46	-0,59	-0,16
Produits BO	0,78	0,35	6,02	-2,41	-1,69	-1,28	-0,87
Climat actuel – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,74	0,08	7,60	-4,08	-0,91	0,08	0,54
Produits BO	1,33	1,67	7,78	-0,35	0,84	1,25	1,71
RCP 8.5 - Extensification							
Produits BI	-0,94	-0,50	5,17	-4,06	-1,47	-0,58	-0,13
Produits BO	0,54	0,15	5,49	-2,37	-1,62	-1,26	-0,85
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,47	0,10	7,72	-4,09	-1,20	-0,28	0,13
Produits BO	1,36	1,49	7,59	-0,41	0,45	0,65	0,79

INCENDIES APRES SECHERESSE (FEU) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5

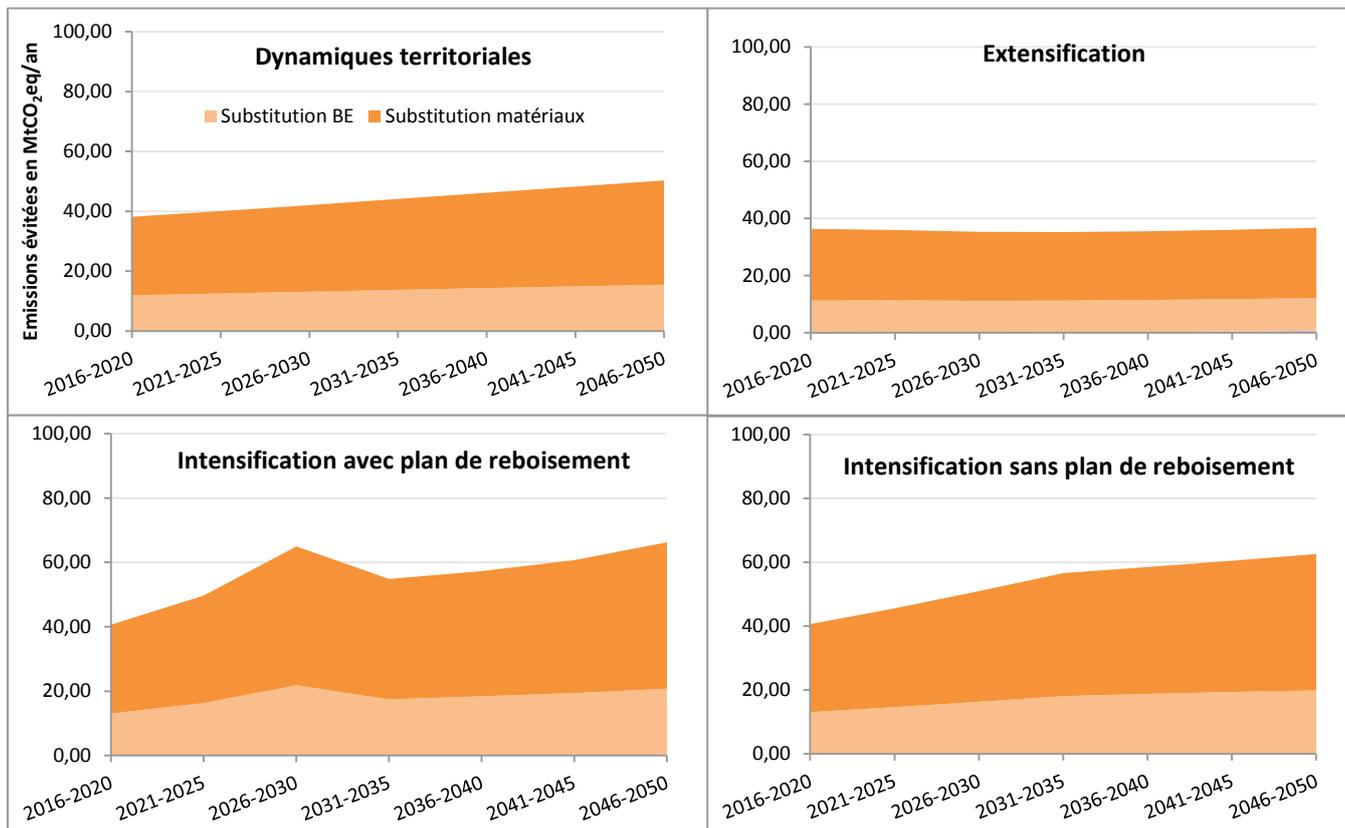


Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Climat actuel - Extensification							
Produits BI	-1,06	-0,56	-0,47	-0,45	-0,16	0,00	0,10
Produits BO	0,78	0,35	0,08	-0,11	-0,12	0,00	0,20
Climat actuel – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,74	0,08	1,01	0,58	0,78	0,89	0,92
Produits BO	1,33	1,67	2,48	2,56	2,77	2,98	3,16
RCP 8.5 - Extensification							
Produits BI	-0,94	-0,50	0,01	-0,58	-0,17	0,03	0,13
Produits BO	0,54	0,15	-0,13	-0,25	-0,17	-0,04	0,20
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales							
Produits BI	-0,47	0,10	1,55	0,13	0,37	0,45	0,47
Produits BO	1,36	1,49	2,31	2,01	2,00	2,02	1,94

III. Emissions de CO₂ évitées par les effets de substitution du à l'usage des produits bois

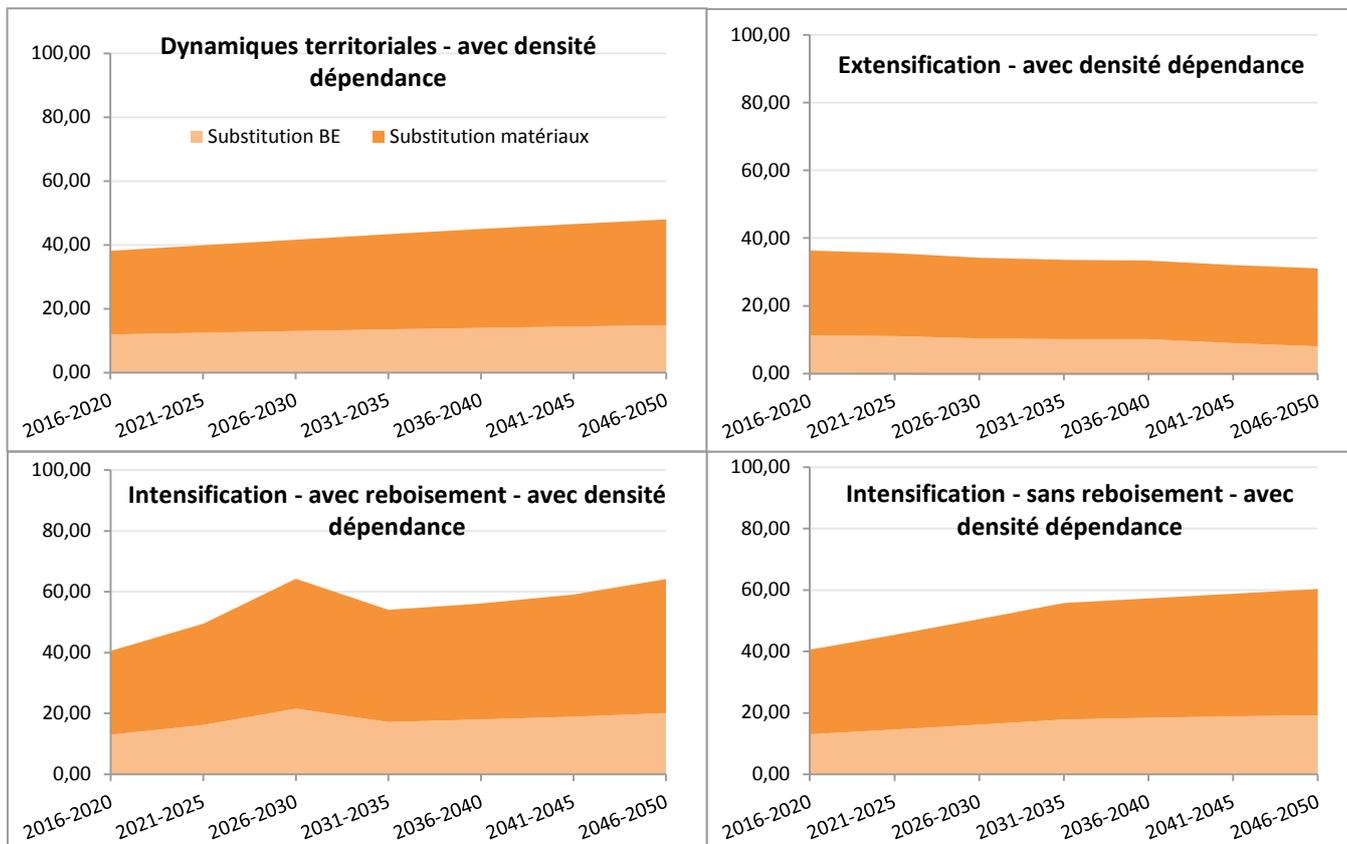
III.1. Scénario de référence _ sans risques

CLIMAT ACTUEL



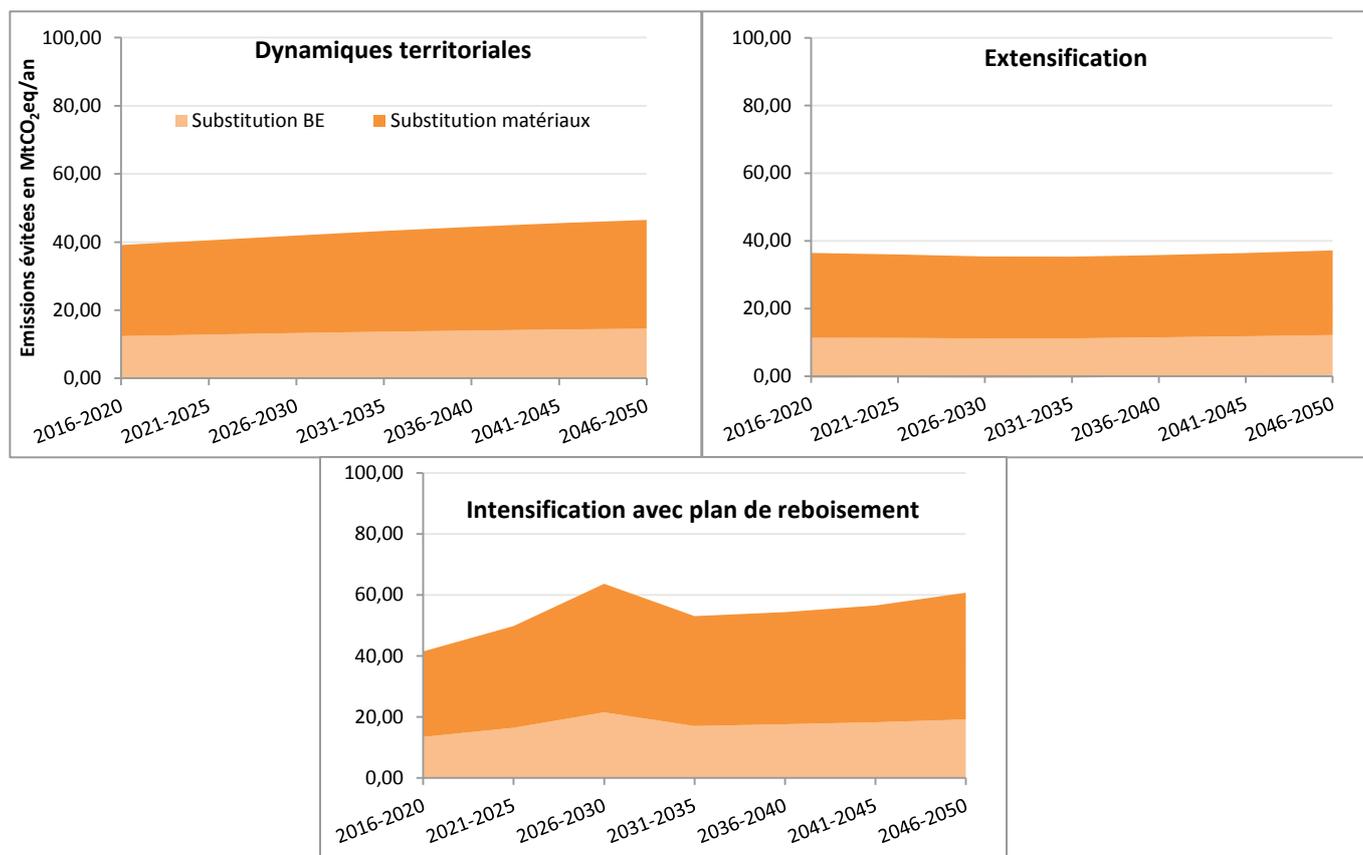
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,23	27,55	28,90	30,39	31,86	33,34	34,83
Substitution BE	11,97	12,55	13,17	13,78	14,37	14,95	15,51
Extensification							
Substitution BIBO	25,11	24,63	24,14	23,99	24,05	24,27	24,62
Substitution BE	11,54	11,44	11,32	11,28	11,29	11,32	11,37
Intensification avec reboisement							
Substitution BIBO	27,56	33,42	43,15	37,42	38,89	41,29	45,49
Substitution BE	13,06	16,29	21,82	17,44	18,40	19,41	20,76
Intensification sans reboisement							
Substitution BIBO	27,57	30,91	34,66	38,51	39,72	41,10	42,69
Substitution BE	13,06	14,65	16,31	18,10	18,79	19,40	19,90

CLIMAT ACTUEL INTRODUCTION DE L'EFFET DE DENSITE DEPENDANCE DES PEUPELEMENTS



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,21	27,42	28,61	29,84	31,01	32,09	33,16
Substitution BE	11,96	12,50	13,05	13,56	14,02	14,46	14,87
Extensification							
Substitution BIBO	25,09	24,50	23,84	23,45	23,22	23,07	23,04
Substitution BE	11,53	11,38	11,20	11,07	10,96	10,88	10,82
Intensification avec reboisement							
Substitution BIBO	27,54	33,29	42,69	36,88	38,10	40,17	44,04
Substitution BE	13,05	16,23	21,60	17,20	18,05	18,94	20,15
Intensification sans reboisement							
Substitution BIBO	27,54	30,80	34,35	37,93	38,86	39,91	41,09
Substitution BE	13,05	14,60	16,18	17,84	18,41	18,88	19,24

CLIMAT RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,76	27,69	28,62	29,58	30,45	31,24	31,92
Substitution BE	12,38	12,83	13,29	13,68	14,02	14,32	14,58
Extensification							
Substitution BIBO	25,09	24,66	24,24	24,15	24,32	24,60	25,01
Substitution BE	11,74	11,67	11,59	11,56	11,62	11,71	11,82
Intensification avec reboisement							
Substitution BIBO	28,05	33,38	42,15	36,05	36,77	38,29	41,56
Substitution BE	13,48	16,48	21,54	17,04	17,64	18,28	19,20

III.2. Scénarios de « crises majeures »

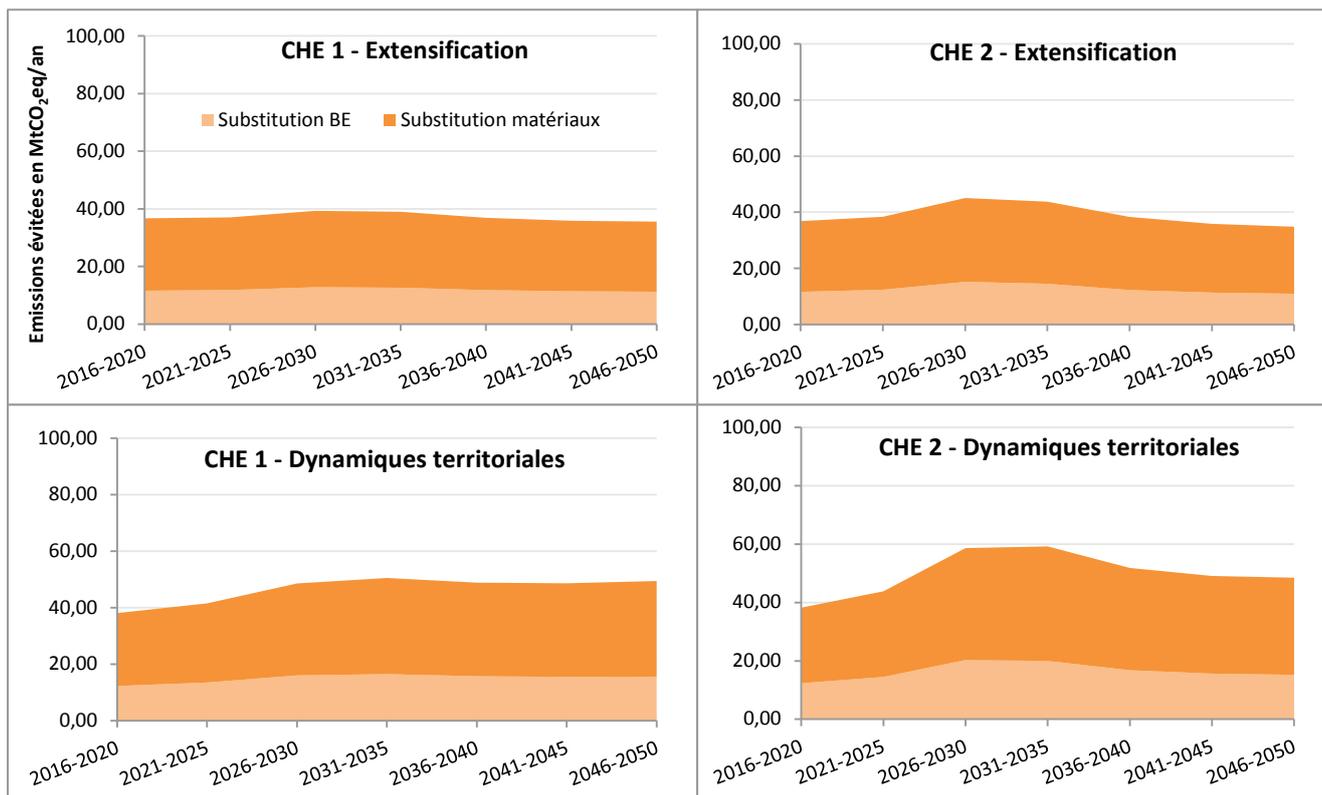
INVASIONS BIOLOGIQUES (FEUILLUS ET RESINEUX) EN CLIMAT ACTUEL

CHE 1 : Scénario modéré – impacte le chêne pédonculé

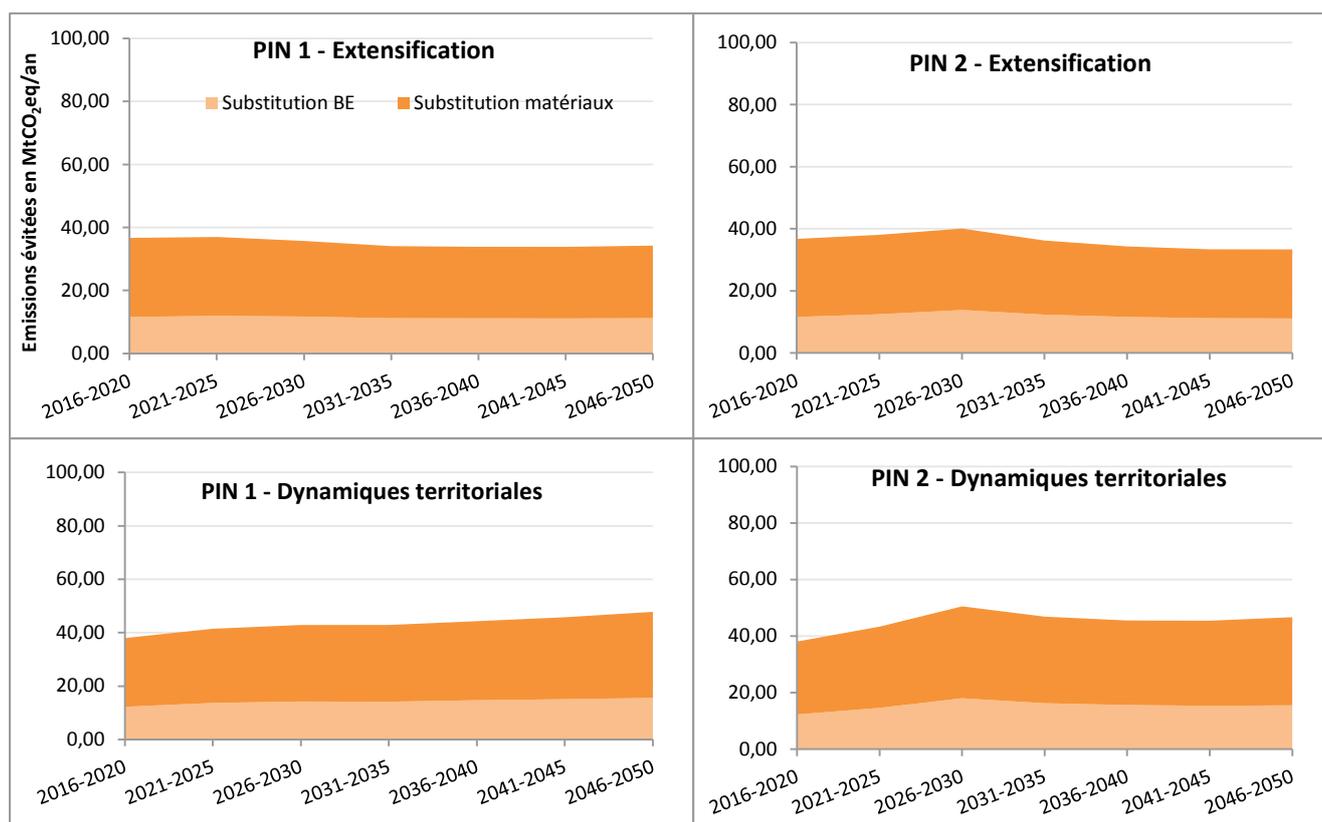
CHE 2 : Scénario sévère - impacte les chênes pédonculés, sessiles et pubescents

PIN1 : Scénario modéré - impacte le pin maritime *P. pinaster*.

PIN2 : Scénario sévère - impacte les pins d'Alep, maritime, noir et sylvestre

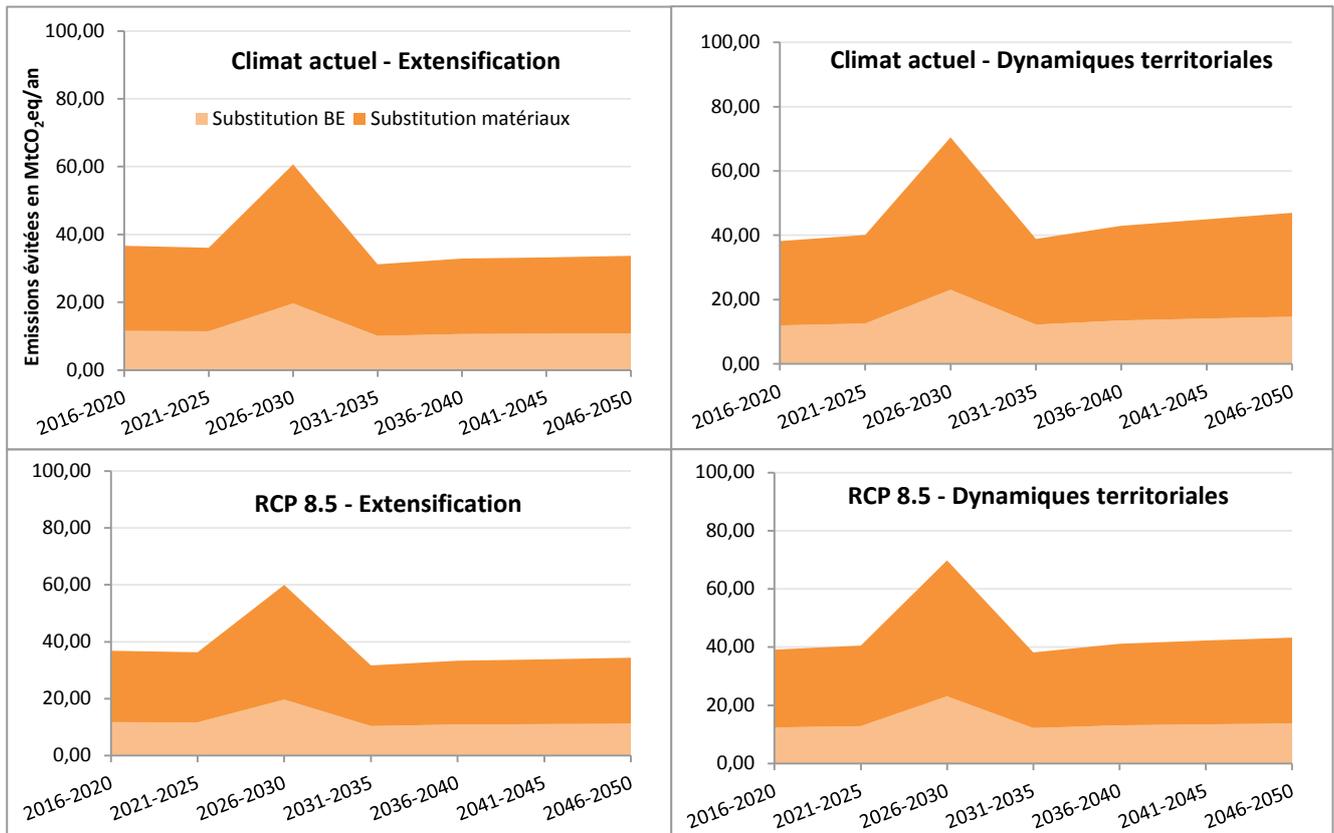


Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
CHE 1 - Extensification							
Substitution BIBO	25,14	25,22	26,52	26,37	25,10	24,47	24,34
Substitution BE	11,57	11,81	12,78	12,61	11,78	11,38	11,22
CHE 2 - Extensification							
Substitution BIBO	25,20	26,00	29,88	29,27	26,05	24,51	23,88
Substitution BE	11,62	12,38	15,17	14,49	12,26	11,34	10,93
CHE 1 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	25,80	28,02	32,54	34,03	33,13	33,11	33,83
Substitution BE	12,25	13,48	15,99	16,45	15,69	15,48	15,56
CHE 2 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	25,89	29,35	38,35	39,22	35,03	33,45	33,27
Substitution BE	12,33	14,48	20,29	19,98	16,80	15,63	15,21



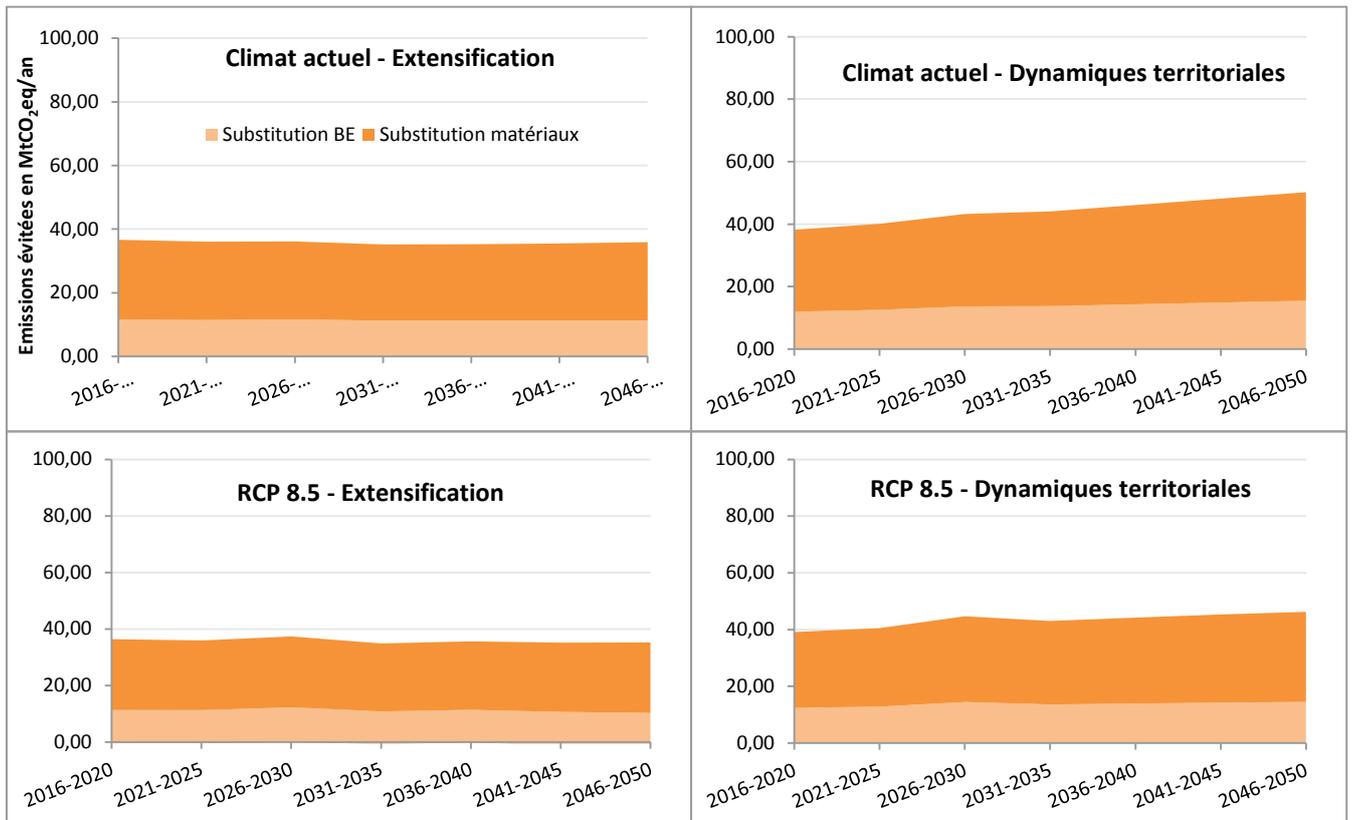
Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
PIN 1 - Extensification							
Substitution BIBO	25,10	25,04	24,00	22,88	22,69	22,71	23,03
Substitution BE	11,57	11,93	11,71	11,18	11,15	11,11	11,19
PIN 2 - Extensification							
Substitution BIBO	25,13	25,59	26,22	23,87	22,70	22,19	22,25
Substitution BE	11,60	12,46	13,84	12,34	11,61	11,19	11,11
PIN 1 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	25,74	27,78	28,65	28,73	29,59	30,69	32,22
Substitution BE	12,25	13,69	14,23	14,15	14,71	15,09	15,58
PIN 2 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	25,78	28,72	32,50	30,61	29,89	30,10	31,16
Substitution BE	12,31	14,64	18,04	16,29	15,65	15,36	15,54

TEMPETE, SCOLYTES, INCENDIES (TEMP) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Climat actuel - Extensification							
Substitution BIBO	25,11	24,63	41,02	21,14	22,25	22,52	22,90
Substitution BE	11,54	11,44	19,65	10,07	10,63	10,71	10,80
Climat actuel – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,23	27,55	47,43	26,64	29,45	30,89	32,33
Substitution BE	11,97	12,55	23,05	12,22	13,50	14,09	14,66
RCP 8.5 - Extensification							
Substitution BIBO	25,09	24,65	40,32	21,33	22,42	22,77	23,20
Substitution BE	11,74	11,67	19,67	10,36	10,92	11,05	11,19
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,76	27,69	46,73	26,00	28,04	28,83	29,52
Substitution BE	12,38	12,83	23,07	12,17	13,11	13,45	13,73

INCENDIES APRES SECHERESSE (FEU) SUR CLIMAT ACTUEL ET RCP 8.5



Compartiment	Stockage annuel (MtCO ₂ eq/an)						
	2016-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Climat actuel - Extensification							
Substitution BIBO	25,11	24,63	24,51	23,95	24,00	24,22	24,56
Substitution BE	11,54	11,44	11,63	11,26	11,26	11,29	11,35
Climat actuel – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,23	27,55	29,59	30,32	31,78	33,26	34,75
Substitution BE	11,97	12,55	13,66	13,75	14,33	14,90	15,47
RCP 8.5 - Extensification							
Substitution BIBO	25,09	24,65	25,09	24,05	24,24	24,51	24,94
Substitution BE	11,74	11,67	12,33	11,51	11,57	11,66	11,78
RCP 8.5 – Dynamiques territoriales							
Substitution BIBO	26,76	27,69	30,23	29,44	30,29	31,09	31,77
Substitution BE	12,38	12,83	14,46	13,60	13,93	14,23	14,49

ANNEXE 14 - MODELE DE FILIERE FORET-BOIS (FRENCH FOREST SECTOR MODEL, FFSM) POUR INTEGRER LE COMPORTEMENT DES MARCHES

Sylvain Cauria; Antonello Lobianco

En préambule, il faut rappeler que FFSM est, à l'origine, un modèle théorique. Même si le modèle est, dans la mesure du possible, calibré en utilisant des données réelles, il représente des comportements économiques théoriques et stylisés. D'une manière générale, un modèle comme FFSM est utilisé pour (1) mettre en évidence l'ordre de grandeur d'un phénomène, (2) mettre en évidence les déterminants d'un phénomène et (3) analyser la sensibilité d'un mécanisme à la valeur d'un paramètre. Sa portée n'est pas prédictive, contrairement à certains modèles économétriques, mais bien analytique.

En particulier, le modèle permet de comparer la valeur des variables de sorties de nature économique (prix, quantités offertes, demandées, surplus) selon différents scénarios. L'intérêt réside donc plus dans la comparaison des valeurs relatives des variables entre différents scénarios alternatifs que dans l'analyse de leurs valeurs absolues.

Si une analogie peut être faite entre les modèles des sciences économiques et ceux des sciences de l'atmosphère, un modèle comme FFSM peut s'apparenter à un modèle climatique, tandis que les modèles économétriques s'apparenteraient aux modèles météorologiques. Un modèle climatique n'a pas valeur de prédiction mais permet de mettre en évidence les déterminants des changements climatiques et d'en analyser la sensibilité à différents paramètres à travers l'étude de différents scénarios alternatifs.

I. Principes et fonctionnement du modèle

N.B : nous ne présentons pas l'ensemble des variables et paramètres du modèle, seulement ceux qui sont utiles pour comprendre les sorties étudiées dans cette étude. Par ailleurs, les paramètres modifiés dans les scénarios sont indiqués **en gras et soulignés** dans le texte. Nous détaillerons les valeurs prises dans les différents scénarios dans le tableau 2 qui suit.

FFSM est un modèle récursif (avec pas de temps de 1 an) et modulaire. Il est construit autour d'un module en équilibre partiel des marchés du bois, un module « ressource » décrivant la dynamique forestière, un module multi-agents décrivant la gestion des surfaces forestières et un module de comptabilité carbone. Le fonctionnement général du modèle est décrit sur la [Figure 14.1](#).

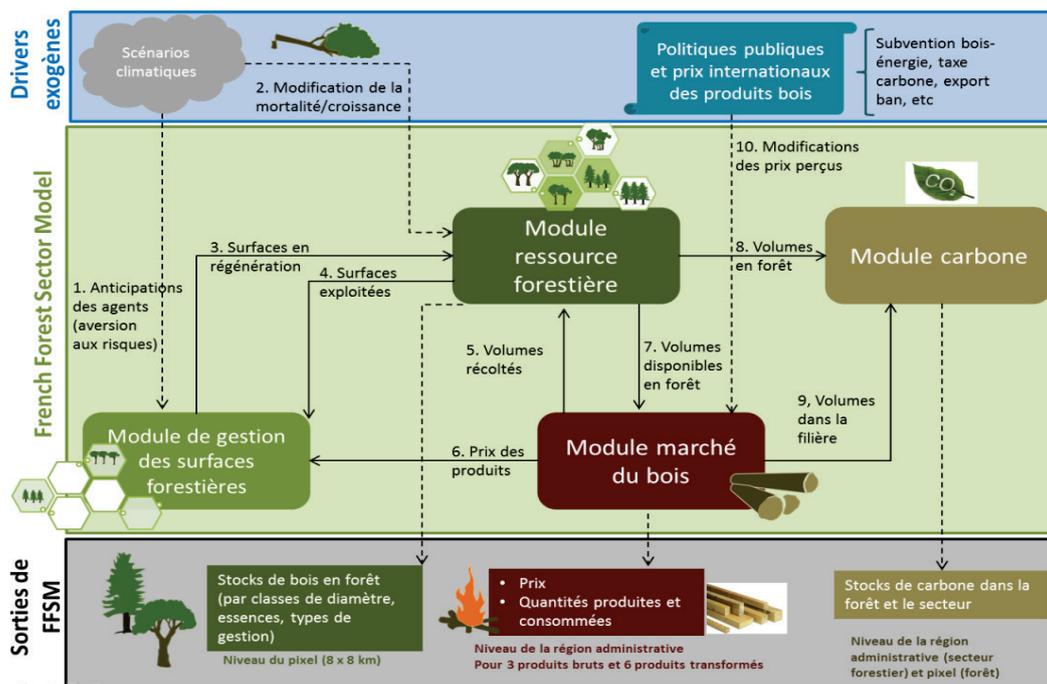


Figure 14.1: Fonctionnement général du modèle FFSM et couplage de ses différents modules

Le module ressource représente la ressource forestière nationale désagrégée selon trois différentes strates : régions, essences, types de gestion et selon 13 classes de diamètre. Les paramètres de croissance ($tp(r,ft,t)$) et de mortalité ($mortCoef(r,ft,t)$) sont estimés pour chaque « domaine d'étude » résultant de cette désagrégation. Il s'agit donc, pour FFSM, de paramètres exogènes. Pour la présente étude, ces paramètres ont été recalibrés afin d'être identiques à ceux utilisés dans le modèle MARGOT.

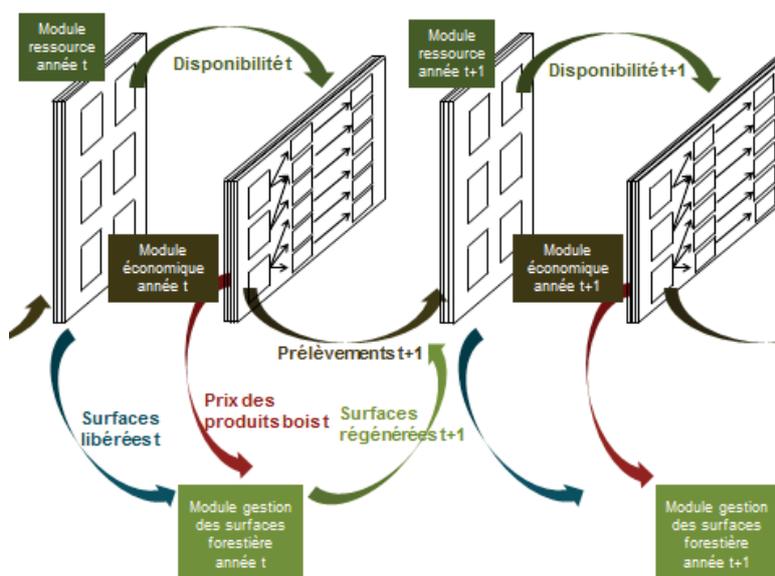


Figure 14.2: Fonctionnement récursif des 3 modules de base de FFSM: le module ressource, le module économique (ou marché du bois) et le module de gestion des surfaces forestières

Comme le montre la [Figure 14.2](#), chaque année, le volume disponible en forêt est pris en compte dans le module « marché » afin de déterminer l'offre de produits bois. Le lien se situe au niveau de la fonction d'offre de bois (cf. [Figure 14.3](#)) qui évolue positivement avec la disponibilité en forêt. L'élasticité β (élasticité de l'offre de bois par rapport à la disponibilité en forêt) est positive et constante dans le modèle. Pour chaque type de produit offert, le modèle calcule une disponibilité différente selon une clé de répartition ad hoc des domaines d'étude.

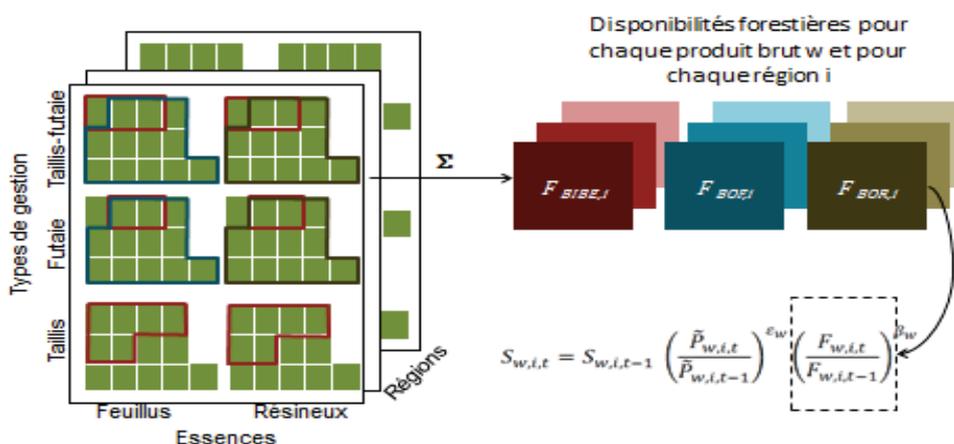


Figure 3: Prise en compte de la disponibilité forestière dans la fonction d'offre de bois brut.

Le module marché (cf. [Figure 14.4](#)) est un modèle économique en équilibre partiel, représentant l'offre de 3 produits « bruts » (bois d'œuvre feuillus, bois d'œuvre résineux, bois industrie/bois énergie) et la demande de 6 produits transformés (sciages feuillus, sciages résineux, placages, panneaux, pâte et bois énergie) pour chaque région administrative française. Un produit « brut » est transformé en produit « transformé » à travers une fonction de production de type Léontief (coefficients input-output fixes) et en représentant explicitement les coûts de transformation (paramètre $m(tp)$).

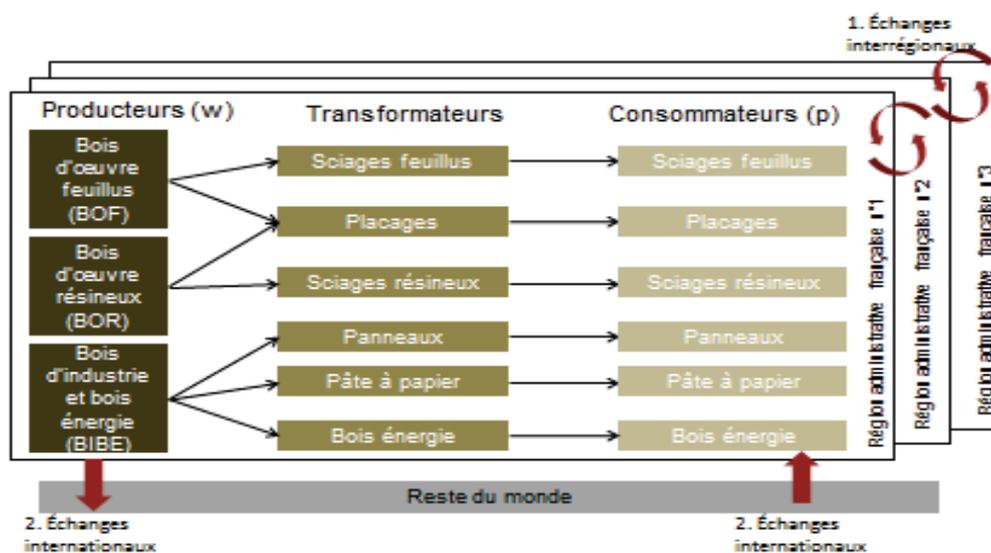


Figure 14. 4: détail du module "marchés"

Le calcul de l'équilibre économique fait appel à la théorie du prix d'équilibre spatial de Samuelson (1952)²³⁷. Le résultat du calcul de cet équilibre est un prix, une quantité offerte et une quantité consommée pour chaque produit et dans chaque région. En outre, le modèle calcule également une quantité optimale de produits bois échangés d'une région à une autre (relation notée 1 sur [Figure 14.4](#)) en fonction d'un gradient de coûts de transports (paramètre **ct(r1,r2,pr)**). Le modèle représente également l'échange de produits entre une région française et le reste du monde (relation 2 sur [Figure 14.4](#)) à travers la théorie de la substituabilité imparfaite de Armington (1969)²³⁸ qui stipule qu'un produit français (domestique) est imparfaitement substituable à un produit étranger (pour des raisons aussi diverses que les différences physiques, des habitudes culturelles, historiques, etc). Dans le modèle cette substituabilité imparfaite est captée par des élasticités de substitution, en partie calibrées par Sauquet et al. (2011)²³⁹.

Dans le cadre conceptuel d'Armington, l'offre et la demande de produits domestiques dépend des prix des produits étrangers et des élasticités de substitution. Plus ces élasticités sont proches de 0 en valeur absolue, plus les biens sont hétérogènes et moins les prix internationaux vont gouverner l'offre et la demande de produits domestiques.

Le module "marché" transmet deux informations au module "ressource" et au module "gestion des surfaces forestières". D'une part il traduit l'offre calculée en niveau de récolte au module ressource afin d'intégrer la récolte anthropique dans la dynamique forestière. D'autre part, le prix calculé par le module marché est transmis au module « gestion des surfaces forestières » qui représente les gestionnaires forestiers sous la forme d'un modèle multi-agents. Les gestionnaires sont modélisés sous la forme d'agents économiques rationnels donc maximisateurs de profit et hétérogènes pour (a) le niveau de gestion « active » de leur ressource (paramètre **mr(t)**), (b) le degré d'aversion au risque (**riskAversionAverage(t)**) et (c) leur type d'anticipations concernant le changement climatique (**expType(t)**) et les prix futurs (**expTypePrices(t)**). Le degré 0 d'anticipation est la myopie, c'est-à-dire que le gestionnaire ne considère que les informations qu'il peut observer à l'année t pour prendre une décision à l'année t, tandis qu'un degré maximal est l'anticipation parfaite où le gestionnaire a connaissance de tous les éléments futurs sur le changement climatique et/ou les prix. Ce module fonctionne à l'échelle du pixel soit 8x8 km dans le modèle : à chaque pixel correspond un agent représentatif.

Chacun de ces agents représentatifs utilise l'information à sa disposition (prix de produits, informations climatiques) pour attribuer les surfaces forestières libérées dans le module ressources à des « structures » forestières (combinaison d'une essence et d'un type de gestion) qui maximisent le revenu anticipé par hectare. Une fois que la surface est régénérée, elle intègre à nouveau le module ressource qui modélisera sa dynamique.

La force du modèle réside dans l'interconnexion entre ces différents modules. Par exemple, en utilisant le modèle, Lobianco et al. (2015a)²⁴⁰ montrent que lorsque le changement

²³⁷ Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

²³⁸ Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

²³⁹ Sauquet, A., Lecocq, F., Delacote, P., Caurla, S., Barkaoui, A. et Garcia, S. (2011). Estimating Armington elasticities for sawnwood and application to the French Forest Sector Model. *Resource and Energy Economics*, 33:771–781.

²⁴⁰ Lobianco, A., Delacote P., Caurla S., Barkaoui, A. (2016) Accounting for active management and risk attitude in forest sector models. An impact study on French forests". *Environmental Modeling and Assessment*, 21(3): 391-405.

climatique augmente les taux de mortalité des conifères dans le futur (comparativement aux taux de mortalité des feuillus), les gestionnaires forestiers préfèrent malgré tout régénérer les surfaces en conifères. Cela s'explique par deux leviers : d'une part les produits bois issus des conifères sont économiquement plus rentables que leur équivalent feuillu et, d'autre part, leur rareté augmente du fait de la surmortalité dû au changement climatique, ce qui augmente encore leur prix et donc leur rentabilité relative. Il s'agit d'un résultat qui pourrait apparaître comme contre-intuitif compte tenu des projections climatiques et qu'il n'est pas possible d'obtenir sans modèle intégré bio-économique.

II. Explicitation des scénarios de développement de la filière dans le modèle FFSM

Tableau 14.1 : Scénarios modélisés avec FFSM

	Prise en compte des risques	Intensification	Extensification
Climat actuel (RCP 00)	BAS (scénario de référence)	6 sous-scénarios : - sans politique (<i>intermédiaire</i>): RCP00_BAS_BASE - prise en compte de l'attitude des propriétaires forestiers: RCP_BAS_ACTIVEMGM - Politiques: avec subventions: RCP00_BAS_SUBSIDES - Politiques : avec mesures structurelle: RCP00_BAS_STRUCTURALPOLICIES - Toutes les politiques: RCP00_BAS_ALLPOLICIES - Toutes les politiques et les changements d'attitude (<i>par défaut</i>): RCP00_BAS_INT	1 scenario: RCP00_BAS_EXT
	TEMP-FEU-SCOL	1 scenario: RCP00_TEMP_INT	1 scenario: RCP00_TEMP_EXT
	BAS (scénario de référence)	1 scenario: RCP85_BAS_INT	1 scenario: RCP85_BAS_EXT
RCP8.5	TEMP-FEU-SCOL	1 scenario: RCP85_TEMP_INT	1 scenario: RCP85_TEMP_EXT

II.1. Données en entrée

FFSM utilise beaucoup de données en entrée, la plupart des paramètres sont fixes et ne seront pas modifiés dans l'étude. Beaucoup ont déjà été explicités dans la partie précédente.

Nous listons dans le [Tableau 14.2](#) ci-dessous les paramètres socio-économiques qui seront modifiés dans les scénarios. À ces derniers, il faut ajouter les paramètres de croissance et mortalité des forêts ($tp_{\{r,ft,dc,y\}}$ et $mortCoef_{\{r,ft,dc,y\}}$) résultant de la mise en œuvre spécifique des scénarios de changement climatique et des perturbations.

Tableau 14.2 : paramètres modifiés et valeurs prises pour chaque scénario

Nom des paramètres modifiés ou ajoutés	Signification du paramètre	Valeur pour scénarios "Extensification"	Valeur intermédiaire	Valeur pour scénarios « Intensification »
		{X}_EXT	RCP00_INT_BASE	{X}_INT
Comportement des gestionnaires forestiers				
<i>Taux de "gestion active"</i>				
Mr	Proportion de surfaces forestières soumises à une gestion "active" (= gestion gouvernée par la maximisation des profits).	0.2	0.5	0.7
<i>Anticipations des agents</i>				
expType	Type d'anticipations de la dynamique forestière: si expType=0, les gestionnaires n'anticipent pas du tout les modifications de la dynamique forestière liées au changement climatique. Si expType=1, les gestionnaires forestiers anticipent parfaitement les modifications de la dynamique forestière liées au changement climatique. Entre les deux expType=]0,1[, les gestionnaires anticipent imparfaitement.	0.2	0.5	0.9
expTypePrices	Types d'anticipation des prix futurs: si expTypePrices=0, les gestionnaires sont complètement myopes et ne prennent pas en compte la valeur des prix futurs dans leur comportement. Si expTypePrices=1, les gestionnaires adaptent leur décision en fonction des prix futurs (anticipations parfaites). Entre les deux; les gestionnaires prennent en compte l'information sur les prix futurs de manière imparfaite.	0.2	0.5	0.9
<i>Aversion au risque</i>				
riskAversionAgentAverage	Moyenne utilisée pour construire la Loi normale. Plus la valeur est élevée, plus les individus sont, en moyenne, averses au risque.	1.6	0.8	0.2
Subventions directes à l'offre et à la demande de produits bois				
pol_mktDirInt_s	Subvention à l'offre de produits bois d'œuvre (F et R) et BIBE (en % du prix de marché)	0	0	25% (BIBE 35% ²⁴¹)
pol_mktDirInt_d	Subvention à la demande de produits transformés (sciages F&R, placages, panneaux, pâtes, bois énergie) (en % du prix de marché)	0	5 % (bois énergie 10%)	25% (bois énergie 35% ²⁴²)
Mesures structurelles				
pol_trSub	Subvention au coût de transformation (en % du coût de transformation initial).	0	0	30% ²⁴³
pol_tcSub	Subvention au transport entre régions administratives françaises (en % du coût de transport initial).	0	0	30% ²⁴⁴
pol_fiSub	Subvention à l'investissement (plantations) en forêt. Si 100%, les propriétaires forestiers ne supportent pas le coût de l'investissement.	0	0	100% ²⁴⁵
Caractéristiques des marchés				
<i>Réaction des gestionnaires offreurs de bois à la croissance du stock forestier</i>				
eSi_ubase	Valeur minimale de l'élasticité de l'offre à l'inventaire forestier. Si eSi_ubase=1, alors l'offre ne dépend pas de l'évolution du stock forestier, même si celui-ci s'accroît.	1	No limits	No limits
Reboisement				
Reb_{x forest types	Possibilité de reboiser avec des essences spécifiques	no	Yes	yes

²⁴¹ Nous faisons l'hypothèse que la subvention à l'offre de BIBE est plus élevée que la subvention à l'offre de BO afin de tenir compte des politiques de stimulations de la filière bois-énergie déjà mises en place.

²⁴² De la même manière, nous faisons l'hypothèse que la subvention à la demande de bois-énergie est plus élevée que la subvention à la demande d'autres produits bois afin de tenir compte des politiques de stimulations de la filière bois-énergie déjà mises en place.

²⁴³ Tous produits bois confondus.

²⁴⁴ Tous produits bois confondus.

²⁴⁵ Tous produits bois confondus.

Le [Tableau 14.2](#) présente les valeurs des paramètres de FFSM modifiés pour simuler les scénarios du projet. Le jeu de paramètres présenté ici ne permet de simuler qu'une partie des éléments narratifs des scénarios tels qu'ils sont présentés dans la partie (chapitre II, partie I). Précisément:

Le scénario "Extensification" est caractérisé par des gestionnaires forestiers plus passifs ($mr=0.2$), anticipant moins les risques (climatiques: $expType=0.2$ et prix: $expTypePrices=0.2$). Il n'y a pas de politiques de subvention à la filière ni de mesure structurelle d'aides à la transformation, au transport ou à l'investissement. Le reboisement ne fait pas l'objet d'investissement dans des essences plus adaptées. Enfin l'offre de bois ne dépend pas du stock forestier ($eSi_ubase=1$) de sorte qu'une accumulation en forêt ne se traduit pas par une augmentation de l'offre.

Le scénario "Intensification" est caractérisé, à l'opposé, par des gestionnaires plus actifs (leur gestion est davantage basée sur un raisonnement de maximisation des profits). En revanche, compte tenu du fonctionnement du modèle, la surface exacte gérée de manière active n'est connue qu'à la fin de la simulation (seul le coefficient de gestion active est modifié en entrée, $mr=0.7$). Par ailleurs, le taux d'aversion au risque (climat et prix) est plus faible que la valeur moyenne et les gestionnaires forestiers sont plus "éclairés" quant aux modifications biologiques entraînés par les changements climatiques ($expType=0.9$ et $expTypePrices=0.9$).

Deux types de politiques sont mises en place dans le scénario "Intensification": (1) des subventions directes à la consommation et à la production de produits bois et (2) des mesures que nous appelons "structurelles" qui visent à réduire les coûts de la transformation, du transport ou de l'investissement en forêt. Le reboisement est réalisé, lui aussi, en tenant compte de la maximisation du profit et, donc, en favorisant les essences les plus productives. Afin de bien quantifier les contributions de chacun de ces déterminants, nous simulons 6 sous-scénarios

- RCP00_BAS_INT_BASE: sans modifications des comportements, sans politiques. Il s'agit d'une sorte de scénario intermédiaire ou d'un "business as usual".
- RCP00_BAS_INT_ACTIVEMGM: uniquement avec modifications du comportement des gestionnaires forestiers (augmentation du taux de gestion active et baisse de l'aversion au risque)
- RCP00_BAS_INT_SUBSIDES: uniquement avec subventions
- RCP00_BAS_INT_STRUCTURALPOLICIES: uniquement avec modifications structurelles
- RCP00_BAS_INT_ALLPOLICIES: avec toutes les politiques (subventions et modifications structurelles)
- RCP00_BAS_INT: avec tous les drivers

Tous les paramètres modifiés, sauf les subventions, sont calibrés à dire d'expert. Les subventions constituent des variables d'ajustement et sont calibrées en "contrôlant" 3 variables d'état: **1.** La surface reboisée (500 000 ha en tout), **2.** La nécessité de ne pas décapitaliser (i.e. de ne pas récolter plus que l'accroissement naturel) et **3.** Le volume supplémentaire à produire à horizon 2050 (environ +45 Mm³ à l'échelle nationale).

Nature des volumes offerts dans FFSM:

Un dernier élément important en prendre en compte concernant les hypothèses de FFSM concerne la nature des volumes de bois offerts et transformés dans la filière. Contrairement au modèle MARGOT, qui calibre son offre de bois à partir des données sur les prélèvements de l'IGN, FFSM utilise les données du SSP-EAB (Agreste) et du SoES. Ceci conduit à un volume total de bois récolté en 2013 d'environ 61,2 Mm³ contre 47 Mm³ pour le bois récolté en forêt avec les données IGN seules.

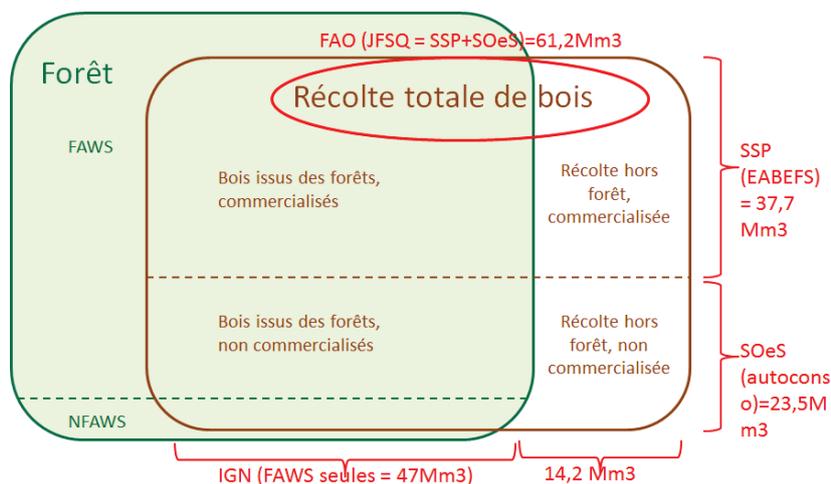


Figure 14.5 : Origine des récoltes dans le modèle FFSM

Afin d'harmoniser les résultats concernant l'évolution des prélèvements et des volumes forestier, nous appliquons à nos résultats un coefficient réduisant le volume de récolte afin de ne pas tenir compte de la récolte de bois hors forêt. Les volumes offerts et transformés dans la filière, en revanche, tiennent compte de l'ensemble des origines possibles, y compris des origines non forestières.

II.2. Résultats en sortie sur l'option climatique « climat actuel » (RCP00)

Récoltes et volumes totaux:

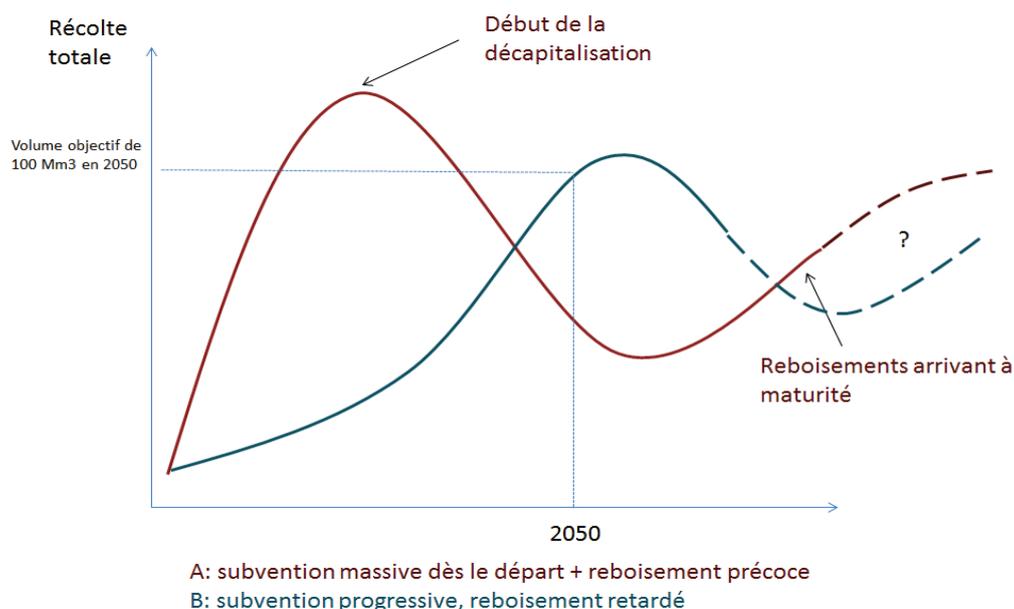
Le [Tableau 14.3](#) présente les récoltes (hv) totales et volumes (vol) en forêt totaux dans les deux scénarios (Extensification et Intensification) sans changement climatique. Ces résultats appellent 2 commentaires généraux :

Premièrement, il apparaît que les 100 Mm³ de récolte souhaités à horizon 2050 dans le scénario « Intensification » ne sont pas atteints sans (1) imposer des niveaux de subventions non réalistes et (2) conduire à une gestion forestière non soutenable dans certaines régions. Le volume forestier récolté à l'horizon 2050 dans ce scénario se situe donc en deçà, à 65,3 Mm³, ce qui correspond à environ +20 Mm³ par rapport au niveau de 2015 dans FFSM. Un premier enseignement, indirect, de ce chiffre est que l'offre de bois est très sensible aux politiques appliquées dans le scénario « Intensification ».

Tableau 14.3: Dynamique forestière (récolte en forêt et volumes en forêt), Mm³

Paramètre	Scénario	2015	2020	2030	2040	2050
volume récolté hV	RCP00_BAS_INT	44.2	51.1	55.3	59	65.3
volume récolté hV	RCP00_BAS_EXT	44.2	44.4	43.7	43.6	43.5
volume forestier	RCP00_BAS_INT	2,680	2,884	3,268	3,647	4,045
volume forestier	RCP00_BAS_EXT	2,680	2,890	3,330	3,771	4,216

Deuxièmement, et cela n'apparaît pas dans les chiffres présentés, FFSM laisse apparaître un arbitrage sur l'utilisation dynamique de la ressource. En effet, une utilisation précocement massive de la ressource à l'aide de niveaux de politiques publiques élevées dès le début de la période conduit à un pic de récolte avant 2050 puis une diminution du stock en forêt comme cela est représenté sur la courbe rouge de la [Figure 14.6](#). Ce pic de récolte précoce présente l'avantage de libérer plus tôt des surfaces à reboiser avec des essences plus productives dont la récolte débute avant 2050. D'un autre côté, une augmentation graduelle des niveaux de politiques publiques (essentiellement subventions) présente l'avantage, outre d'être moins coûteuse sur la période totale, de ne pas décapitaliser le stock trop tôt et de permettre un pic de récolte en 2050 (courbe bleue [Figure 14.6](#)). En revanche cette option présente l'inconvénient de retarder la mise en place d'essences plus productives via le reboisement. Cet arbitrage fait apparaître que le choix de l'horizon temporel est particulièrement important : plus la date où le « pic » de production attendue est lointaine, plus grandes sont les chances de voir ce « pic » de production alimenté par des récoltes issues des essences de reboisement.

**Figure 14.6 (figure non à l'échelle)**

Comme, dans notre modèle, le reboisement ne peut avoir lieu que lorsque les surfaces forestières sont libérées, il est clair que la seule manière d'obtenir un plan de reboisement ambitieux est de récolter plus massivement (et d'aider via une réduction des coûts à l'investissement forestier). Néanmoins, à l'horizon de temps 2050, les peuplements issus des reboisements sont largement immatures et seulement 2.5 Mm³ sur 65.3 proviennent des reboisements malgré un effort de reboisement en 2020 de l'ordre de 65,504 ha (cf. [Tableau 14.4](#)).

Nous choisissons ainsi d'augmenter graduellement les niveaux des politiques afin de maintenir un équilibre entre une augmentation graduelle des surfaces reboisées et le maintien d'un capital permettant un pic de production en 2050, ce qui explique pourquoi les niveaux de récoltes sont croissants sur la période dans le scénario « Intensification » dans le [Tableau 14.4](#). L'option alternative consistant à récolter plus massivement en 2020 n'aurait pas permis d'atteindre un niveau de récolte aussi élevé en 2050 (mais aurait, probablement, conduit à deux pics : l'un avant 2050 alimenté essentiellement par le capital en place, l'autre à plus long terme mais clairement après 2050, alimenté par l'exploitation des peuplements issus du reboisement).

Tableau 14.4: variables de dynamique forestière, Mm³ and ha

Paramètre	forType	Scénario	2015	2020	2030	2040	2050
volume récolté hV	issu du plan de reboisement	RCP00_BAS_INT	0.0	0.0	0.1	0.9	2.5
volume récolté hV	issu du plan de reboisement	RCP00_BAS_EXT	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
volume récolté hV	issu des essences traditionnelles	RCP00_BAS_INT	44.2	51.1	55.2	58.1	62.8
volume récolté hV	issu des essences traditionnelles	RCP00_BAS_EXT	44.2	44.4	43.7	43.6	43.5
Surface de reboisement	plan de reboisement	RCP00_BAS_INT	9,471	50,865	53,856	58,267	65,504
Surface de reboisement	plan de reboisement	RCP00_BAS_EXT	998	418	426	435	441
Surface de reboisement	essences traditionnelles	RCP00_BAS_INT	72,358	37,778	40,455	43,910	47,066
Surface de reboisement	essences traditionnelles	RCP00_BAS_EXT	80,890	81,898	82,458	84,431	86,730
volume forestier	plan de reboisement	RCP00_BAS_INT	0	1	31	130	313
volume forestier	plan de reboisement	RCP00_BAS_EXT	0	0	0	0	0
volume forestier	essences traditionnelles	RCP00_BAS_INT	2,680	2,883	3,237	3,517	3,732
volume forestier	essences traditionnelles	RCP00_BAS_EXT	2,680	2,890	3,330	3,771	4,216

Produits bois récoltés et consommés

Le [Tableau 14.5](#) présente les quantités de produits bois offertes²⁴⁶, consommées²⁴⁷, exportées²⁴⁸ et importées²⁴⁹ en 2015 et les compare avec les mêmes quantités en 2050 dans les scénarios « Intensification » et « Extensification ».

A ce stade, il est important de noter que pour une même année, disons 2015, la somme des volumes des trois produits offerts (74,4 Mm³) est plus importante que le volume récolté en forêt présenté dans le [Tableau 14.3](#). Cela s'explique par le fait que le volume offert est en réalité la somme de 4 volumes: le volume récolté en forêt, le volume récolté dans des structures non forestières (par ex. bocages), la biomasse dont l'origine directe n'est pas forestière (par ex. le recyclage des connexes de scieries pour produire du BIBE) et, enfin, le bois issu d'arbres morts.

Dans le scénario « Intensification », l'effet combiné des subventions à la demande et à l'offre résulte en un niveau d'importation relativement stable et à un doublement des exportations. Que ce soit en des termes absolu ou relatif, les secteurs de la pâte à papier et du bois énergie sont ceux qui présentent les gains les plus importants, en partie du fait des subventions plus élevées simulées pour ces secteurs. Il nous semble important de noter que la consommation aux niveaux tels qu'ils sont rapportés reste compatible avec de faibles niveaux d'importation et une récolte durable sur le territoire français.

Le [Tableau 14.6](#) présente l'ensemble des coûts (présentés avec un signe -) et des surplus des agents économiques. Les coûts augmentent évidemment avec les niveaux des politiques mises en place.

Plus précisément, il apparaît que les politiques les plus coûteuses sont les subventions directes à la consommation, suivies des subventions à la transformation. La subvention à la consommation entraîne ce que l'on appelle un « effet d'aubaine » qui explique une partie de ce coût. L'effet d'aubaine représente les coûts liés aux comportements de consommation subventionnés qui auraient lieu même si une subvention n'était pas mise en place. En effet, dans le cas d'une subvention à la consommation, toute la consommation est subventionnée, et non uniquement la consommation « additionnelle ».

²⁴⁶ Pour les produits primaires, la quantité offerte est la quantité entrant dans la filière en amont, quelle que soit son origine (forestière ou non) et quelle que soit sa destination (industries de transformation domestique ou export). Pour les produits transformés, la quantité offerte est la quantité sortant des industries de transformation domestique (donc hors importation éventuellement).

²⁴⁷ Pour les produits primaires, la quantité consommée est la quantité entrant dans les industries de transformation domestiques. Pour les produits transformés, il s'agit de la demande des industries de seconde transformation, importations incluses.

²⁴⁸ Le modèle FFSM ne permet pas de représenter les exportations de produits transformés.

²⁴⁹ Le modèle FFSM ne permet pas de représenter les importations de produits primaires.

Tableau 14.5: Product balance, Mm³

	Offre	Importation	Cons.	Exportation
2015				
BO feuillu (produit primaire)	6.3	-	5.1	1.2
BO résineux (produit primaire)	21.5	-	20.2	1.2
BIBE (produit primaire)	46.6	-	44.4	2.2
Sciages feuillus (produit transformé)	2.3	0.2	2.4	-
Sciages résineux (produit transformé)	10.7	2.5	13.3	-
panneaux (produit transformé)	5.5	2.0	7.5	-
placages (produit transformé)	0.5	0.3	0.8	-
Pâte à papier (produit transformé)	7.2	3.6	10.9	-
Bois énergie (produit transformé)	25.5	0.1	25.6	-
2050				
RCP00_BAS_INT				
BO feuillu (produit primaire)	9.7	-	7	2.7
BO résineux (produit primaire)	28.2	-	26	2.2
BIBE (produit primaire)	73	-	67.1	5.8
Sciages feuillus (produit transformé)	3.1	0.2	3.3	-
Sciages résineux (produit transformé)	13.8	2.5	16.3	-
panneaux (produit transformé)	7.6	2.2	9.8	-
placages (produit transformé)	0.6	0.3	1.0	-
Pâte à papier (produit transformé)	10.9	3.6	14.5	-
Bois énergie (produit transformé)	39.5	0.0	39.6	-
RCP00_BAS_EXT				
BO feuillu (produit primaire)	6.8	-	5.2	1.6
BO résineux (produit primaire)	22	-	20.5	1.5
BIBE (produit primaire)	48.7	-	45.5	3.2
Sciages feuillus (produit transformé)	2.3	0.2	2.5	-
Sciages résineux (produit transformé)	10.9	2.4	13.3	-
panneaux (produit transformé)	5.5	1.9	7.4	-
placages (produit transformé)	0.5	0.3	0.8	-
Pâte à papier (produit transformé)	7.5	3.5	11.0	-
Bois énergie (produit transformé)	26.1	0.0	26.1	-

En sommant l'ensemble des coûts et les surplus des agents économiques de la filière bois représentés dans FFSM il apparaît que, comparativement au scénario « extensification », le scénario « Intensification » présente, sur l'ensemble de la période considérée, un « coût social » plus important. Pour autant, il permet également d'augmenter les welfares (ou "surplus économiques") des acteurs économiques de la filière bois. Plus exactement, les consommateurs voient leur welfare multiplié par 1.95 et les producteurs par 1.15. Les consommateurs gagnent donc, comparativement, plus que les producteurs à la mise en place de telles politiques. Ce résultat est important du point de vue de l'acceptation politique de telles mesures.

Il faut néanmoins nuancer ce résultat, FFSM est un modèle en équilibre partiel et ne prend pas en considération les rétroactions macroéconomiques pouvant avoir lieu sur d'autres secteurs. En particulier, l'augmentation de la consommation de certains produits bois, notamment le bois-énergie, peut se traduire par une diminution de la consommation d'énergies fossiles par effet de substitution. Cet effet de substitution est a priori plus important dans le scénario INT comparativement au scénario EXT. Or, dans un contexte d'incertitudes sur les prix des énergies fossiles, la substitution de ces dernières par du bois énergie peut se traduire par un gain de welfare supplémentaire. Afin de tester cette hypothèse, il faudrait coupler le modèle FFSM avec un modèle économique en équilibre général représentant explicitement les secteurs énergétiques.

Tableau 14.6: Coûts des politiques, niveau national, Million d'€

	2015	2020	2030	2040	2050
RCP00_BAS_INT					
Coût total des politiques	0	-2,159	-3,424	-4,343	-6,021
Subvention à l'investissement en forêt	0	-23	-24	-27	-30
Subventions à la demande	0	-1,073	-1,523	-2,036	-2,522
Subvention à l'offre	0	-625	-926	-1,279	-1,818
Subvention au transport	0	-5	-10	-10	-17
Subvention à la transformation	0	-434	-941	-990	-1,634
Welfare	7,191	8,986	10,172	11,131	12,644
Welfare des consommateurs de produits de la filière bois	5,314	6,997	8,145	9,059	10,383
Welfare des producteurs de produits de la filière bois	1,877	1,988	2,027	2,072	2,261
Net welfare	7,191	6,826	6,747	6,788	6,622
RCP00_BAS_EXT					
Coût total des politiques	0	0	0	0	0
subvention à l'investissement en forêt	0	0	0	0	0
subventions à la demande	0	0	0	0	0
subvention à l'offre	0	0	0	0	0
subvention au transport	0	0	0	0	0
subvention à la transformation	0	0	0	0	0
Welfare	7,191	7,254	7,306	7,282	7,274
Welfare des consommateurs de produits de la filière bois	5,313	5,583	5,439	5,371	5,305
Welfare des producteurs de produits de la filière bois	1,877	1,871	1,867	1,911	1,968
Net welfare	7,191	7,254	7,306	7,282	7,274

En réalisant la même analyse au niveau régional (cf. [Tableau 14.7](#)), nous observons que le coût social du scénario « Intensification » est plus élevé que celui du scénario « Extensification » dans presque toutes les régions, sauf pour Rhône-Alpes Auvergne et Ile de France Nord Picardie. Ces deux régions sont en effet très peuplées et relativement peu forestières, ce qui conduit à un « gain de surplus » des agents économiques important. A l'inverse, les régions moins peuplées et plus forestières, comme Grand Est et Aquitaine présentent le coût social le plus important.

Tableau 14.7: Coûts des politiques régional Million d'€, 2050

	AlsC haLor	AquP oi	Auv Lim	BasH au	BouF ra	BreP ay	Cen	Cor	IleNor Pic	LanP ro	Mid	Rho
RCP00_BAS_INT												
Policy cost	-1,081	-957	-528	-352	-678	-440	-475	-22	-431	-459	-232	-454
subvention à l'investissement en forêt	-2	-3	-2	-2	-6	-1	-6	0	-2	-3	-1	-6
subventions à la demande	-519	-436	-166	-162	-248	-204	-140	-7	-246	-131	-76	-222
subvention à l'offre	-305	-265	-188	-98	-205	-137	-166	-8	-109	-198	-82	-133
subvention au transport	0	-1	-7	0	-2	0	-2	0	0	-3	-2	0
subvention à la transformation	-255	-252	-165	-90	-218	-98	-161	-6	-74	-125	-70	-92
Welfare	2,334	2,293	940	717	1,291	976	735	40	1,042	764	409	1,063
surplus_cons	1,954	1,933	683	603	1,023	807	550	30	917	550	304	876
surplus_prod	380	360	256	114	268	169	185	9	125	215	105	186
Net welfare	1,253	1,336	412	365	613	536	260	18	611	305	177	609
RCP00_BAS_EXT												
Policy cost	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- subvention à l'investissement en forêt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- subventions à la demande	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- subvention à l'offre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- subvention au transport	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- subvention à la transformation	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Welfare	1,310	1,342	541	410	714	561	490	20	569	491	219	602
- surplus_cons	988	1,042	341	310	503	425	273	15	478	273	147	451
- surplus_prod	322	300	200	100	211	136	217	6	91	218	72	151
Net welfare	1,310	1,342	541	410	714	561	490	20	569	491	219	602

Pour terminer, le [Tableau 14.8](#) permet de comprendre la contribution de chaque instrument politique modélisé dans le scénario « Intensification ». Il apparaît que, les subventions directes sont généralement les plus efficaces pour atteindre les objectifs. Mais elles sont, également, les plus coûteuses.

Il est intéressant de noter que le sous-scénario ACTIVEMGM, dans lequel les comportements des gestionnaires forestiers (taux de gestion active et aversion au risque) sont modifiés sans aide supplémentaire conduit à des niveaux de récolte supplémentaires très faibles. Et ce malgré des surfaces reboisées assez importantes (mais qui portent réellement leurs fruits après l'horizon de temps considéré). Si l'on exclut ce sous-scénario, les politiques qui semblent les plus coûts-efficaces sont les mesures structurelles, les subventions directes souffrant des effets d'aubaine mentionnés ci-dessus.

Tableau 14.8: tableau synthétique (Mm³, ha, Million d'€)

Scénario	Volumes récoltés	Volume forestier	Surface de reboisement annuel	Coûts des politiques	Bien-être	Surplus social net
RCP00_BAS_INT	65.3	4,045	65,504	-6,021	12,644	6,622
RCP00_BAS_INT_ACTIVEMGM	48.0	4,371	51,815	-521	8,036	7,515
RCP00_BAS_INT_ALLPOLICIES	65.2	3,920	48,154	-6,028	12,616	6,589
RCP00_BAS_INT_BASE	48.0	4,250	38,089	-523	8,018	7,495
RCP00_BAS_INT_STRUCTURALPOLICIES	52.9	4,158	41,860	-1,922	8,849	6,927
RCP00_BAS_INT_SUBSIDES	59.2	4,026	43,520	-4,303	11,624	7,321

II.3. Résultats en sortie avec changement climatique: scénarios RCP85_BAS_INT et RCP85_BAS_EXT

Nous simulons ensuite les mêmes scénarios EXT et INT sous climat modifié en tenant compte des modifications des paramètres de dynamique forestière telles que modélisées par MARGOT²⁵⁰. Nous ne présentons pas l'ensemble des résultats des sorties du modèle dans le corps de l'annexe, uniquement les résultats qui nous semblent apporter une information concernant les impacts socio-économiques du changement climatique.

²⁵⁰ Rappelons à ce niveau que, pour les nouvelles essences de reboisement, il n'y a pas de modificateur climatique pour l'accroissement et la mortalité, ces deux paramètres intégrant déjà les effets du changement climatique dans leur valeur de base.

Tableau 14.9: comparaison synthétique des sorties avec et sans changement climatique, Mm³, ha/an, Million d' €, 2050

Scénario	Volumes récoltés	Volume forestier	Surface reboisée avec essences de reboisement	Coûts des politiques	Surplus total	Surplus social
RCP00_BAS_INT	65.3	4,045	65,504	-6,021	12,644	6,622
RCP8.5_BAS_INT	62.6 (-4%)	3,575 (-13%)	68,394 (+4%)	-6,082 (-1%)	12,556 (-0.7%)	6,475 (-2%)
RCP00_BAS_EXT	43.5	4,216	441	0	7,274	7,274
RCP8.5_BAS_EXT	42.5 (-2%)	3,692 (-14%)	931 (+111%)	0 (+0%)	7,255 (-0.3%)	7,255 (-0.3%)

Premièrement il apparaît que le changement climatique ne modifie pas le sens des conclusions issues de la comparaison entre le scénario EXT et le scénario INT. Les résultats sont globalement comparables et, dans tous les cas, la différence entre les scénarios INT et EXT est largement supérieure à la différence entre les deux modalités de climat (00 et 8.5) pour un même scénario (INT ou EXT). Une implication de ce résultat est que, à l'échéance considérée et pour notre secteur forestier national, les conséquences des changements climatiques à venir sont (encore) marginales par rapport aux conséquences des politiques d'orientation de la filière qui peuvent être mises en place.

Plus précisément, dans la modalité RCP8.5, la récolte est réduite et le volume en forêt plus faible que dans la modalité RCP00. Inversement, la surface reboisée avec les essences de reboisement est plus importante. Le premier effet s'explique par une mortalité accrue et une productivité moindre. Le second effet s'explique par une plus grande surface libérée du fait de la modification des paramètres de mortalité et d'accroissement des essences.

Les résultats économiques s'avèrent peu sensibles à la modification du climat telle qu'envisagée ici.

Le [Tableau 14.10](#) montre que le changement climatique favorise le reboisement résineux et défavorise le reboisement feuillu. De plus les résineux comptent pour deux tiers environ du reboisement total dans le scénario « Intensification » alors qu'ils ne comptent que pour moitié dans le scénario « Extensification ».

Tableau 14.10: comparatif essences reboisées avec et sans changement climatique

Essence de reboisement	Scénario	Surface reboisée	Ratio de surface reboisée RCP8.5 / RCP00
Feuillus	RCP86_BAS_INT	37,656	0,936
Feuillus	RCP86_BAS_EXT	38,538	0,990
Conifères	RCP86_BAS_INT	68,347	1,036
Conifères	RCP86_BAS_EXT	37,476	1,028

II.4. Résultats en sortie avec cascade de risques

(i) Hypothèses :

- Nous simulons les impacts d'une cascade de risque (tempête, scolytes et feu) affectant une zone à cheval sur 4 régions [1] (Aquitaine-Poitou ; Auvergne-Limousin ; Bourgogne-France-Comté ; Alsace-Champagne-Lorraine) sous les hypothèses suivantes :
- Le bois d'œuvre BO peut être utilisé durant 2 ans à compter de l'évènement. Le bois d'industrie bois énergie peut être utilisé pendant 4 ans.
- Au-delà de ces durées, le bois est supposé non utilisable et son carbone constitutif oxydé en forêt.
- En deçà de ces durées, le bois chablis, volis, scolyté ou brûlé est considéré comme un substitut parfait au bois vert. En particulier nous faisons l'hypothèse que l'élasticité de l'offre par rapport au stock est la même pour ces produits et pour le bois vert. De fait les propriétaires/gestionnaires forestiers n'ont pas d'incitation à offrir le bois impacté par les aléas en priorité. Une conséquence est que l'économie du secteur n'est impactée qu'à travers l'effet « stock » et pas à travers l'effet prix.
- L'évènement a lieu en 2027 en une seule fois
- Les volumes de volis et de chablis par classe de diamètre et groupes d'essences (feuillus/résineux) sont fournis par l'IGN, de même qu'une carte de répartition des dommages.
- Nous répartissons ensuite ces volumes afin de (a) inclure les mélanges feuillus/résineux et (b) les désagréger régionalement. Pour cela nous pondérons en fonction de (1) les volumes de chaque classe de diamètres pour chaque groupe d'essences donnés par FFMS pour l'année 2027 et (2) en utilisant la part de surface forestière attribuée à chaque groupe d'essences pour chaque région impliquée dans l'évènement (en utilisant corine land cover and la carte des dommages fournie par l'IGN).
- Cette procédure est appliquée de la même manière pour les incendies et les scolytes. Une fois que l'on a le volume de bois endommagé par la cascade tempête+scolytes+incendies par groupes d'essences, classes de diamètre et région, nous utilisons le volume de bois sur pied modélisé par FFMS pour l'année 2027 afin d'en déduire le taux de mortalité additionnelle à appliquer. Au final, le taux de mortalité que nous appliquons en 2027 est ce taux de mortalité additionnelle + le taux de mortalité de « fond ».

(ii) Volumes de bois retenus:**Tableau 14.11 : volumes de bois issus de la crise**

Chablis	feuillus	conifères	mélange	Volume forestier total
AlsChaLor	2,04	18,40	5,73	26,17
AquPoi	4,56	8,55	2,39	15,50
AuvLim	4,01	25,70	2,00	31,71
BouFra	20,50	6,14	1,72	28,36
Total	31,11	58,78	11,85	101,74
Volis	Feuillus	conifères	mélange	Volume forestier total
AlsChaLor	2,51	7,72	4,03	14,26
AquPoi	5,85	3,60	1,68	11,14
AuvLim	5,06	10,89	1,42	17,37
BouFra	25,68	2,59	1,20	29,47
Total	39,10	24,80	8,33	72,23
Scolytes	feuillus	conifères	mélange	Volume forestier total
AlsChaLor	0,00	0,71	0,14	0,86
AquPoi	0,00	0,33	0,06	0,39
AuvLim	0,00	0,99	0,05	1,04
BouFra	0,00	0,24	0,04	0,28
Total	0,00	2,27	0,30	2,57
Incendies	feuillus	conifères	mélange	Volume forestier total
AlsChaLor	0,00	0,00	0,00	0,00
AquPoi	3,60	2,06	1,74	7,40
AuvLim	0,00	0,00	0,00	0,00
BouFra	15,18	0,20	0,22	15,60
Total	18,78	2,26	1,96	23,01
TOTAL	feuillus	conifères	mélange	Volume forestier total
AlsChaLor	4,55	26,83	9,91	41,28
AquPoi	14,02	14,54	5,88	34,43
AuvLim	9,07	37,58	3,47	50,12
BouFra	61,36	9,17	3,19	73,71
Total	89,00	88,11	22,44	199,55

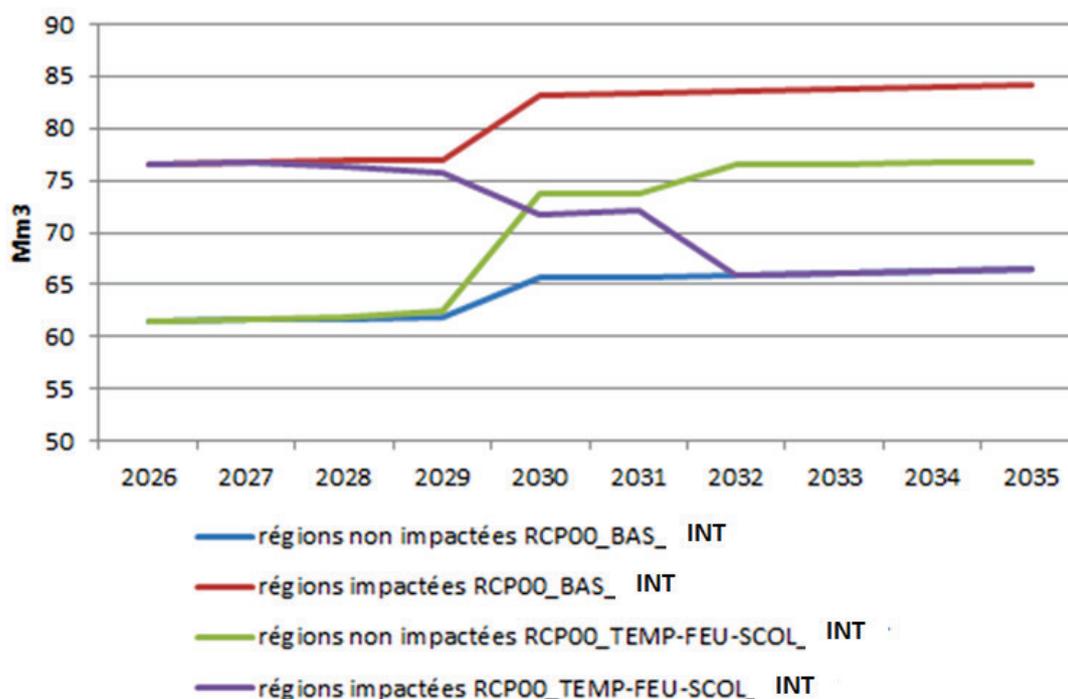
Le dernier paramètre que nous calculons est le taux de bois endommagé par la cascade de risques pouvant intégrer le marché. Ce bois n'est pas nécessairement offert sur le marché puisque l'offre, dans FFSM, est endogène et dépend du calcul de l'équilibre économique. Pour calculer ce coefficient nous nous basons sur les chiffres discutés avec le groupe d'expert que nous pondérons par les volumes de bois endommagés par type de dommage :

Tableau 14.12 : taux de bois endommagé par la cascade de risques pouvant intégrer le marché

	Feuillus	Conifères	Mélange
Scénarios INT			
AlsChaLor	0,81	0,92	0,88
AquPoi	0,78	0,89	0,82
AuvLim	0,81	0,92	0,88
BouFra	0,78	0,92	0,86
Scénario EXT			
AlsChaLor	0,67	0,78	0,73
AquPoi	0,60	0,73	0,63
AuvLim	0,67	0,78	0,72
BouFra	0,60	0,77	0,70

(iii) Résultats**Récolte dans régions affectées et dans régions non affectées:**

Nous considérons 2 régions non impactées et proches des zones impactées: Centre et Rhône-Alpes et nous comparons l'évolution des indicateurs de récolte entre ces deux régions et les 4 régions impactées. Cela permet d'explorer la propagation des effets de la tempête notamment à travers les effets de substitution de la récolte. Nous comparons uniquement dans le cas du scénario « Intensification » afin de ne pas complexifier (les résultats sont similaires dans le cas du scénario « Extensification »).

**Figure 14.7 : évolution de la récolte totale (bois vert + bois endommagé) dans le scénario d'intensification**

Sans cascade de risque, la récolte augmente dans toutes les régions sur la période considérée ici (2026-2035). L'augmentation visible en 2030 matérialise un palier dans la mise en place progressive des subventions du scénario « Intensification ». Dans le scénario avec cascade de risque, il apparaît que la récolte totale dans les régions impactées diminue à partir de 2030, soit deux ans après que l'événement soit survenu. Ce laps de temps est lié à l'hypothèse que nous avons faite sur la durée d'utilisation des bois endommagés en forêt. Le BO ne peut en effet être utilisé que pendant 2 ans, le BIBE pendant 4 ans. Au-delà de ce laps de temps, il est perdu. Dans la pratique, il est probable que le propriétaire/gestionnaire forestier écoule les bois endommagés en priorité, voire mette en place des stratégies de stockage afin de pouvoir l'écouler plus tard, ce qui se traduirait par une dynamique de récolte différente²⁵¹. Néanmoins, ces comportements sont en général soutenus par la mise en place d'un plan d'aide. La situation que nous simulons est un cas limite, mais pas nécessairement irréaliste, dans lequel le propriétaire/gestionnaire forestier ne met pas en place de stratégies d'anticipation (il est "myope") pour des raisons financières (l'Etat se désengage et aucun plan d'aide n'est mis en place) ou des raisons économiques liées à l'engorgement du marché.

De manière symétrique et par effet de "vases communicants", la récolte augmente dans les régions frontalières non impactées qui "bénéficient" de la survenue de l'événement (cf. Figure 14.7). A ce niveau c'est l'effet baisse du stock dans les régions impactées qui se traduit par une augmentation de la récolte dans les régions non impactées. L'effet prix lui est presque indétectable, les bois endommagés étant supposés être des substituts parfaits aux bois verts, ils sont échangés au même prix ce qui ne traduit pas de "préférence" pour l'un ou l'autre.

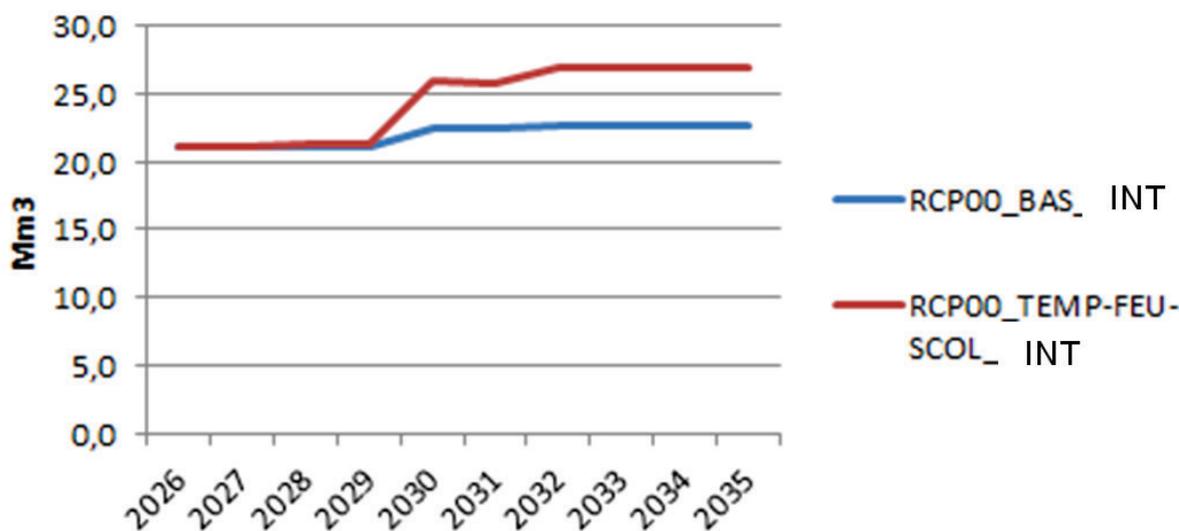


Figure 14.8 : récolte de bois vert dans les régions non impactées dans le scénario intensification

²⁵¹ Voir notamment Caurla et al. (2015) qui simulent, avec FFSM, les impacts de scénarios de plan chablis alternatifs consécutifs à la tempête Klaus:

Caurla, S., Garcia, S., Niedzwiedz, A. (2015) "Store or export? An economic evaluation of financial compensation to forest sector after windstorm. The case of Hurricane Klaus". Forest Policy and Economics, 61: 30-38.

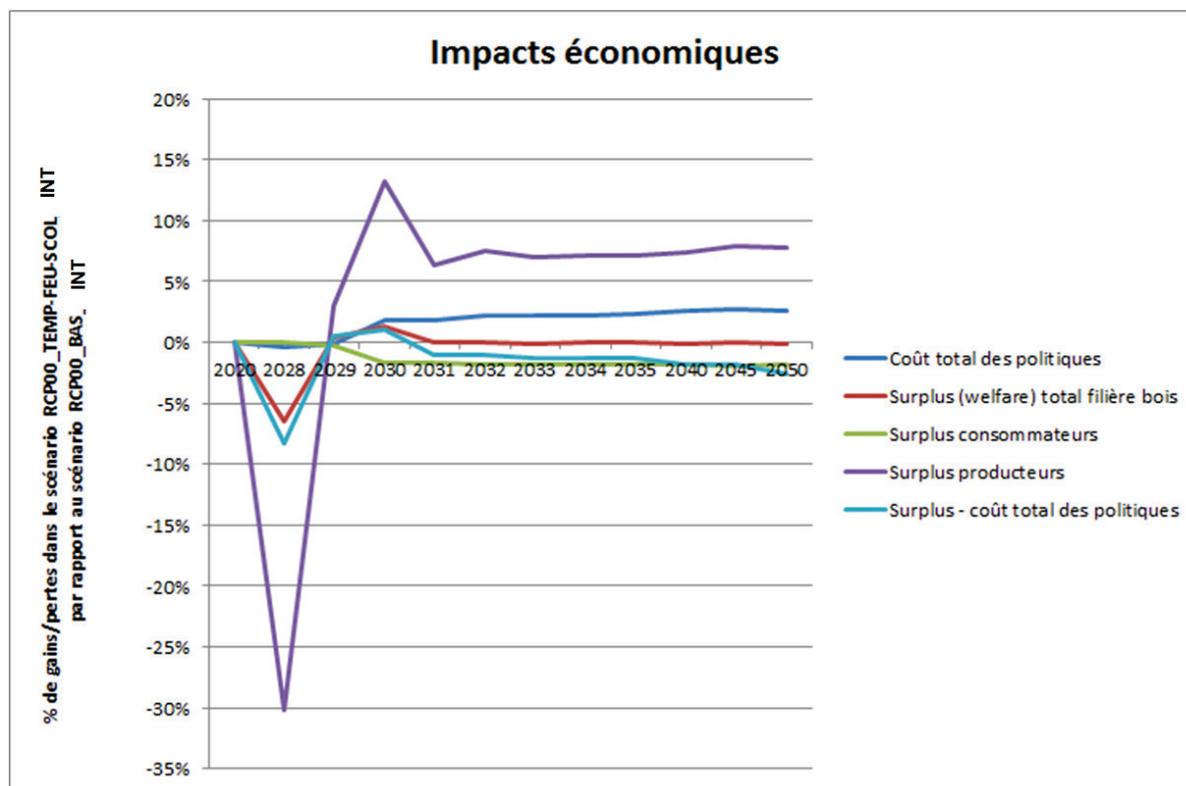
Impacts économique de la cascade de risques:

Figure 14.9: différences entre scénarios RCP00_TEMP-FEU-SCOL_X et RCP00_BAS_X au niveau national

La Figure 14.9 montre qu'au niveau national, le surplus net des coûts des politiques (courbe bleu clair) accuse dans un premier temps une baisse due à la tempête puis, par effet rebond, un gain transitoire autour de 2030. A partir de 2031 et jusqu'à la fin des simulations, le scénario avec tempête présente un surplus social net plus faible que son équivalent sans tempête. Cette évolution est la résultante de plusieurs effets tous directement ou indirectement liés à la baisse du stock de bois dans les régions impactées par la cascade de risques.

Dans les régions impactées: le stock de bois diminue, ce qui se traduit par une baisse de l'offre et une hausse des prix des produits primaires. Cette hausse des prix des produits primaires se propage aux autres régions et a pour effet d'augmenter l'offre dans les régions non directement impactées. Dans l'ensemble la cascade de risque se traduit donc, en amont, par un gain dans le surplus du producteur (du fait de l'effet prix qui contrebalance l'effet stock dans les régions impactées et du fait du report de l'offre et de la hausse des prix dans les régions non impactées).

La hausse des prix en amont se propage en aval dans le modèle, et conduit à une hausse des prix des produits transformés. Ce qui conduit à une baisse de la demande pour ces produits. Le surplus des consommateurs diminue ainsi dans le scénario avec tempête par rapport à son équivalent sans tempête.

La hausse des politiques conduit également à une hausse du coût des politiques (calculées dans le modèle comme un taux appliqué aux prix et aux coûts).

Comment expliquer l'effet rebond en 2030? Le modèle est un modèle récursif. Les fonctions d'offre et de demande sont établies de manière à ce que l'offre à l'année t dépende de l'offre en t-1 et des prix à l'année t et t-1.

Tableau 14.13: Impacts économiques dans régions directement impactées par la tempête et dans régions voisines

	2028-2029			2030-2031			2032-2036		
	Régions impactées	Régions non impactées	Nat	Régions impactées	Régions non impactées	Nat	Régions impactées	Régions non impactées	Nat
RCP00_TEMP-FEU-SCOL_INT									
Coût total des politiques	0,0%	0,4%	-0,3%	-0,4%	4,3%	1,9%	-0,9%	5,6%	2,2%
Surplus (welfare) total filière bois	-5,7%	0,1%	-3,0%	-0,1%	1,5%	0,6%	-1,5%	1,7%	0,0%
Surplus consommateurs	-0,2%	-0,1%	-0,1%	-2,0%	-1,2%	1,7%	-2,2%	-1,4%	-1,8%
Surplus producteurs	-27,3%	0,8%	13,7%	7,9%	11,7%	9,7%	1,5%	13,4%	7,2%
Surplus total des politiques	-7,1%	0,0%	-3,9%	0,0%	-0,1%	0,0%	-1,8%	-0,4%	-1,2%
RCP00_TEMP-FEU-SCOL_EXT									
Coût total des politiques	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Surplus (welfare) total filière bois	-6,4%	0,3%	-3,3%	0,0%	2,3%	1,0%	-1,4%	2,6%	0,4%
Surplus consommateurs	-0,6%	-0,3%	-0,5%	-2,4%	-1,3%	1,9%	-2,6%	-1,5%	-2,1%
Surplus producteurs	-24,5%	2,1%	11,5%	7,5%	12,0%	9,7%	2,2%	13,5%	7,7%
Surplus - coût total des politiques	-6,4%	0,3%	-3,3%	0,0%	2,3%	1,0%	-1,4%	2,6%	0,4%

[1] La surface impactée est celle définie par le groupe de travail sur les crises



INRA

SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise Scientifique, à la Prospective et aux Etudes

147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : + 33 1 42 75 94 90
Fax : + 33 1 42 75 91 72
www.inra.fr

