HAL open science

# Modélisation de la filière forêt-bois françaiseÉvaluation des impacts des politiques climatiques

Sylvain Caurla

▶ To cite this version:

Sylvain Caurla. Modélisation de la filière forêt-bois françaiseÉvaluation des impacts des politiques climatiques. Economies et finances. AgroParisTech, 2012. Français. NNT : 2012AGPT0006 . pastel-00772255

HAL Id: pastel-00772255

https://pastel.hal.science/pastel-00772255

Submitted on 10 Jan 2013

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

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

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

AgroParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY FOR LIFE, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES

Ecole Doctorale ABIES
Agriculture Agriculture Alimentation Food Biologie Biology Environnement Environment Santé Health

# Doctorat ParisTech

# THÈSE

**pour obtenir le grade de docteur délivré par**

## L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

## (AgroParisTech)

**Spécialité : Sciences Économiques**

*présentée et soutenue publiquement par*

**Sylvain CAURLA**

le 27 janvier 2012

# Modélisation de la filière forêt-bois française

# Évaluation des impacts des politiques climatiques

Directeur de thèse : **Franck LECOCQ**

**Jury**

| | |
|---|---|
| **M. Jean-François DHÔTE,** Chef du département recherche et développement, ONF | Examinateur |
| **M. Jean-Charles HOURCADE**, Directeur de recherche CNRS, Directeur d'étude EHESS | Rapporteur |
| **M. Pierre-Alain JAYET**, Directeur de recherche, INRA | Examinateur |
| **Mme Maarit KALLIO**, Senior Researcher, METLA | Rapporteur |
| **M. Franck LECOCQ**, Ingénieur en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts | Directeur de thèse |

**AgroParisTech**
**Laboratoire d'Économie Forestière UMR 356 INRA-AgroParisTech**
14 rue Girardet CS 14216 F-54042 Nancy Cedex

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

AgroParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY FOR LIFE, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES

Ecole Doctorale ABIES
Agriculture Agriculture Alimentation Food Biologie Biology Environnement Environment Santé Health

# Doctorat ParisTech

# THÈSE

**pour obtenir le grade de docteur délivré par**

## L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

## (AgroParisTech)

**Spécialité : Sciences Économiques**

*présentée et soutenue publiquement par*

**Sylvain CAURLA**

le 27 janvier 2012

# Modélisation de la filière forêt-bois française

# Évaluation des impacts des politiques climatiques

Directeur de thèse : **Franck LECOCQ**

**Jury**

| | |
|---|---|
| **M. Jean-François DHÔTE,** Chef du département recherche et développement, ONF | Examinateur |
| **M. Jean-Charles HOURCADE**, Directeur de recherche CNRS, Directeur d'étude EHESS | Rapporteur |
| **M. Pierre-Alain JAYET**, Directeur de recherche, INRA | Examinateur |
| **Mme Maarit KALLIO**, Senior Researcher, METLA | Rapporteur |
| **M. Franck LECOCQ**, Ingénieur en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts | Directeur de thèse |

**AgroParisTech**
**Laboratoire d'Économie Forestière UMR 356 INRA-AgroParisTech**
14 rue Girardet CS 14216 F-54042 Nancy Cedex

# Remerciements

Je remercie tout d'abord l'Office National des Forêts et la Région Lorraine d'avoir soutenu financièrement ce projet.

J'adresse mes sincères remerciements à Jean-Charles Hourcade et Maarit Kallio pour avoir accepté de rapporter cette thèse. Je remercie Jean-François Dhôte et Pierre-Alain Jayet de se joindre à eux pour l'évaluer.

J'assume l'entière responsabilité des vues exprimées dans cette thèse. Toutefois, le développement du modèle a fait l'objet d'un travail collectif impliquant de nombreux collaborateurs auxquels je souhaite ici témoigner ma reconnaissance.

Celle-ci va en tout premier lieu à Franck Lecocq, mon directeur de thèse. Il est l'instigateur de ce projet et en a assuré un encadrement exemplaire grâce à un savant dosage de liberté intellectuelle et de rigueur scientifique. Son enthousiasme et sa disponibilité n'ont eu d'égales que son exigence et son implication durant ces trois années. Puisse cette thèse lui fournir quelques sources de satisfaction.

Je dois beaucoup à Philippe Delacote et Ahmed Barkaoui, mes collègues de l'équipe modélisation du LEF. Je remercie Philippe pour ses intuitions avisées lors du développement théorique de FFSM et pour sa perspicacité dans l'interprétation des résultats. Je remercie Ahmed pour son soutien précieux durant les phases de calibrage et de numérisation du modèle.

Le développement de FFSM a également bénéficié des travaux des stages d'Alexandre Sauquet et de Julien Barthès. Je remercie Alexandre pour l'estimation économétrique des élasticités d'Armington et Julien pour son travail considérable sur la taxe carbone, dont les résultats sont partiellement repris dans le chapitre 6 de cette thèse.

La construction du module « ressource » de FFSM a été rendu possible par une collaboration fructueuse avec l'IFN et le Lerfob. Je remercie ici Hélène Chevalier et Antoine Colin de l'IFN et Holger Wernsdörfer, Jean-Daniel Bontemps et Meriem Fournier du Lerfob pour leur contribution essentielle dans ce projet. Je remercie en outre Hélène Chevalier et Antoine Colin pour l'imposant travail de calibrage des paramètres de ce module.

Je suis reconnaissant à Anne Stenger et à toute l'équipe du LEF de m'avoir accueilli dans un laboratoire où il fait bon travailler. Merci à Ophélie Darses, Éric Kéré et Nicolas Robert, mes trois compagnons de thèse, pour leur soutien durant ces trois ans. Je leur souhaite bon courage pour la suite !

Un grand merci à Marielle Brunette, Hélène Chevalier, Ophélie Darses, Valentin Le Tellier, Éléonore Loiseau, Hélène Moreau et Nicolas Robert pour leurs relectures attentives.

Enfin, je remercie mes sœurs, mes parents et grands-parents pour leur bienveillance, pour avoir su cultiver ma curiosité et pour m'avoir transmis le goût de l'effort. Je remercie chaleureusement mes amis qui m'ont accompagné et soutenu durant ces trois ans. Ils ont été une bouffée d'oxygène et une source de réconfort inestimable. *Last but not least*, merci à Jamal pour sa patience, que j'admire, et son soutien indéfectible depuis le début de ce projet.

# Table des matières

**Introduction** **19**

**1 Le rôle de la filière forêt-bois dans les politiques climatiques : deux leviers d'atténuation** **31**

1.1 Mise en évidence physique des deux leviers d'atténuation . . . . . 34

1.1.1 Un aperçu du cycle global du carbone . . . . . 34

1.1.2 Comptabilité des flux de carbone entre l'atmosphère, le réservoir terrestre et le réservoir fossile . . . . . 38

1.1.3 Chaque niveau d'analyse définit une option d'atténuation . . . . . 44

1.2 Potentiel économique d'atténuation du levier séquestration en forêt et du levier substitution énergétique . . . . . 50

1.2.1 Coûts de réduction des émissions : métriques et modes de calcul . . 50

1.2.2 Estimations pour le levier séquestration en forêt . . . . . 54

1.2.3 Estimations pour le levier substitution énergétique . . . . . 56

1.2.4 Conclusion : le potentiel d'atténuation du levier séquestration est globalement plus important que le potentiel du levier substitution . 58

1.3 Historique du recours aux deux leviers d'atténuation dans les politiques climatiques de la filière forêt-bois . . . . . 59

1.3.1 La forêt dans les politiques climatiques internationales . . . . . 59

1.3.2 Déterminants de la situation actuelle . . . . . 62

1.3.3 Conséquences à l'échelle française . . . . . 63

1.3.4 Quels critères pour évaluer les politiques climatiques ? . . . . . 65

1.4 Conclusion . . . . . 66

**I Modéliser la filière forêt-bois française** **73**

**2 Les modèles de secteur forestier : fondements historiques, état de l'art et classification** **75**

2.1 Les modèles de secteur forestier : état de l'art et classification . . . . . 78

2.1.1 Recensement des modèles et critères de classification . . . . . 78

2.1.2 Quatre grandes familles de modèles . . . . . 83

2.2 Une histoire de la modélisation de secteur forestier . . . . . 86
2.2.1 Les fondements anciens de la modélisation de l'offre optimale de bois 86
2.2.2 Des méthodes conjoncturelles aux *gap analysis* et à la prévision . . . 87
2.2.3 De nouveaux paradigmes de modélisation : des années 1950 aux années 1980 . . . . . 88
2.2.4 Les tendances de modélisation récentes . . . . . 93
2.3 Conclusion . . . . . 95

**3 Modéliser l'équilibre économique dans FFSM 1.0. 105**
3.1 Le comportement économique des agents dans FFSM . . . . . 109
3.1.1 Substituabilité imparfaite entre biens domestiques et biens étrangers 109
3.1.2 Fonctions de demande de produits composites . . . . . 115
3.1.3 Fonctions d'offre de produits composites . . . . . 119
3.1.4 Représentation de la transformation des produits primaires en produits transformés . . . . . 120
3.2 Calcul de l'équilibre économique statique dans FFSM . . . . . 121
3.2.1 Du modèle de Samuelson à FFSM . . . . . 121
3.2.2 Résolution analytique de l'équilibre . . . . . 122
3.3 Conclusion . . . . . 126

**4 La dynamique temporelle dans FFSM : une approche récursive et modulaire 129**
4.1 Le module ressource : structure et liens avec le module économique . . . . . 133
4.1.1 Offre de produits $w$ et stock disponible en forêt : éléments de traduction entre filière et ressource . . . . . 134
4.1.2 Un module désagrégé en domaines d'étude . . . . . 135
4.1.3 Représentation de la dynamique de chaque domaine d'étude . . . . . 137
4.1.4 Description du stock de bois disponible pour la filière $w$ et répartition *ex-post* de la récolte dans les domaines d'étude . . . . . 140
4.2 Année de référence et calibrage . . . . . 142
4.2.1 Première étape : calibrage de la ressource pour l'année initiale . . . 142
4.2.2 Seconde étape : calibrage des variables économiques pour l'année initiale . . . . . 143
4.3 Ajustement de l'offre en fonction de la dynamique de la ressource . . . . . 145
4.4 Conclusion . . . . . 149

**II La filière forêt-bois au sein de la stratégie climatique française 153**

**5 Substitution énergétique ou séquestration du carbone en forêt ? Les enjeux environnementaux et économiques du choix du levier d'action 155**

5.1 Présentation des deux politiques . . . . . 159
5.1.1 Subvention à la consommation de bois-énergie . . . . . 159
5.1.2 Subvention à la séquestration en forêt . . . . . 160
5.1.3 Combinaison des deux subventions . . . . . 161
5.2 Résultats des simulations . . . . . 162
5.2.1 Bilans environnementaux des scénarios . . . . . 162
5.2.2 Bilans économiques des scénarios . . . . . 167
5.3 Coûts d'atténuation . . . . . 169
5.4 Discussion des résultats . . . . . 172
5.5 Conclusion . . . . . 177

**6 Conséquences économiques d'une taxe carbone intersectorielle sur la filière forêt-bois 181**
6.1 La taxe carbone au cœur de la négociation d'une nouvelle fiscalité environnementale . . . . . 184
6.1.1 De la valeur théorique à la valeur négociée : filtre scientifique et filtre idéologique . . . . . 185
6.1.2 Dividende faible ou fort : les déterminants d'une controverse . . . . 188
6.2 Modéliser les effets d'une taxe dans FFSM . . . . . 190
6.2.1 Représentation de la compétition dans FFSM et choix des marchés considérés . . . . . 190
6.2.2 Canaux de transmission du signal prix de la taxe à l'économie de la filière . . . . . 192
6.2.3 Calcul des émissions pour chaque produit et chaque processus . . . . 195
6.3 Modifications des flux et des niveaux de production : étude des effets de la taxe dans une filière forêt-bois isolée . . . . . 198
6.3.1 Conséquences au niveau national . . . . . 198
6.3.2 Conséquences sur les échanges interrégionaux . . . . . 200
6.4 Analyse des substitutions intersectorielles . . . . . 204
6.4.1 Effets sur la production . . . . . 204
6.4.2 Conséquences sur la consommation de bois-énergie et comparaison avec le chapitre 5 . . . . . 207
6.4.3 Effet d'une modification de l'assiette de la taxe . . . . . 207
6.5 Conclusion . . . . . 209

**7 Conséquences des politiques de mobilisation de bois-énergie en France 213**
7.1 Le bois-énergie en France : état des lieux . . . . . 216
7.1.1 Aspects économiques et environnementaux de l'utilisation de bois pour la production d'énergie . . . . . 216
7.1.2 Le bois-énergie : un élément central dans la réponse nationale aux objectifs communautaires en matière d'énergie renouvelable . . . . . 222

7.1.3 Les plans de mobilisation modifient les flux de produits bois-énergie 226
7.1.4 Conclusion de la section . . . . . 228
7.2 Modéliser la mobilisation supplémentaire de bois-énergie forestier dans FFSM 229
7.3 Politiques de mobilisation et stock forestier : dynamique de la ressource et tensions économiques . . . . . 232
7.3.1 Imposer une disponibilité supplémentaire limitée dans FFSM . . . . 233
7.3.2 Impacts des politiques sur la dynamique des niveaux de ressource . . 234
7.3.3 Transmission des tensions sur la ressource à l'économie de la filière . 242
7.3.4 Conclusion de la section . . . . . 244
7.4 Impacts économiques sur la filière bois . . . . . 244
7.4.1 Impacts des politiques sur l'économie de la filière BIBE . . . . . 245
7.4.2 Politiques de mobilisation et balance commerciale . . . . . 249
7.4.3 Impacts des politiques de mobilisation de bois-énergie sur la filière bois d'œuvre . . . . . 250
7.4.4 Conclusion de la section . . . . . 251
7.5 Coûts des politiques . . . . . 252
7.6 Conclusion . . . . . 256

**8 Réflexions sur la signification des résultats de FFSM 261**
8.1 Nature de l'information contenue dans FFSM . . . . . 263
8.1.1 FFSM est une représentation intelligible de deux systèmes complexes 263
8.1.2 FFSM synthétise trois niveaux d'information . . . . . 264
8.2 De la manière de présenter les résultats de FFSM . . . . . 265
8.2.1 Le résultat de FFSM comme indicateur du fonctionnement d'un système . . . . . 266
8.2.2 Le modélisateur face à un double défi pour la présentation des résultats 270
8.3 Des liens entre le modèle et la réalité qu'il représente . . . . . 272
8.3.1 Le résultat de FFSM : un résultat scientifique *fondamentalement* différent d'une opinion d'expert . . . . . 272
8.3.2 Validation relative des résultats de FFSM . . . . . 273
8.3.3 FFSM dans le débat sur le fonctionnement réel de l'économie : l'exemple de la représentation des anticipations . . . . . 275
8.3.4 L'évaluation comme principe de connaissance du modèle . . . . . 277
8.4 Conclusion . . . . . 280

**Conclusion générale 283**

**III Annexes 293**

**A Calibrage des paramètres de FFSM 295**

A.1 Minimisation des coûts de production sous contrainte de production . . . . 297
A.2 Élasticités . . . . . 298
A.3 Coefficients input-output ($a_{p,w}$) . . . . . 299
A.4 Coûts de production ($c_p$) . . . . . 299
A.5 Coûts de transport unitaires pour les produits $w$ ($C_{w,i,j}$) . . . . . 300
A.6 Coûts de transport unitaires pour les produits $p$ ($C_{p,i,j}$) . . . . . 301
A.7 Productions régionales de produits $p$ et de produits $w$ . . . . . 302
A.8 Prix domestiques dans FFSM . . . . . 303
A.9 Prix internationaux dans FFSM . . . . . 303
A.10 Prise en compte des rémanents d'exploitation de BOF et BOR dans l'offre de BIBE . . . . . 303

**B Résolution analytique de l'équilibre économique statique dans FFSM 307**
B.1 Programme de maximisation et conditions de premier ordre . . . . . 309
B.1.1 Hypothèses générales . . . . . 309
B.1.2 Le Lagrangien . . . . . 310
B.1.3 Système associé et conditions de premier ordre . . . . . 312
B.2 Solution du système . . . . . 316
B.2.1 Cas 1 : $P_{p,i} > 0$ et $P_{w,i} > 0$ . . . . . 316
B.2.2 Cas 2 : $P_{p,i} = 0$ et/ou $P_{w,i} = 0$ . . . . . 319
B.3 Implications pour le transformateur et les agents d'échange . . . . . 320
B.3.1 Transformateur . . . . . 320
B.3.2 Agents d'échange . . . . . 320
B.3.3 Conclusion . . . . . 321
B.4 Appendices : calculs et démonstrations . . . . . 321
B.4.1 La fonction de *net social pay-off* de Samuelson . . . . . 321
B.4.2 Les contraintes de non négativité . . . . . 323
B.4.3 Expression de $\lambda_5$ en fonction de $\lambda_7$ . . . . . 324
B.4.4 $A < 0$ . . . . . 325

**C Calcul de la consommation supplémentaire théorique de bois-énergie induite par les plans nationaux de mobilisation 329**
C.1 Équivalences entre unités énergétiques et unités volumiques et massiques de bois . . . . . 331
C.2 Calcul des objectifs des différents plans d'approvisionnement . . . . . 331
C.2.1 Équivalence entre la puissance d'une installation et la consommation de combustible . . . . . 331
C.2.2 Description des politiques de mobilisation . . . . . 332
C.2.3 Conséquences : les objectifs de mobilisation supplémentaires entre 2004 et 2010 . . . . . 334

**D Paramètres utilisés dans le chapitre 6** **341**
D.1 Élasticités prix croisées . . . . . 342
D.2 Prix des produits non-bois . . . . . 343
D.3 Coefficients *input-output* pour les produits de deuxième transformation . . . 344

**E Calcul théorique de la valeur du carbone** **347**

**F Code GAMS** **359**

**G Régions françaises** **373**

**Bibliographie générale** **377**

# Liste des tableaux


1 Articles tirés de la thèse et contribution de l'auteur de cette thèse. . . . . 27

1.1 Durée de vie apparente des produits dans la filière bois . . . . . 46
1.2 Coefficients de substitution du bois-énergie . . . . . 48
1.3 Coûts de réduction des émissions . . . . . 53
1.4 Potentiels d'atténuation du levier séquestration . . . . . 55
1.5 Potentiels d'atténuation technique du levier substitution énergétique . . . . 57
1.6 Potentiels globaux et français des leviers séquestration en forêt et substitution énergétique . . . . . 58

2.1 Modèles économiques de secteur forestier recensés dans la littérature. . . . . 79
2.2 Description des modèles recensés en fonction de la nature de l'équilibre, de la résolution géographique et de la nature de la dynamique. . . . . 82

4.1 Répartition du bois sur pied forestier entre les produits bruts $w$. . . . . 141

5.1 Bilan économique . . . . . 167
5.2 Effet du rebond de croissance sur le stock de carbone . . . . . 176

6.1 Valeurs de la tonne de $CO_2$ en €/t$CO_2$ calculées par les trois modèles utilisés dans (Quinet, 2009). . . . . 186
6.2 Émissions des transports des produits non-bois . . . . . 196
6.3 Émissions des transports des produits bois . . . . . 196
6.4 Émissions de $CO_2$ lors des différents processus de transformation des produits bois . . . . . 197

7.1 Caractéristiques physiques des six principales formes de combustible bois-énergie. . . . . 218
7.2 Prix des six principales formes de combustible bois-énergie. . . . . 219
7.3 Comparaison des prix des combustibles bois et des combustibles fossiles . . 219
7.4 Quatre types de pollution générée par les combustibles bois et non-bois . . 221
7.5 Quantités mobilisées par les programmes bois-énergie . . . . . 226
7.6 Taux de variation du niveau de disponibilité du stock entre 2019 et 2020 . . 235
7.7 Effet de la disponibilité initiale sur le prix des pâtes . . . . . 243

7.8 Synthèse des impacts des trois politiques considérées. . . . . 257

8.1 Trois niveaux d'information dans les deux modules de FFSM. . . . . 264
8.2 Typologie des résultats des chapitres 5, 6 et 7. . . . . 268
8.3 Répartition de l'offre de chablis entre BOR et BIBE . . . . . 279
8.4 Comparaison de l'augmentation de la consommation de bois-énergie dans les chapitres 5, 6 et 7. . . . . 289

A.1 Élasticités de substitution dans la littérature . . . . . 298
A.2 Élasticités dans FFSM . . . . . 299
A.3 Coefficients input-output . . . . . 299
A.4 Coûts de transformation . . . . . 300
A.5 Productions régionales pour l'année 2006 . . . . . 302
A.6 Prix domestiques pour l'année 2006 . . . . . 303
A.7 Prix internationaux pour l'année 2006 . . . . . 303

C.1 Équivalences entre unités . . . . . 331
C.2 Approvisionnement total par type de combustible pour les projets CRE1. . 332
C.3 Approvisionnement par type de combustible et par unité de puissance des projets pour les projets CRE1. . . . . 332
C.4 Détail des consommations par type de produit bois et équivalents en $m^3$ bois rond pour le programme bois-énergie 2000-2006. . . . . 335
C.5 Détail des consommations par type de produit bois et équivalents en $m^3$ bois rond pour le programme bois-énergie 2007-2010. . . . . 335
C.6 Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE1. . . . . 336
C.7 Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE2. . . . . 336
C.8 Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE 3. . . . . 336
C.9 Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets selectionnés BCIAT 2009. . . . . 337
C.10 Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets selectionnés BCIAT 2010. . . . . 337
C.11 Volumes totaux théoriquement mobilisés par les différents projets (en tep/an) 339

D.1 Élasticités croisées $\epsilon_{p,s}$. . . . . 343
D.2 Prix des produits non-bois . . . . . 343
D.3 Coefficients *input-output* pour les produits de deuxième transformation . . . 344

# Table des figures


1 Filière forêt-bois française . . . . . 23
2 Mise en évidence de l'apport des trois chapitres de la partie 2 pour répondre à la problématique . . . . . 25

1.1 Cycle simplifié du carbone . . . . . 35
1.2 Nature des flux de carbone entre le réservoir atmosphère, le réservoir terrestre et le réservoir fossile. . . . . 39
1.3 Mise en évidence des deux leviers d'atténuation de la filière . . . . . 49
1.4 Métrique des coûts de réduction des émissions . . . . . 51
1.5 Prise en compte du potentiel d'atténuation de la filière forêt-bois par différents systèmes actuels . . . . . 67

2.1 Une clé de répartition des modèles de secteur forestier répertoriés . . . . . 83

3.1 La filière forêt-bois dans FFSM . . . . . 108
3.2 Mise en évidence des élasticités d'ajustement . . . . . 117

4.1 FFSM : une structure modulaire et récursive. . . . . 132
4.2 Représentation schématique de la dynamique forestière dans FFSM. . . . . 137
4.3 Effet de la valeur du ratio $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$ sur l'offre . . . . . 147
4.4 Effet de l'élasticité prix de l'offre par rapport au ratio de stock sur le volume offert. . . . . 148

5.1 Carbone séquestré en forêt en 2020 et émissions évitées cumulées en 2020 par rapport à 2006. . . . . 163
5.2 Évolution de la production de BIBE et de la consommation de bois-énergie dans le scénario substitution. . . . . 164
5.3 Somme des quantités de $CO_2$ séquestrées et des émissions de $CO_2$ évitées . 166
5.4 Coûts d'atténuation dans les trois scénarios. . . . . 170
5.5 Coûts d'atténuation budgétaires des scénarios combinaison et substitution. 172
5.6 Accroissement courant du peuplement selon la densité relative. . . . . 175

6.1 Mise en évidence des doubles dividendes faible et fort. . . . . 189
6.2 Canaux de transmission de la taxe sur la filière bois. . . . . 192

6.3 Production nationale de produits transformés après mise en place de la taxe 198
6.4 Production nationale de produits primaires après mise en place de la taxe . 199
6.5 Production régionale de bois-énergie en 2020 lorsqu'une taxe est mise en place par rapport à un scénario de référence sans taxe. . . . . 200
6.6 Importations de bois-énergie en 2020 dans les régions importatrices après mise en place de la taxe. . . . . 201
6.7 Exportations de bois-énergie et de sciages feuillus vers l'Ile-de-France depuis les quatre régions exportatrices en 2020 . . . . . 203
6.8 Production de produits transformés en 2020 avec et sans compétition. . . . 204
6.9 Production de produits primaires avec taxe et avec compétition en 2020. . 205
6.10 Effet de l'introduction de la compétition sur la production régionale de bois-énergie. . . . . 206
6.11 Conséquences d'une modification de l'assiette de la taxe en faveur des produits non-bois. Variations de la production en 2020. . . . . 208

7.1 Comparaison des émissions de plusieurs combustibles pour le chauffage. . . 221
7.2 Textes et directives nationales et européennes et mesures politiques nationales pour la mobilisation du bois-énergie depuis la fin des années 1990. . . . . 223
7.3 Modification des flux dans la filière bois-énergie enre 2006 et 2012 . . . . . 227
7.4 Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour le scénario de référence . . . . . 238
7.5 Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique $\mathrm{Sub_c}$ . . . . . 239
7.6 Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique fd240
7.7 Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique $\mathrm{Sub_p}$ . . . . . 241
7.8 Prix des pâtes en fonction du taux de restriction sur la ressource. . . . . 242
7.9 Prix du bois-énergie en 2020 et variations par rapport au scénario de référence.245
7.10 Prix du BIBE en 2020 et variations par rapport au scénario de référence. . 246
7.11 Prix des pâtes en 2020 et variations par rapport au scénario de référence. . 248
7.12 Taux de variation des importations de bois-énergie et de pâtes et des exportations de BIBE par rapport au scénario de référence en 2020. . . . . 249
7.13 Production de BOF et BOR en 2020 et variations par rapport au scénario de référence. . . . . 251
7.14 Coûts budgétaires moyens, bénéfices au producteur de BIBE et au consommateur de bois-énergie à l'horizon 2020 pour les trois politiques. . . . . 252
7.15 Coûts moyens d'atténuation pour les trois politiques. . . . . 255

8.1 Comparaison de l'offre totale (BIBE + BOR) calculée pour les deux scénarios par FFSM avec les obervations réelles pour la région Aquitaine. . . . . 279

E.1 Température et composition atmosphérique issus du forage de Vostok . . . 350
E.2 Mise en évidence de la double incertitude entourant le calcul de la VSC . . 354
E.3 Exemple d'évolution des prix sur deux marchés spot du carbone . . . . . 356

# Introduction générale

Depuis le quatrième rapport du GIEC [1] (2007), il est admis que le réchauffement actuel du climat global est sans équivoque. Selon le GIEC, l'essentiel de l'élévation de la température moyenne du globe observée depuis le milieu du XX$^{e}$ siècle est *très probablement* attribuable à la hausse des concentrations de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique.

Face aux risques que les modifications climatiques font courir aux systèmes naturels et socio-économiques, deux stratégies sont mises en place : la réduction des émissions nettes de GES, ou atténuation, et l'adaptation des systèmes naturels et socio-économiques aux changements climatiques.

Si les possibilités d'adaptation sont multiples [2], elles sont inégalitairement réparties entre les pays et au sein de ces pays. En outre, même les sociétés possédant une importante capacité d'adaptation restent vulnérables aux événements extrêmes difficiles à prévoir. Les mesures d'adaptation ne peuvent donc pas, à elles seules, maîtriser l'ensemble des risques encourus.

Dans ce contexte, la communauté internationale s'accorde à dire que les efforts d'atténuation doivent être poursuivis et renforcés. Il y a maintenant consensus sur le fait qu'aucune technologie miracle ne peut réaliser l'intégralité de l'atténuation nécessaire pour stabiliser la concentration de $CO_2$ atmosphérique en dessous de 450 ppm, concentration qui permettrait de limiter l'augmentation de la température autour de $+2°C$ par rapport à l'ère pré-industrielle.

Selon les résultats des modèles recensés par le GIEC [3] il existe un potentiel économique global considérable d'atténuation des émissions de GES dans les prochaines décennies. L'ordre de grandeur de ce potentiel est compris entre 13 ($\pm$ 4) et 24 ($\pm$ 7) Gt éq. $CO_2$/an respectivement pour des prix du carbone de 20 \$/t$CO_2$ et 100 \$/t$CO_2$. À titre de comparaison les émissions mondiales de GES anthropiques en 2010 étaient de l'ordre de 30,6 Gt éq. $CO_2$/an [4].

Le GIEC répartit ce potentiel entre sept secteurs : l'approvisionnement énergétique, les transports, le bâtiment, l'industrie, l'agriculture, la gestion des déchets et la foresterie. Parmi ces sept secteurs, le potentiel du secteur forestier à l'échelle planétaire est estimé à 1,1 ($\pm$ 1) et 4,2 ($\pm$ 1,5) Gt éq. $CO_2$/an pour des prix du carbone de 20 \$/t$CO_2$ et 100 \$/t$CO_2$, ce qui représente respectivement 3 % et 14 % des émissions anthropiques mondiales.

Le potentiel d'atténuation du secteur forestier combine des mesures de réduction des émissions d'origine fossile *stricto sensu* et des mesures de séquestration du carbone en forêt

1. Le GIEC est le « Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat », en anglais IPCC pour « Intergovernmental Panel on Climate Change ».

2. Citons quelques mesures phares pour plusieurs secteurs : les techniques de dessalement des eaux salées, le déplacement des cultures et la modification des espèces cultivées, la construction de digues, etc.

3. On peut se référer au chapitre 11 du groupe de travail III *Mitigation from a cross-sectoral perspective* (Barker *et al.*, 2007) ou, plus succinctement, aux pages 52-60 du *Synthesis Report* (IPCC, 2007).

4. International Energy Agency (http ://www.iea.org/index_info.asp ?id=1959).

à travers le mécanisme naturel de photosynthèse. Ces mesures d'atténuation concernent ainsi l'amont et l'aval de la filière forêt-bois représentée sur la figure 1.

En amont, la gestion des surfaces forestières influence la quantité de carbone séquestré dans la biomasse forestière : densification des forêts, afforestation [5], reforestation et diminution de la déforestation permettent d'augmenter la séquestration nette de carbone dans les écosystèmes forestiers. En aval, les émissions liées à la consommation de produits bois étant généralement plus faibles que celles entraînées par la consommation de produits non-bois substituts, la consommation de produits bois-énergie en substitution aux énergies fossiles et la consommation de certains produits bois en substitution aux produits issus d'autres filières pour la construction, l'isolation, l'emballage ou le mobilier permettent de réduire les émissions d'origine fossile. En outre, la séquestration du carbone dans les produits bois à longue durée de vie, les charpentes par exemple, retarde le retour du carbone dans l'atmosphère. Le **chapitre 1** de cette thèse revient de manière détaillée sur ces mécanismes et montre qu'il est possible de les répartir, *in fine*, en deux leviers d'atténuation : la séquestration (en forêt et dans la filière) et la substitution (matériaux et énergie).

Dans le cadre d'une stratégie d'atténuation globale, il faut donc se garder d'une illusion d'optique qui réduirait la contribution de la filière forêt-bois à la seule séquestration additionnelle de carbone en forêt. Les enjeux de substitution sont aussi importants, voire essentiels dès lors que l'on s'inscrit dans le contexte de pays développés ; et en particulier dans le cas français traité dans cette thèse [6].

L'objectif général de cette thèse est d'évaluer, pour la France, quelles pourraient être, dans le cadre de sa stratégie nationale d'atténuation, les implications à court terme sur la filière forêt-bois de la mise en place d'instruments de politiques publiques s'appuyant sur la substitution et sur la séquestration.

L'enjeu est d'examiner les conséquences environnementales – réduction des émissions de GES et évolution de la ressource forestière –, les coûts des politiques et la distribution de ces coûts entre les agents de l'amont et de l'aval de la filière. Ces aspects distributifs constituent un élément essentiel dans l'acceptabilité des politiques publiques.

Ce travail est essentiellement prospectif, puisqu'il existe aujourd'hui peu de dispositifs d'incitation à l'atténuation s'appuyant sur le secteur forêt-bois. Les dispositifs existants (exclusivement de substitution) sont néanmoins examinés en détail.

5. Contrairement à la reforestation dont l'objectif est de favoriser l'installation d'un écosystème forestier sur une surface anciennement forestière, l'afforestation a pour but de transformer une surface non forestière en forêt.

6. Nous considérons uniquement la France métropolitaine.

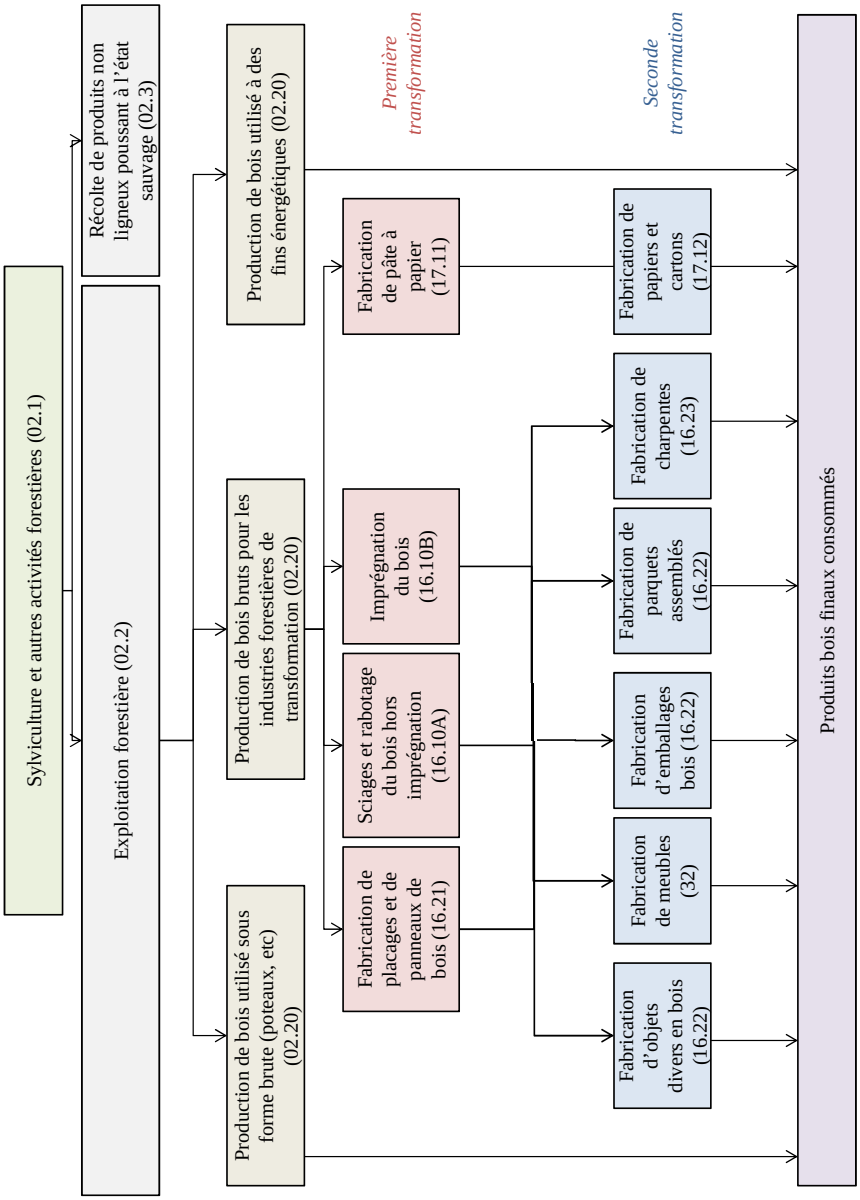



Figure 1: Représentation de la filière forêt-bois française à partir des activités présentées dans la nomenclature des activités françaises (NAF) de l'INSEE. Les codes de la NAF sont donnés entre parenthèses. Les activités sont hiérarchisées de haut en bas en fonction du degré de transformation du bois qu'elles impliquent. En haut de la figure, la sylviculture (activités de gestion, afforestation, reforestation) concerne le bois en forêt (matériau vivant). Ce bois est ensuite exploité et dirigé vers plusieurs pôles de transformation. La première transformation regroupe les activités de découpage ou broyage des bois bruts. La seconde transformation regroupe les activités d'assemblage des produits déjà découpés ou broyés.

Notre démarche est descendante : nous partons du problème de choix d'instrument le plus général — mais le plus hypothétique — en s'intéressant au partage entre substitution et séquestration vers le problème de choix d'instrument le plus étroit – mais le plus réaliste — en examinant les politiques publiques de substitution existantes en France.

Dans un premier temps, nous comparons les conséquences d'une mesure de substitution énergétique avec celles d'une mesure de séquestration en forêt. Nous montrons que la politique de séquestration en forêt est la seule, à court terme (15 ans), à entraîner une réduction des émissions nettes par rapport au scénario de référence. De plus, le bilan économique montre que, globalement, le recours à la séquestration est moins coûteux. Néanmoins, la distribution des coûts entre les agents de la filière nuance cette conclusion et pose la question de l'acceptabilité sociale des mesures de séquestration (**chapitre 5**).

En réalité, le portefeuille d'action de la France ne contient pas, à ce jour, de mesures s'appuyant sur la séquestration en forêt. À court terme, la substitution, notamment la substitution énergétique, apparaît comme la seule voie d'action envisageable.

Nous nous intéressons donc, dans un second temps, à la substitution en analysant les conséquences d'une taxe carbone intersectorielle. Ce point est essentiel car la substitution est, par définition, le remplacement d'une consommation intermédiaire ou finale par une autre. Or tant les produits bois que les produits non-bois concurrents sont susceptibles d'être affectés, mais de manière différente, par une incitation carbone. Nos résultats suggèrent que, d'une manière générale, la production des produits bois bénéficie de l'introduction d'une taxe intersectorielle, mais nous détaillons plusieurs limites à cette conclusion dont la nature des produits, l'échelle géographique considérée et les hypothèses sur l'assiette de la taxe (**chapitre 6**).

La taxe carbone intersectorielle restant elle-même, à ce jour, en France, un dispositif hypothétique, nous nous intéressons dans un troisième temps aux mesures existantes de soutien à la consommation de bois-énergie. Notre objectif est d'étudier les conséquences de ces politiques sur l'économie des produits de la filière bois, en examinant notamment la compétition avec la filière trituration [7], les implications pour la balance commerciale française et les conséquences de ces politiques sur la dynamique de la ressource forestière (**chapitre 7**).

Pour ce faire, nous avons développé FFSM, pour *French Forest Sector Model*, modèle de la filière forêt-bois française dont la description fait l'objet des chapitres 2, 3 et 4.

7. La filière trituration regroupe les filières de production de pâtes à papier et de panneaux (fibres et particules).

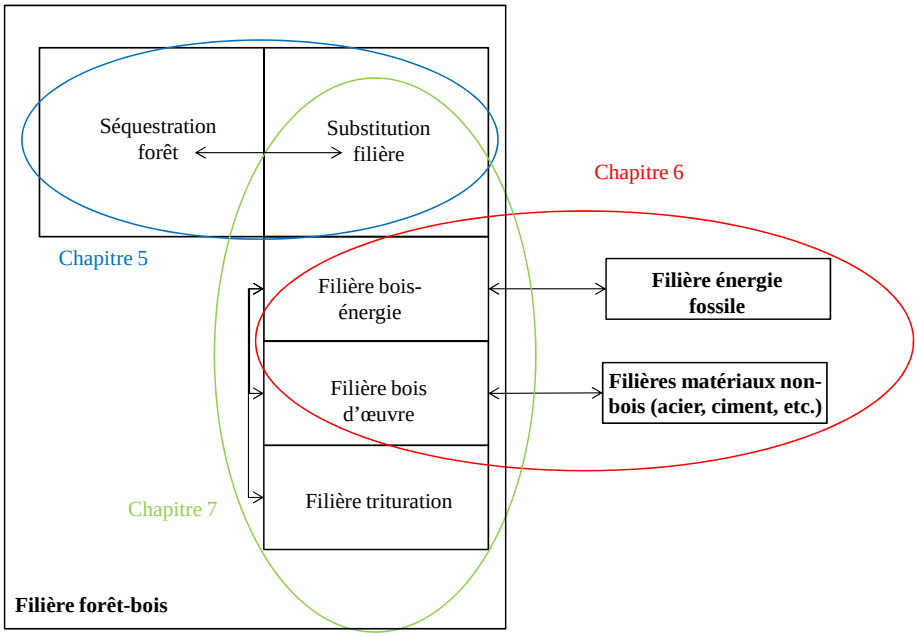



Figure 2: Mise en évidence de l'apport des trois chapitres de la partie 2 de la thèse pour répondre à la problématique. Le chapitre 5 répond à la question du choix entre leviers d'action au sein de la filière forêt-bois. Le chapitre 6 analyse les conséquences d'une mesure intersectorielle sur la filière. Le chapitre 7 s'intéresse aux politiques de soutien à la consommation et à la production de bois-énergie et à leurs conséquences sur l'économie des produits de la filière forêt-bois.

FFSM vient combler un vide méthodologique en proposant une représentation exhaustive de la filière forêt-bois française depuis la dynamique de la ressource en forêt jusqu'aux activités de la filière et à la consommation de produits bois.

FFSM comporte deux modules interconnectés. L'économie du secteur est représentée dans le *module économique* au sein duquel est calculé, à chaque période, un équilibre économique spatial et partiel. Le *module ressource* représente quant à lui l'ensemble de la ressource forestière française et sa dynamique interne. Les deux modules sont liés par l'offre de bois à deux niveaux : d'une part celle-ci est calculée en fonction du volume de bois disponible en forêt, d'autre part l'offre calculée à l'année t est traduite en prélèvement et vient diminuer le stock de bois sur pied disponible à l'année t+1 qui influence à son tour l'offre en t+1, et ainsi de suite.

Le **chapitre 2** présente l'état de l'art de la modélisation de secteur forestier et en expose les déterminants historiques et méthodologiques. Nous montrons ainsi que les bases théoriques de FFSM sont communes à celles de plusieurs autres modèles qui utilisent la

théorie de l'équilibre spatial de Samuelson (1952) qui s'inscrit dans le cadre historique du développement des modèles d'équilibre général (Arrow et Debreu, 1954) et des modèles de transports optimaux (Koopmans, 1949).

Le **chapitre 3** décrit la structure mathématique de FFSM, en particulier la forme des fonctions d'offre et de demande et la représentation du commerce international. Nous nous basons pour cela sur la théorie d'Armington (1969) qui considère les produits domestiques et étrangers comme des substituts imparfaits. D'autre part, nous présentons la résolution analytique de l'équilibre spatial. Nous montrons, en particulier, que la représentation du commerce international à travers la spécification d'Armington ne modifie pas les conditions de premier ordre de l'équilibre spatial de Samuelson.

Le **chapitre 4** complète le précédent pour décrire la structure du module ressource et la dynamique récursive de FFSM, les niveaux d'offre et de demande à la date t dépendant de leur niveau respectif à la date t-1.

Le développement conceptuel, théorique puis numérique de FFSM a constitué la tâche principale de cette thèse. Loin d'être le fruit d'un travail individuel, cette entreprise collective est le résultat de la mise en place d'une équipe de modélisation au sein du Laboratoire d'Économie Forestière. Cette équipe constituée de Franck Lecocq, Philippe Delacote, Ahmed Barkaoui et moi-même a également bénéficié des résultats des stages d'Alexandre Sauquet (Sauquet, 2010) et de Julien Barthès (Barthes, 2010). Le tableau 1 présente les articles sur lesquels certains chapitres de cette thèse s'appuient et indique la nature de la contribution de l'auteur de la thèse.

La thèse se conclue par un chapitre de nature plus méthodologique qui vise à tirer les leçons de l'expérience de modélisation de secteur à visée prospective et à suggérer des pistes de recherche pour la suite (**chapitre 8**).

| | Référence | Valorisation complémentaire | Contribution de l'auteur de la thèse |
|---|---|---|---|
| Chapitre 3 | Caurla, S., Lecocq, F., Delacote, P., Barkaoui, A., 2011. The French Forest Sector Model : version 1.0. Presentation and theoretical foundations. *Soumis à Environmental Economic and Assessment* | – Caurla, S., Lecocq, F., Delacote, P., Barkaoui, A., 2010. The French Forest Sector Model : version 1.0. Presentation and theoretical foundations. *Cahiers du LEF 2010-04* (Caurla *et al.*, 2010)<br>– Journées Jeunes Chercheurs du département SAE2 de l'INRA, 1-2 Octobre 2010, Montpellier<br>– World Forestry Congress, (Buenos Aires, 2009) | Rédaction, premier auteur |
| Chapitre 3 | Sauquet, A., Lecocq, F., Delacote, P., Caurla, S., Barkaoui, A., Garcia, S., 2011. Estimating Armington elasticities for sawnwood and application to the French Forest Sector Model. *Resource and Energy Economics 33(4) : 771-781* | EPS Montreal International Forum on Economy and Trade (2011) | Contribution à la rédaction |
| Chapitre 4 | Wernsdörfer, H., Colin, A., Bontemps, J-D., Chevalier, H., Pignard, G., Caurla, S., Leban, J-M., Hervé, J-C., Fournier, M. Large scale dynamics of a heterogeneous forest resource are jointly driven by geographically varying growth conditions, tree species composition and stand structure. (Wernsdörfer *et al.*, 2011) *Soumis à Annals of Forest Sciences* | | Construction de la maquette du module ressource |
| Chapitre 5 | Lecocq F., Caurla, S., Delacote, P., Barkaoui, A., Sauquet. A., 2010. Paying for forest carbon or stimulating fuelwood demand ? Insights from the French Forest Sector Model, *Journal of Forest Economics 17(2) : 157-168* (Lecocq *et al.*, 2010) | – IUFRO World Congress (Séoul, 2010)<br>– International Energy Workshop (Stockholm, 2010)<br>– How Forest Models Tackle Climate Change, International Forest Modeling Workshop (Nancy, 2010) | Réalisation des simulations, contribution à la rédaction |
| Chapitre 6 | Barthès, J., Lecocq, F., Caurla, S., Delacote, P., Barkaoui, A. Would an Economy-Wide Carbon Tax Hinder or Help the Forest Sector ? Insights from the French Forest Sector Model. *En cours de soumission.* | | Contribution aux simulations et à la rédaction |
| Chapitre 7 | Caurla, S., Delacote, P., Lecocq, F., Barkaoui, A., 2009. Fuelwood Consumption, Uncertainty over Resources and Public Policies : Which Impacts on the French Forest Sector ? *Cahiers du LEF 2009-03* (Caurla *et al.*, 2009) | International Energy Workshop (Venise, 2009) | Réalisation des simulations, rédaction |

Tableau 1: Articles tirés de la thèse et contribution de l'auteur de cette thèse.

# Bibliographie


Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Arrow, K. J. et Debreu, G. (1954). Existence of an equilibrium for a competitive economy. *Econometrica*, 22(3):265–290.

Barker, T., Bashmakov, I., Alharthi, A., Amann, M., Cifuentes, L., Drexhage, J., Duan, M., Edenhofer, O., Flannery, B., Grubb, M., Hoogwijk, M., Ibitoye, F., Jepma, C., Pizer, W. et Yamaji, K. (2007). Mitigation from a cross-sectoral perspective. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Barthes, J. (2010). Modèle économique de filière : compétition entre bois et autres matériaux. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF, Nancy.

Caurla, S., Delacote, P., Lecocq, F. et Barkaoui, A. (2009). Fuelwood consumption, uncertainty over resources and public policies : Which impacts on the French forest sector ? *Cahiers du LEF*, 03.

Caurla, S., Lecocq, F., Delacote, P. et Barkaoui, A. (2010). The French Forest Sector Model : version 1.0. Presentation and theoretical foundations. *Cahiers du LEF*, 04.

IPCC (2007). Climate change 2007 : Synthesis report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.*

Koopmans, T. C. (1949). Utilization of the transportation system. *Econometrica*, 17:136–146.

Lecocq, F., Caurla, S., Delacote, P., Barkaoui, A. et Sauquet., A. (2010). Paying for forest carbon or stimulating fuelwood demand ? Insights from the French Forest Sector Model. *Journal of Forest Economics*, 17:157–168.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Sauquet, A. (2010). Calibration économétrique des élasticités du modèle du secteur forestier français. Mémoire de D.E.A., CERDI, CNRS, Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand.

Wernsdörfer, H., Colin, A., Bontemps, J.-D., Chevalier, H., Caurla, S., Leban, J.-M., Pignard, G., Hervé, J.-C. et Fournier, M. (2011). Impact of the heterogeneity of a forest resource on its dynamics - the French case. *Soumis à Annals of Forest Science.*

# Chapitre 1

# Le rôle de la filière forêt-bois dans les politiques climatiques : deux leviers d'atténuation

## Sommaire


**1.1 Mise en évidence physique des deux leviers d'atténuation . . . 34**

1.1.1 Un aperçu du cycle global du carbone . . . . . 34

1.1.2 Comptabilité des flux de carbone entre l'atmosphère, le réservoir terrestre et le réservoir fossile . . . . . 38

1.1.3 Chaque niveau d'analyse définit une option d'atténuation . . . . 44

**1.2 Potentiel économique d'atténuation du levier séquestration en forêt et du levier substitution énergétique . . . . . 50**

1.2.1 Coûts de réduction des émissions : métriques et modes de calcul 50

1.2.2 Estimations pour le levier séquestration en forêt . . . . . 54

1.2.3 Estimations pour le levier substitution énergétique . . . . . 56

1.2.4 Conclusion : le potentiel d'atténuation du levier séquestration est globalement plus important que le potentiel du levier substitution 58

**1.3 Historique du recours aux deux leviers d'atténuation dans les politiques climatiques de la filière forêt-bois . . . . . 59**

1.3.1 La forêt dans les politiques climatiques internationales . . . . . 59

1.3.2 Déterminants de la situation actuelle . . . . . 62

1.3.3 Conséquences à l'échelle française . . . . . 63

1.3.4 Quels critères pour évaluer les politiques climatiques ? . . . . . 65

**1.4 Conclusion . . . . . 66**

En assimilant le $CO_2$ atmosphérique à travers le mécanisme de photosynthèse, la forêt constitue l'une des clés de voûte du cycle du carbone, cycle dont la modification de certains flux par les activités humaines est indirectement responsable des modifications du climat. Le résumé pour les décideurs du chapitre *Forestry* du GIEC (Nabuurs *et al.*, 2007) montre que la filière-forêt bois constitue un enjeu d'atténuation considérable et actuellement sous-exploité :

> « Forestry can make a very significant contribution to a low-cost global mitigation portfolio [$\cdots$] However, this opportunity is being lost in the current institutional context and lack of political will to implement and has resulted in only a small portion of this potential being realized at present (*high agreement, much evidence*). »

L'objectif du présent chapitre est, d'une part, de mettre en évidence les mécanismes par lesquels la filière forêt-bois peut participer à la réduction des émissions de GES et, d'autre part, de montrer que ces mécanismes ne sont que partiellement mobilisés à travers les politiques climatiques actuelles.

Dans la première section, nous examinons les flux de carbone entre les réservoirs terrestre, fossile et atmosphérique. Ceci nous conduit à mettre en évidence l'existence de quatre options potentielles de réduction des émissions de $CO_2$ dans la filière bois. Nous montrons que ces quatre options peuvent être regroupées en deux « leviers d'atténuation », le levier séquestration et le levier substitution.

La seconde section analyse les potentiels économiques des deux leviers d'atténuation et montre que les potentiels du levier séquestration sont globalement supérieurs aux potentiels du levier substitution.

Dans la troisième section nous montrons que ces potentiels, notamment ceux du levier séquestration, sont très partiellement exploités dans le contexte politique international actuel. Ceci nous conduit à nous interroger sur les critères d'évaluation des politiques climatiques et sur les outils à mettre en place pour les mesurer.

## 1.1 Mise en évidence physique des deux leviers d'atténuation

Plusieurs gaz sont à l'origine de l'effet de serre mais, bien qu'étant celui avec le plus petit pouvoir de réchauffement par molécule, le $CO_2$ est celui qui a le plus contribué au réchauffement climatique depuis l'ère préindustrielle (Solomon *et al.*, 2007; Le Treut *et al.*, 2007). Ce gaz fait partie intégrante du cycle du carbone, cycle complexe qui fait intervenir différents réservoirs et différents flux. Ce sont les modifications par l'homme de l'intensité de certains de ces flux qui sont à l'origine d'une accumulation anormale de ce gaz dans le réservoir atmosphère (IPCC, 2001).

L'objectif de cette section est de mettre en évidence deux leviers d'atténuation au niveau de la filière forêt-bois en considérant le problème sous l'angle physique. La première partie rappelle le fonctionnement du cycle global du carbone tandis que la seconde partie détaille les flux au sein du triptyque atmosphère/biomasse terrestre/réservoir fossile. Enfin, la troisième partie présente les deux leviers d'atténuation de la filière forêt-bois.

### 1.1.1 Un aperçu du cycle global du carbone

Sur Terre, le carbone est réparti dans cinq grands réservoirs : les roches carbonatées ($C_{carbonates}$), l'océan ($C_{océan}$), l'atmosphère ($C_{atm}$), le réservoir terrestre ($C_{terrestre}$) et le réservoir fossile ($C_{fossile}$). Ces cinq réservoirs constituent un système fermé de sorte que la conservation du carbone sur Terre peut s'écrire :

$$\frac{d}{dt}(C_{carbonates} + C_{océan} + C_{atm} + C_{terrestre} + C_{fossile}) = 0 \tag{1.1}$$

Le réservoir des roches carbonatées représente, de loin, le stock le plus important sur terre, de l'ordre de $22 \times 10^6$ GtC. Néanmoins les flux qui s'y rattachent sont faibles (de l'ordre de 0,1 GtC/an) et nous faisons par la suite l'hypothèse que ce réservoir est inerte à l'échelle du siècle ou du millénaire.

La figure 1.1 représente, pour l'année 2005, les stocks des réservoirs atmosphère, océan, biomasse terrestre et combustibles fossiles et les flux depuis ou vers l'atmosphère. Comme le montre la figure, l'atmosphère constitue un carrefour pour le carbone entrant et sortant des autres réservoirs. On définit les flux *sortants* comme les flux dirigés de l'atmosphère vers un autre réservoir et les flux *entrants* comme les flux se dirigeant vers l'atmosphère. En régime stationnaire, c'est à dire hors action de l'homme, le stock de chaque réservoir est à peu près constant (Denman *et al.*, 2007), par exemple sur une période de 1000 ans

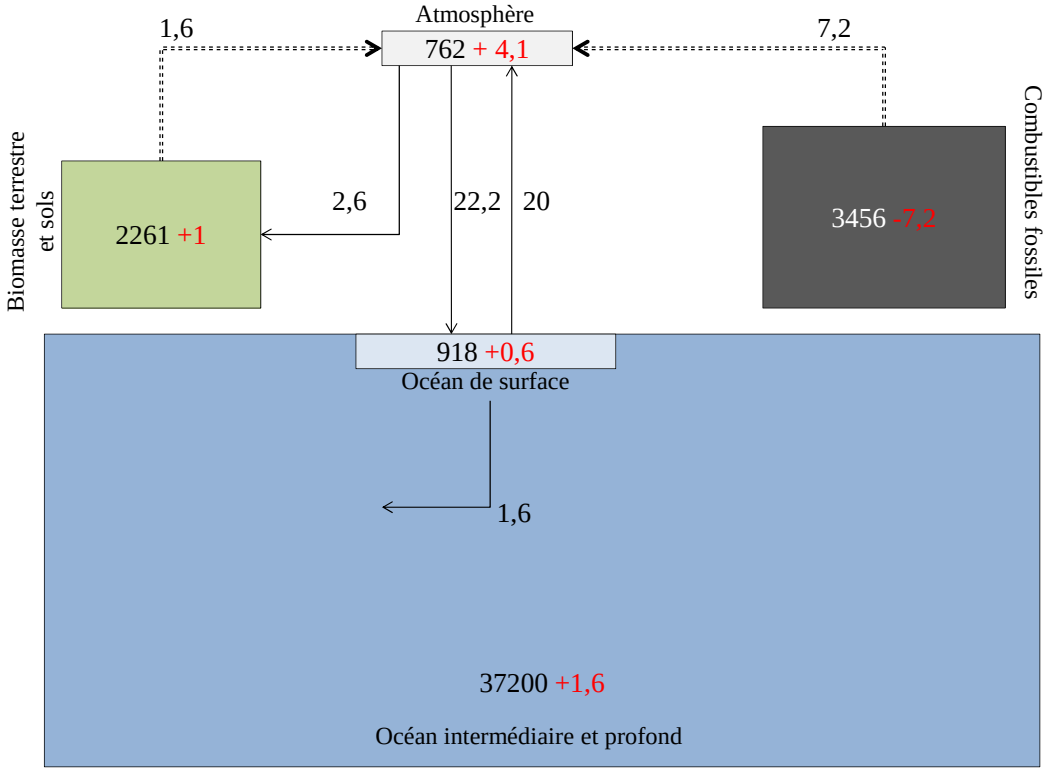



Figure 1.1: Cycle simplifié du carbone. Les stocks sont donnés en GtC et les flux en GtC/an. La variation annuelle des stocks de chaque réservoir est en rouge. La taille des réservoirs est proportionnelle au stock. Les flèches pleines représentent les flux naturels, les flèches doubles en pointillé signalent les flux anthropiques (combustion énergie fossile et changement d'usage des sols). Le réservoir de carbonates de calcium ($CaCO_3$) n'est pas représenté. Source : d'après Denman *et al.* (2007) (les valeurs des stocks et des flux correspondent à une moyenne estimée sur 5 années de 2000 à 2005, sauf pour le stock et les flux depuis et vers le réservoir biomasse et sols qui sont calculés pour la décennie 1990).

avant l'ère industrielle, le contenu atmosphérique est resté constant à 10 ppm près (Jansen *et al.*, 2007). Autrement dit, en régime stationnaire, on a :

$$\frac{dC_{océan}}{dt} = \frac{dC_{atm}}{dt} = \frac{dC_{terre}}{dt} = \frac{dC_{fossile}}{dt} = 0 \tag{1.2}$$

Cela ne signifie pas que les flux entre les réservoirs sont nuls mais que la somme des flux entrants et sortants s'annule. Or ce n'est pas le cas des flux représentés sur la figure 1.1 qui montre une variation du stock de chaque réservoir (valeurs en rouge). En 2005, le cycle du carbone n'est donc pas en régime stationnaire mais en régime perturbé. Dans la suite, nous définissons les termes puits et sources relativement aux flux depuis l'atmosphère : un puits représente un processus qui « capture » du carbone atmosphérique (donc qui génère un flux sortant) alors qu'une source est un processus qui relargue du carbone dans l'atmosphère (donc qui génère un flux entrant).

**Réservoir océan**

L'absorption nette de carbone par l'océan résulte d'une faible différence entre les pressions partielles de $CO_2$ dans l'atmosphère et dans l'océan. Denman *et al.* (2007) montrent que l'océan se comporte comme un puits net de carbone. Sur la période 2000-2005, ce puits, noté $F_{océan}$, est égal à 2,2 ($\pm$ 0,5) GtC/an.

$$\frac{dC_{océan}}{dt} = F_{océan} = 2,2 \tag{1.3}$$

**Réservoir terrestre (biomasse terrestre et sols)**

La variation du stock de carbone dans le réservoir terrestre, notée $F_{terrestre}$, est la somme de la variation du stock liée aux changements d'usage des sols (déforestation, afforestation, reforestation), notée $F_{LU}$, et de la variation du stock liée aux modifications de la séquestration de carbone dans les écosystèmes par l'action, directe ou indirecte, de l'homme, notée $F_{residuel}$. Ces modifications découlent des changements de mode de gestion des écosystèmes forestiers (action directe), de la fertilisation par dépôts azotés et par augmentation de la teneur en $CO_2$ atmosphérique (action indirecte) (Bontemps *et al.*, 2009).

Ces variations de la séquestration pour un écosystème forestier, dont la somme constitue le puits terrestre résiduel (ou *residual land sink*), sont difficiles à mesurer *in situ*. Elles sont calculées par différence entre les variations liées aux changements d'usage des sols et la variation totale du stock du réservoir. La variation totale ($F_{terrestre}$) est elle-même calculée à travers deux méthodes : soit en calculant la différence des variations

de stocks des trois autres réservoirs (selon le principe de l'équation 1.1), soit par analyse inverse en considérant que les variations de séquestration dans l'océan de surface [1] sont corrélées aux variations de séquestration dans la biomasse terrestre (Denman *et al.*, 2007). La moyenne des résultats des deux méthodes montre que la variation totale pour la décennie 1990 est positive — le réservoir terrestre agit donc globalement comme un puits — et égale à 1 (± 0,6) GtC/an. La variation liée aux changements d'usages des terres est négative (il s'agit d'une source) et égale à 1,6 (0,5 à 2,7) GtC/an. Par différence, le puits terrestre résiduel est égal à 2,6 (0,9 à 4,3) GtC/an.

$$\frac{dC_{terrestre}}{dt} = F_{terrestre} = F_{LU} + F_{residuel} = -1,6 + F_{residuel} = 1 \tag{1.4}$$

**Réservoir fossile**

Ce réservoir agit comme une source, *via* les émissions liées à la combustion des hydrocarbures fossiles dans les activités anthropiques. Sur la période 2000-2005, la somme de ces émissions et de la calcination liée la fabrication de ciment est égale à 7,2 (± 0,3) GtC/an.

$$\frac{dC_{fossile}}{dt} = -7,2 \tag{1.5}$$

**Réservoir atmosphère**

Par différence on obtient l'évolution du réservoir atmosphérique en régime perturbé. Cette évolution est positive et égale à 4,1 (± 0,1) GtC/an pour la période 2000-2005.

$$\frac{dC_{atm}}{dt} = -\frac{dC_{fossile}}{dt} - \frac{dC_{terrestre}}{dt} - \frac{dC_{océan}}{dt} = 4,1 \tag{1.6}$$

En définitive, l'analyse des flux en régime perturbé montre que les deux sources de carbone sont les changements d'usage des sols dans le réservoir biomasse terrestre et sols et la combustion d'énergie d'origine fossile. Dans la partie suivante, nous détaillons les flux d'émissions entre l'atmosphère et les deux réservoirs en question afin de définir les options d'atténuation impliquant la filière forêt-bois.

1. Traduction française de *surface ocean* dans Denman *et al.* (2007).

### 1.1.2 Comptabilité des flux de carbone entre l'atmosphère, le réservoir terrestre et le réservoir fossile

Nous appuyons notre raisonnement sur la figure 1.2.

Les flux de carbone entrants reposent soit sur des mécanismes d'oxydation des molécules carbonées d'origine organique en $CO_2$, les respirations cellulaires et les fermentations, soit sur des mécanismes de combustion (énergie fossile, bois énergie, feux naturels, déforestation). À l'inverse les flux de carbone sortants reposent sur un seul mécanisme de réduction du $CO_2$ en carbone organique : la photosynthèse. Dans un cadre strictement physique, afin de limiter l'accumulation de $CO_2$ dans l'atmosphère, il convient donc de limiter les mécanismes d'oxydation et de combustion et d'augmenter l'assimilation par la photosynthèse. Or cette balance globale est en réalité la somme des bilans d'émissions de plusieurs niveaux de comptabilité emboîtés à la manière de poupées russes. L'étude du bilan de chaque niveau de comptabilité définit une ou plusieurs options d'atténuation que l'on rassemble *in fine* en deux leviers d'atténuation pour le système global.

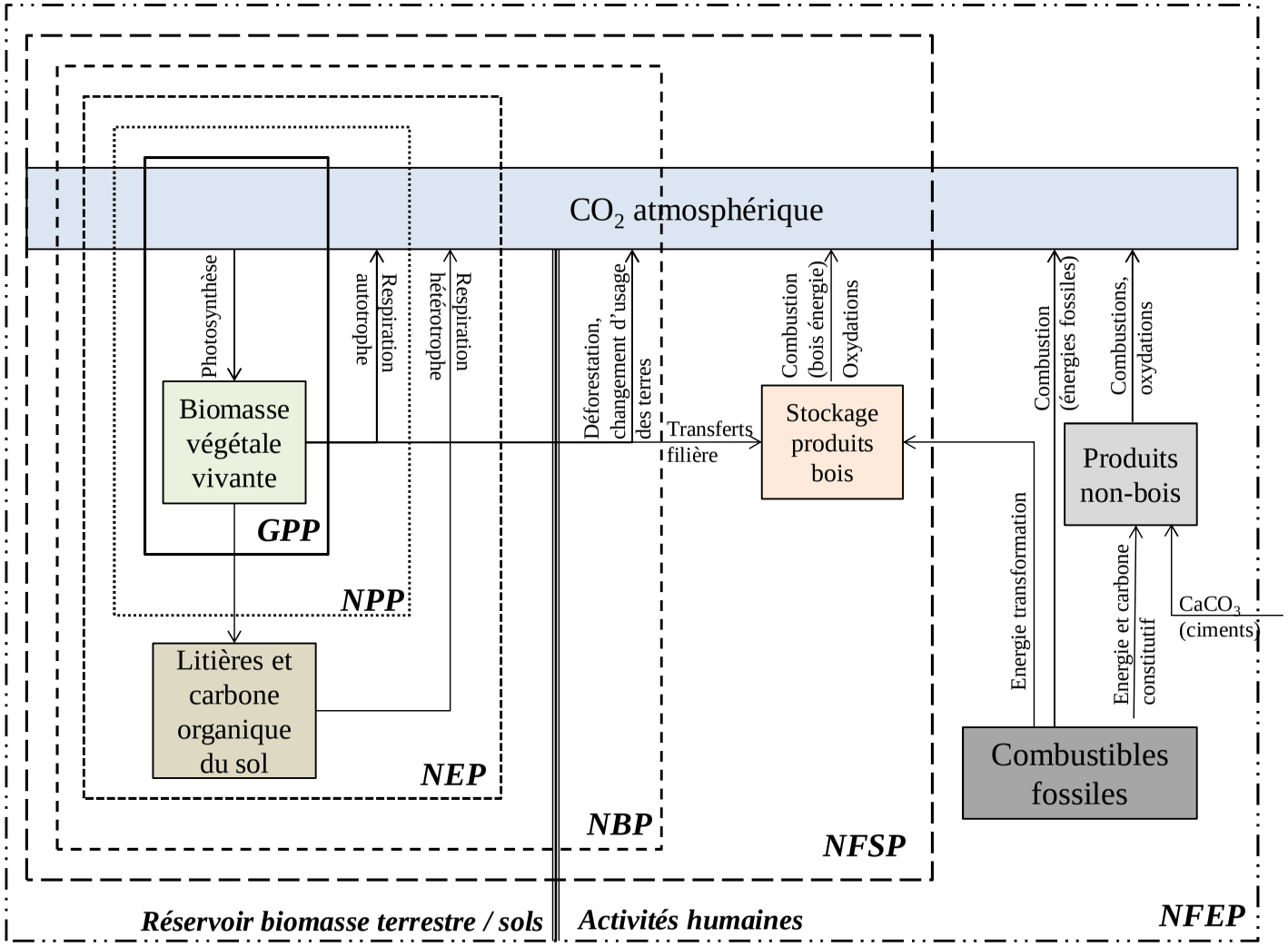



Figure 1.2: Nature des flux de carbone entre le réservoir atmosphère, le réservoir terrestre et le réservoir fossile.

**La photosynthèse est la clé de voûte du cycle du carbone dans le triptyque atmosphère-biomasse terrestre-fossile**

La photosynthèse est un mécanisme anabolique [2] permettant aux organismes photolitotrophes [3] de synthétiser le carbone organique à partir du $CO_2$, de l'eau et de certains sels minéraux.

Le bilan global de la réaction de photosynthèse s'écrit :

$$6CO_2 + 12H_2O \rightarrow \underbrace{C_6H_{12}O_6}_{Glucose} + 6O_2 + 6H_2O \tag{1.7}$$

Ce bilan global cache en réalité plusieurs réactions successives faisant intervenir des molécules à fort pouvoir réducteur grâce à l'énergie lumineuse. Dans les arbres, qui nous intéressent particulièrement ici, cette photosynthèse se déroule dans des cellules spécialisées des feuilles, des aiguilles ou des tiges.

Cette réaction dégage du dioxygène — sans lequel la vie aérobie telle que nous la connaissons sur terre n'existerait pas — et conduit à la synthèse d'un sucre dont la forme la plus simple est la molécule de glucose. Ce sucre est ensuite véhiculé dans les tissus de construction des organismes afin de participer à l'élaboration de molécules structurelles beaucoup plus grosses comme la cellulose, l'hémicellulose ou la lignine chez les arbres. L'intégralité du carbone constitutif du bois provient donc de l'atome de carbone de la molécule de $CO_2$ atmosphérique.

Le flux entrant de carbone dans le réservoir biomasse du à la photosynthèse est appelé productivité primaire brute (ou *gross primary productivity*, GPP). À l'échelle du globe, la GPP totale est de l'ordre de 120 GtC/an (Denman *et al.*, 2007).

**La respiration autotrophe**

Les arbres ne sont pas seulement des « pompes à $CO_2$ » car, comme beaucoup d'êtres vivants, ils respirent. Tout comme le mécanisme de fermentation (qui peut être considérée

2. Une réaction est dite anabolique si elle permet la synthèse d'un métabolite nécessaire au fonctionnement d'un organisme, un sucre dans le cas de la photosynthèse. Une réaction anabolique est nécessairement endergonique c'est à dire qu'elle nécessite un apport d'énergie externe. Les réactions opposées sont dites cataboliques. L'ensemble de ces réactions constituent ce que l'on appelle un métabolisme.

3. Les organismes photolitotrophes sont les organismes capables de synthétiser leur source d'énergie carbonée à partir d'une source de carbone minéral ($CO_2$) à l'aide de l'énergie lumineuse. C'est le cas de la plupart des organismes autotrophes exceptés quelques bactéries vivants dans les sources chaudes qui synthétisent bien leur carbone organique à partir de carbone minéral mais à l'aide de l'énergie des liaisons covalentes des composés soufrés. Elles sont dites chimiolitotrophes. Inversement, les organismes hétérotrophes, dont nous faisons partie, sont incapables de synthétiser leur source de carbone eux-mêmes. Ceci exception faite d'une limace marine capable de conserver *in vivo* les chloroplastes (lieux de la photosynthèse) d'une algue dont elle se nourrie.

comme une « respiration archaïque »), les mécanismes cataboliques de respiration cellulaire regroupent les mécanismes d'oxydation fournissant de l'énergie aux cellules à partir de carbone organique [4].

Le bilan global de la respiration aérobie [5] s'écrit :

$$\underbrace{C_6H_{12}O_6}_{Glucose} + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O \tag{1.8}$$

La différence entre la productivité primaire brute (GPP) et la respiration autotrophe ($\mathrm{Resp}_a$) définit la productivité primaire nette (ou *net primary productivity* NPP) :

$$NPP = GPP - Resp_a \tag{1.9}$$

On estime qu'un atome de carbone est émis lors de la respiration autotrophe pour deux atomes capturés lors de la photosynthèse, ainsi à l'échelle du globe, l'ordre de grandeur des flux liés à la respiration autotrophe est égal à 60 GtC/an et l'ordre de grandeur de la NPP est égal à 120 - 60 = 60 GtC/an.

**Respiration hétérotrophe et fermentation**

Le réservoir biomasse terrestre n'est pas seulement constitué de végétaux vivants. Il contient également les végétaux morts et les organismes qui les dégradent. Ces organismes (bactéries, champignons, animaux herbivores et, *via* la chaîne alimentaire, les autres animaux) rejettent du $CO_2$ par respiration hétérotrophe ou par fermentation [6].

La prise en compte des respirations hétérotrophes et des fermentations définit la productivité nette de l'écosystème (ou *net ecosystem productivity*, NEP) calculée comme la

4. Notons au passage qu'il existe chez les arbres un autre mécanisme rejettant du $CO_2$ : la photorespiration. Ce mécanisme, dont l'origine et le rôle ne sont pas bien connus, est commun à toutes les plantes qui ont une photosynthèse en C3 et diminue le rendement de la photosynthèse. Son intensité est proportionnelle à la quantité de lumière et surtout de chaleur. C'est pourquoi certaines plantes tropicales, dites en C4 (par exemple, le maïs), ont développé un système réduisant les effets de la photorespiration et ont un rendement de photosynthèse supérieur.

5. Il existe deux grands types de respiration : la respiration aérobie nécessitant du dioxygène, et la respiration anaérobie (chez certaines bactéries) qui peut s'en passer (voire qui ne peut se faire qu'en absence de dioxygène dans le cas de la respiration anérobie *stricte*).

6. Les mécanismes de fermentations ont un rendement en général beaucoup plus faible que la respiration aérobie.

différence entre la productivité primaire nette (NPP) et les flux de respiration hétérotrophe et les flux de fermentation du réservoir biomasse ($Resp_h$ et $Ferm$).

$$NEP = NPP - Resp_h - Ferm \tag{1.10}$$

La NEP définit donc la variation du stock de carbone dans le réservoir biomasse hors perturbations liées aux feux naturels et hors perturbations anthropiques (déforestation, changement d'usage des sols et récolte de bois). Au niveau du globe, Denman *et al.* (2007) estime que l'ordre de grandeur associé aux flux liés aux respirations autotrophes et hétérotrophes est d'environ 119,6 GtC/an, ainsi, en régime stationnaire, l'ordre de grandeur de la NEP est de 120 - 119,6 = 0,4 GtC/an. Il faut, en régime perturbé, rajouter le puits terrestre résiduel, égal à 2,6 GtC/an, qui représente les variations de séquestration entraînées par les modifications de la composition de l'atmosphère et les modifications des paramètres climatiques. L'ordre de grandeur de la NEP globale en 2005 est ainsi de $0{,}4 + 2{,}6 = 3$ GtC/an.

**Prise en compte des feux naturels et des perturbations anthropiques** :

En retranchant les émissions liées aux feux naturels et aux perturbations anthropiques à la NEP, on obtient la productivité nette du biome (ou net biome productivity, NBP), définie comme la différence entre la productivité nette de l'écosystème et les pertes de carbone liées aux mécanismes de combustion, de déforestation et de changement d'usage des sols, notées $Comb$ et les pertes liées à la récolte de produits bois notées $Rec$.

$$NBP = NEP - Comb - Rec \tag{1.11}$$

$Comb$ est estimé en considérant les flux liés à la déforestation et au changements d'usage des terres dans Denman *et al.* (2007), soit 1,6 GtC/an. $Rec$ est égal à la quantité de carbone contenue dans les produits bois récoltés à l'échelle mondiale, soit environ 1,7 GtC/an. Ce chiffre est calculé grâce aux données fournies par FAOSTAT pour l'ensemble du globe [7].

L'ordre de grandeur de la NBP globale en 2005 est ainsi de 3 - 1,6 - 1,7 = -0,3 GtC/an. Ce chiffre présente, par nature, une grande variabilité interannuelle (fonction de la production de produits bois et du rythme de changement d'usage des sols).

La NBP ne recoupe pas entièrement la variation globale du réservoir biomasse terrestre et sols puisque elle considère le bois récolté comme une perte de carbone dans le

7. Plus précisément ce chiffre résulte de la somme des productions globales de trois types de produits dont les nomenclatures FAOSTAT sont les suivantes : « Roundwood + (Total) » ; « Wood Fuel + (Total) » ; « Paper and Paperboard + (Total) ». Pour les calculs nous faisons les hypothèses : 1 $m^3$ de bois $\approx$ 1 $tCO_2$ et 1 $m^3$ de bois $\approx$ 0,7 t de bois. Enfin nous considérons les chiffres de 2005 afin d'être cohérents avec Denman *et al.* (2007).

système étudié : les produits bois sont oxydés dans un autre réservoir et sont pour cela qualifiés de flux horizontaux. Or rien n'empêche de rattacher ces flux à la surface sur laquelle les produits bois dont ils sont issus ont été produits. C'est ce que nous faisons en définissant un cinquième niveau.

**Prise en compte de la séquestration dans les produits bois** :

La productivité nette de la filière forêt-bois (ou *net forest sector productivity*, NFSP) permet de prendre en compte le stock des produits bois récoltés en forêt et utilisés dans les activités anthropiques (bois matériaux, papier, bois énergie, etc).

Ce niveau prend explicitement en compte l'inertie liée au stockage du carbone dans les produits bois. La NFSP définit un niveau de comptabilité comparable à la variation totale du réservoir biomasse de Denman *et al.* (2007) qui définit un puits net de l'ordre de 1 GtC/an. Le carbone constitutif de produits bois de la filière est rejeté soit par combustion ($Comb_{bois}$) soit par des mécanismes d'oxydation ($Oxyd_{bois}$) en fin de vie des produits.

$$NFSP = NBP + Rec - Comb_{bois} - Oxyd_{bois} \tag{1.12}$$

Par différence on calcule la somme des émissions liées à la combustion de bois et à l'oxydation dans la filière :

$$1 = -0,3 + 1,7 - Comb_{bois} - Oxyd_{bois} \tag{1.13}$$

Soit :

$$Comb_{bois} + Oxyd_{bois} = 0,4\,\mathrm{GtC/an} \tag{1.14}$$

La comparaison de ce chiffres avec la quantité *Rec* récolté annuellement montre qu'en 2005, le stock de bois dans les filières anthropiques augmente : les flux sortants de la filière liés à la combustion et à l'oxydation des produits bois en fin de vie (0,4 GtC/an) sont plus faibles que les flux entrants dans la filière (1,7 GtC/an).

**Prise en compte des émissions d'origine fossile dans un cadre comptable élargi**

Enfin, un sixième niveau, que nous définissons comme la productivité nette des secteurs forêt-bois et énergie fossile (ou *net forest and energy sectors productivity*, NFEP) tient compte de l'ensemble des émissions d'origine fossile (notées $fossiles$) dans les activités anthropiques. Ces émissions peuvent être instantanées (combustion d'énergie fossile) ou différées (carbone fossile constitutif, dans les matériaux plastiques par exemple).

$$NFEP = NFSP - fossiles \tag{1.15}$$

La NFEP représente la somme des variations des stocks du réservoir biomasse terrestre ( + 1 GtC/an) et du réservoir fossile (- 7,2 GtC/an). Elle est donc négative et égale à - 6,2 GtC/an.

### 1.1.3 Chaque niveau d'analyse définit une option d'atténuation

Chaque niveau de comptabilité définit une « productivité » qui est par convention positive lorsque le flux sortant de l'atmosphère vers les réservoirs biomasse terrestre et fossile, c'est à dire le produit de la photosynthèse, dépasse la somme des flux entrants (respirations, oxydations, combustions).

En cherchant par quels mécanismes cette productivité peut être augmentée, il est possible de définir les options d'atténuation à chaque niveau d'étude, et la résultante pour le niveau global NFEP.

**Augmenter le produit de la photosynthèse ($\frac{dGPP}{dt} > 0$)**

La GPP est fonction du nombre de cellules photosynthétiques et de leur taux d'utilisation. Le nombre de cellules peut être augmenté en augmentant la surface occupée par les végétaux ou en augmentant leur densité d'occupation du sol. Le taux d'utilisation dépend quant à lui des paramètres climatiques et atmosphériques (fertilisation par dépôts azotés, concentration de $CO_2$ dans l'atmosphère, température de l'air, précipitations, etc).

**Augmenter le rendement de la photosynthèse ($\frac{dNPP}{dt} > 0$ )**

L'augmentation de l'assimilation du carbone par la photosynthèse va de pair avec une augmentation des processus cataboliques de type respiration chez les plantes. Le rendement de la photosynthèse dépend des espèces de végétaux et des paramètres atmosphériques et climatiques. Afin de l'améliorer, plusieurs espèces tropicales ont développé

une photosynthèse dite en C4 qui permet de limiter les effets de la photorespiration (voir la note 4). Il s'agit d'une adaptation naturelle qui constitue une option d'atténuation limitée aux zones tropicales (par exemple en remplaçant les cultures de blé, dont la photosynthèse est en C3, par du maïs ou du sorgho, dont la photosynthèse est en C4 [8]).

**Augmenter la séquestration de carbone dans les écosystèmes existants ($\frac{dNEP}{dt} > 0$)**

La rapport du *German Advisory Council on Global Change* (WBGU, 1998) montre que les valeurs de NEP diffèrent largement selon les écosystèmes. Elles sont comprises dans une fourchette allant de - 12 tC/ha/an (source pour certains écosystèmes prairiaux tempérés à photosynthèse en C3) à + 15,5 tC/ha/an (puits pour certaines forêts tempérées) [9].

Ainsi, outre l'amélioration du rendement de la photosynthèse, il est possible d'augmenter la séquestration en modifiant le type d'écosystème ou la gestion anthropique de l'écosystème initial. Kurz *et al.* (1997) mettent en évidence qu'en changeant le mode de gestion des peuplements forestiers, le volume de carbone séquestré dans l'écosystème forestier est modifié.

En outre l'évolution des paramètres atmosphériques a récemment remis en cause la théorie d'Odum qui stipulait à la fin des années 60 que seules les forêts immatures stockaient du carbone (Odum, 1969). La théorie d'Odum ne tient qu'en environnement stabilisé. Lorsque la concentration atmosphérique de $CO_2$ et les dépôts azotés augmentent, comme depuis quelques décennies, Nabuurs *et al.* (2007), Luyssaert *et al.* (2008) et Grace (2004) montrent que les forêts anciennes peuvent constituer un puits net.

En définitive, la NEP peut être augmentée en favorisant certains écosystèmes par rapport à d'autres ou en adaptant le mode de gestion des forêts anthropisées.

**Limiter la déforestation, et le changement d'usage des sols ($\frac{dNBP}{dt} > 0$)**

La NBP prend en compte le relargage du carbone lors des changements d'usage des sols, incluant notamment les phénomènes de déforestation.

La déforestation et le relargage du carbone forestier associé par combustion ou déstabilisation de la structure des sols représentent 12 % des émissions d'origine anthropique (van der Werf *et al.*, 2009), soit environ 1,6 GtC/an. De plus, une forêt détruite est généralement remplacée *in fine* par un écosystème qui séquestre moins de carbone voire qui a un flux de carbone net vers l'atmosphère positif, par exemple certains écosystèmes prairiaux (confer point précédent sur la NEP).

8. Indépendamment des problèmes liés à l'introduction d'espèces exotiques que cela peut générer.
9. WBGU (1998, p.47, tableau 4).

**Augmenter la séquestration dans les produits bois ($\frac{dNFSP}{dt} > 0$)**

Contrairement au niveau NBP, la NFSP ne comptabilise pas le bois récolté comme une perte de carbone mais prend en compte l'ensemble de la filière bois jusqu'au relargage final par combustion ou oxydation. L'intérêt de ce niveau est qu'il fait apparaître qu'à surface forestière constante (en faisant notamment l'hypothèse que la récolte de bois est durable et n'est pas issue de la déforestation), il est équivalent du point de vue comptable de récolter du bois *in fine* oxydé ou brûlé dans la filière ou de laisser s'oxyder le carbone assimilé par la photosynthèse dans les litières [10]. En tenant compte du temps de résidence du bois dans la filière cette récolte peut conduire à un relargage du carbone différé si la durée de vie moyenne des produits est supérieur à la durée au bout de laquelle le bois mort est oxydé dans les litières.

Dans sa thèse, Vallet (2005) calcule, pour la France, la durée de vie apparente des produits bois répartis en cinq grandes catégories : le bois-énergie, les papiers/cartons, les emballages bois, le bois de construction et l'ameublement. La durée de vie apparente tient compte des pertes lors de la transformation [11] et du recyclage des produits. Le tableau 1.1 synthétise les résultats de Vallet (2005).

| Bois-énergie | Papier/cartons | Emballage | Ameublement | Construction |
|---|---|---|---|---|
| 20 mois | 26 mois | 3,9 ans | 8,5 ans | 9,1 ans |

Tableau 1.1: Durée de vie apparente des produits dans la filière bois. Source : Vallet (2005)

Augmenter le volume de bois récolté peut augmenter la NFSP si la durée de vie moyenne dans la filière excède la durée de décomposition du bois en forêt. Or la durée moyenne de stockage dans les produits bois dépend de la nature des produits bois et, donc, du type de gestion forestière appliquée en amont. Une gestion forestière dont l'objectif est de produire plus de bois d'œuvre à destination de la construction entraîne indirectement un stockage plus long dans la filière qu'une gestion visant à alimenter les filières trituration et énergie.

Martel (2010) montre qu'en allongeant de dix ans les révolution dans une futaie régulière [12] de Douglas en France, et en augmentant ainsi le ratio bois d'œuvre (construction et ameublement) sur bois de trituration (papier/carton et bois-énergie), la variation moyenne du stock de carbone (en forêt et dans les produits bois issus de l'exploitation) est égale à $+24{,}7$ tC/ha.

10. Nous faisons l'hypothèse que la minéralisation du carbone organique du sol est négligeable.

11. Par exemple si un produit a une espérance de vie de 15 ans, mais que 60 % de la grume (tronc) utilisée pour sa construction sont perdus lors de la transformation sous forme de chutes dont la durée de vie est de deux ans, la durée de vie apparente est égale à $40\,\% \times 15 + 60\,\% \times 2 = 7,2$ ans.

12. Une futaie régulière est une structure forestière dans laquelle tous les arbres sont issus de semis et ont le même âge.

**Intégration du secteur fossile ($\frac{dNFEP}{dt} > 0$)**

La NFEP est négative du fait des émissions issues de la combustion des hydrocarbures fossiles. Ces hydrocarbures fossiles sont utilisés pour la production d'énergie directe mais également indirectement pour la transformation des produits dans les activités anthropiques et dans la constitution de certains matériaux (plastiques).

Le bois constitue également une source potentielle d'énergie et une matière première pour la fabrication de matériaux (construction, ameublement, emballage, etc). Nous avons vu que le relargage du carbone constitutif des produits bois en fin de vie ne réduisait pas la productivité de la NFSP. Dans le cadre de la NFEP, la substitution de produits non-bois par des produits bois pour la production d'énergie ou de matériaux est ainsi susceptible d'être une option d'atténuation. Les deux paragraphes qui suivent détaillent ces options.

*Substitution énergétique*

Utiliser le bois à des fins énergétiques en substitution aux sources d'énergie fossiles permet de réduire les émissions de GES à service énergétique constant. Ceci s'explique par la neutralité carbone de la combustion de bois-énergie. Cette neutralité n'est effective que dans l'hypothèse où l'arbre abattu pour la fabrication de bois-énergie est remplacé par un autre arbre qui recapture le carbone émis lors de la combustion de son prédecésseur lors de sa croissance. Si ce n'est pas le cas, à service énergétique constant, le bois émet presque deux fois plus que le charbon et trois fois plus que le gaz [13].

Autrement dit, il n'y a diminution des flux entrants par substitution énergétique que dans l'hypothèse d'une récolte soutenable, c'est à dire une récolte n'entraînant pas une diminution du stock de bois sur pied sur une surface et pour une période données.

La quantité de $CO_2$ fossile non émise du fait de l'utilisation de bois à la place d'énergies fossiles est variable et dépend de trois facteurs [14] :

1. Les caractéristiques physiques des produits bois, notamment la granulométrie et le taux d'humidité. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) et donc le rendement de la combustion sont d'autant plus élevés que le produit est sec.

13. On considère que le gaz émet environ 200 kg $CO_2$/MWh et le charbon environ 350 kg $CO_2$/MWh (Traisnel *et al.*, 2010). Si on fait l'hypothèse que 1 $m^3$ de bois $\approx$ 2,12 MWh $\approx$ 0,7 t (voir annexe C) et que le pourcentage massique de carbone dans le bois est d'environ 50 % alors 1 MWh obtenu par la combustion du bois émet 605 kg $CO_2$.
14. Le chapitre 7 revient de manière détaillée sur l'étude de ces facteurs.

2. Les techniques de combustion proprement dites. Les rendements varient considérablement : de moins de 5 % en cheminée en foyer ouvert à plus de 80 % en chaudière à flamme inversée.
3. Le rendement et les techniques de combustion du combustible fossile substitut.

Le tableau 1.2 illustre ces différences dans le cas de deux produits bois, les plaquettes forestières et les plaquettes industrielles (fin de vie des produits bois et connexes de scierie) en remplacement de trois combustibles fossiles.

| | Plaquettes forestières | Plaquettes d'industrie |
|---|---|---|
| Gaz | 1,05 | 1,06 |
| Fioul | 1,35 | 1,36 |
| Charbon | 1,76 | 1,78 |

Tableau 1.2: Émissions de GES évitées (en kg éq $CO_2$) pour l'utilisation de 1 kg de produit bois en remplacement de trois types d'énergie fossile, d'après Petersen (2006).

*Substitution matériaux*

Le bois possède des propriétés mécaniques pouvant se substituer à celles d'autres matériaux. Ces propriétés sont utilisées dans la construction, l'isolation, l'emballage ou l'aménagement des habitations. Les produits bois ne contiennent pas de carbone fossile constitutif et leur transformation est généralement moins coûteuse en énergie fossile que les produits non-bois substituts. À partir d'une revue de littérature recensant des analyses de cycle de vie (ACV), Petersen et Solberg (2005, p.256, tableau 2) montrent que cet effet est très variable et dépend largement du type d'utilisation et du produit non-bois remplacé. À titre d'exemple, Petersen et Solberg (2005) rapportent que l'utilisation de 1 $m^3$ de parquet de chêne à la place de la moquette en laine permet d'éviter l'émission de 20 $tCO_2$ ou bien que l'utilisation de charpente en bois en remplacement du béton évite l'émission de 1 $tCO_2$ par $m^3$ de bois utilisé. Au contraire, l'utilisation de traverses de chemin de fer en bois est plus émettrice que le béton ($+0{,}3\,tCO_2/m^3$) dans l'hypothèse où le bois est mis en décharge en fin de vie, en raison des traitements chimiques qui empêchent son utilisation en bois-énergie.

**Synthèse : deux leviers d'atténuation potentiels**

Dans le cadre global de la NFEP, les différentes options d'atténuation peuvent être regroupées en deux groupes :

1. Les options visant à augmenter la productivité de la NFSP : (1) réduction de la déforestation (12 % des émissions totales de $CO_2$ anthropique), (2) augmentation du produit de la photosynthèse, *via* le développement des surfaces productives (afforestation, reforestation), la densification des surfaces productives ou la modification du type de gestion des écosystèmes forestiers et (3) augmentation de la durée de vie des produits bois dans la filière. Ces options définissent le *levier séquestration*.
2. Les options visant à réduire les flux entrants en provenance du réservoir fossile en augmentant la consommation de produits bois dont la combustion est, dans l'hypothèse d'une récolte soutenable, neutre en $CO_2$ et dont la fabrication est généralement plus sobre en énergie que celle des produits non-bois. Ces options définissent le *levier substitution*.

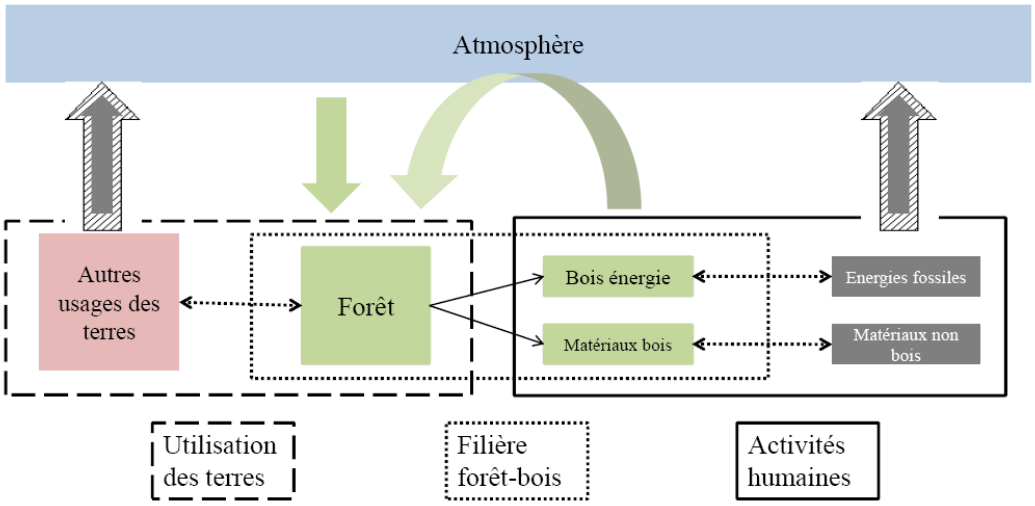



Figure 1.3: Mise en évidence des deux leviers d'atténuation de la filière. Les flèches en pointillés représentent les lieux de substitution ou de compétition. La partie hachurée des flèches décrivant les flux entrants correspond à la réduction liée aux deux leviers. Le levier substitution réduit les émissions fossiles et augmente les émissions de la filière dont le bilan est neutre. Le levier séquestration réduit les émissions dues à la déforestation et/ou augmente la séquestration dans les écosystèmes forestiers. Source : librement inspiré de la figure 9.3 dans Nabuurs *et al.* (2007)

Dans la section suivante, nous considérons uniquement les potentiels de séquestration *in situ* (par réduction de la déforestation ou par augmentation du produit de la photosynthèse) et le potentiel de substitution énergétique. En particulier, nous n'évaluons pas

les potentiels de la séquestration dans la filière et les potentiels de la substitution « matériaux ».

## 1.2 Potentiel économique d'atténuation du levier séquestration en forêt et du levier substitution énergétique

L'objectif de cette seconde section est d'estimer le potentiel d'atténuation des deux leviers au niveau mondial et au niveau français. Dans une première partie nous présentons les méthodes d'estimation des coûts de réduction des émissions. Nous dressons ensuite un panorama des estimations pour le levier séquestration en forêt et le levier substitution énergétique.

Pour cela, nous nous basons sur la revue de littérature du GIEC (Nabuurs *et al.*, 2007), qui répertorie le potentiel pour trois classes de prix du $CO_2$ : 1-20 US\$/t$CO_2$ ; 20-50 US\$/t$CO_2$ et $<$ 100 US\$/t$CO_2$. Cette dernière classe est également appelée « potentiel technique », ce qui suggère qu'à partir de 100 US\$/t$CO_2$, les leviers sont mobilisés au maximum de leur capacité.

### 1.2.1 Coûts de réduction des émissions : métriques et modes de calcul

Le coût de réduction des émissions définit le coût d'une mesure par laquelle on passe d'une situation de référence à une situation caractérisée par un niveau net [15] d'émission plus faible. Ce coût de réduction des émissions (ou coût d'abattement) recoupe plusieurs notions selon le système auquel ces coûts font référence et suivant la métrique considérée.

*Trois métriques différentes*

La figure 1.4 met en évidence les trois métriques utilisées dans l'étude des coûts de réduction des émissions. Le coût marginal de réduction traduit le coût incrémentiel de la réduction d'émission d'une tonne supplémentaire de C ou de $CO_2$. La somme des coûts marginaux est égale au coût total de la réduction d'un niveau d'émission donné. Enfin le coût moyen d'abattement est le coût total divisé par la quantité de réduction d'émission. La distinction de ces trois métriques est importante pour éviter les confusions. Par exemple le coût marginal de réduction peut être positif alors même que le coût total et le coût moyen sont négatifs (c'est le cas pour des niveaux de réduction compris entre x et z sur la figure 1.4).

15. *Stricto sensu* une mesure d'afforestation par exemple n'est pas une mesure de réduction d'émissions mais une mesure de séquestration du carbone dans la biomasse. Néanmoins la séquestration permet de diminuer le niveau net des émissions depuis les réservoirs fossiles et biomasse terrestre et nous la comptons comme une mesure de réduction des émissions.

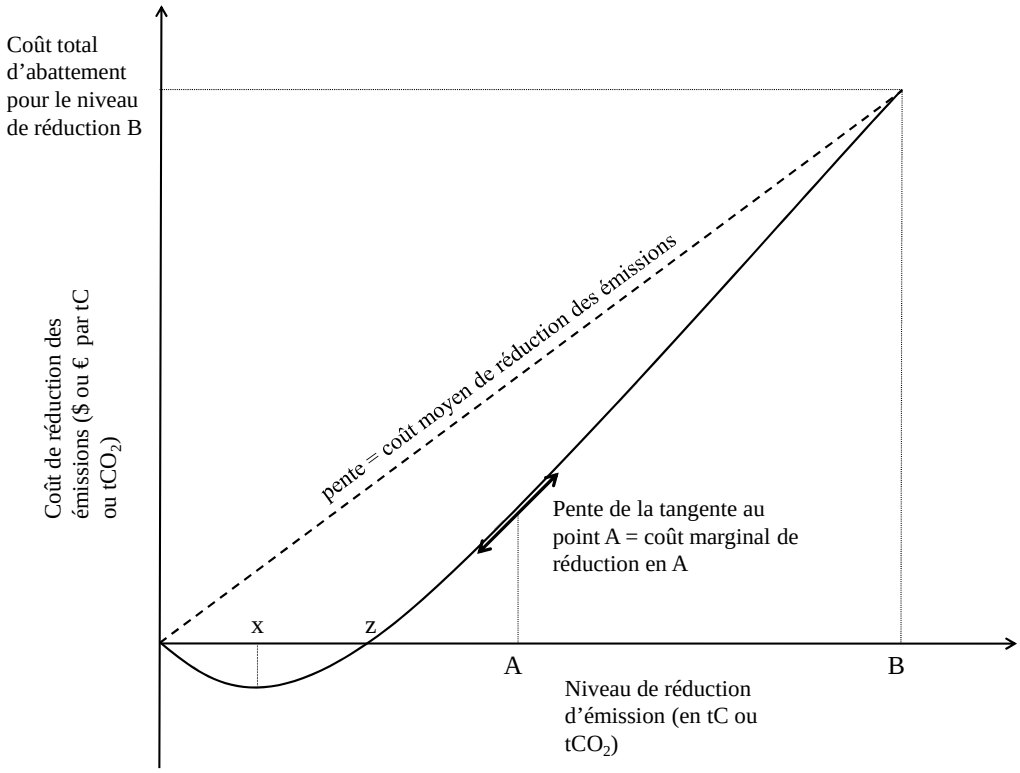



Figure 1.4: Mise en évidence des trois métriques usuelles dans l'étude des coûts de réduction des émissions

*Plusieurs périmètres de calcul qui conduisent à des indicateurs de nature différente*

La table 1.3 présente les quatre niveaux de calcul des coûts de réduction proposés par Hourcade et Robinson (1996). Le calcul des coûts présentés dans ce tableau repose sur un périmètre économique de taille croissante depuis les coûts techniques vers les coûts en bien-être. Ces quatre niveaux de coûts peuvent ne pas être corrélés, par exemple une mesure de réduction peu coûteuse pour un secteur donné peut, lorsqu'on prend en compte les rétroactions sur l'ensemble de l'économie, révéler un coût global important.

La littérature met en évidence des mesures de réduction d'émission à coût négatif à chaque niveau de calcul, cela s'explique par la prise en compte des effets secondaires positifs des mesures de réduction [16].

Ces mesures à coût négatif sont appelées *potentiels sans regrets*, autrement dit des « mesures qui valent la peine d'être prises qu'il y ait ou non des raisons liées au climat pour le faire » (Hourcade et Robinson, 1996). Deux types de potentiels sans regrets peuvent être distingués selon le niveau d'étude :

1. Les *potentiels à coûts négatif* représentent l'ensemble des mesures dont le coût technique est négatif, par exemple le remplacement des ampoules à incandescence par des LED dans le secteur résidentiel ;
2. Les *mesures à double dividende* représentent l'ensemble des mesures dont les répercussions sur l'emploi ou la croissance, par exemple *via* le recyclage d'une taxe, compensent, complètement ou partiellement, les coûts de l'adoption. Le double dividende peut également se manifester au niveau du bien-être global, par exemple à travers la réduction de nuisances environnementales (pollution de l'air en ville, nuisances sonores).

L'existence de ces potentiels sans regrets pose néanmoins question : si ces mesures conduisent effectivement à une situation caractérisée par un niveau inférieur d'émission par rapport à la situation de départ, le tout sans coût supplémentaire (ou même avec un bénéfice net), elles devraient, logiquement, être adoptées même sans incitation politique. Jaffe et Stavins (1994) expliquent l'existence de ces potentiels sans regrets par la présence d'*efficiency gap* qui traduisent des imperfections de marchés (par exemple des coûts de transaction) ou des défauts institutionnels non représentés dans les modèles.

En définitive, les coûts de réduction d'émission regroupent des indicateurs différents selon la métrique utilisée et selon le périmètre du système d'étude.

16. Ces effets secondaires positifs ne doivent pas être confondus avec les bénéfices des mesures de réduction en terme de réduction des dommages marginaux du changement climatique qui sont pris en compte dans le chapitre 6 et explicités en annexe E.

| **Type de coût** | **Exemple** | **Caractéristiques** | **Méthodes ou outils de calcul** |
|---|---|---|---|
| Coûts techniques et mesures financières directes | Coût du remplacement de l'énergie fossile par le bois dans la production de chaleur (changement d'équipement), coût de reboisement | Seules sources d'information pour les secteurs non représentés dans les modèles macro-économiques agrégés | Études locales et sectorielles. |
| Coûts économiques sectoriels | Toutes les analyses sectorielles (filière bois, filière énergie) de coûts | Représentation cohérente d'un secteur et donc des coûts qui s'y rattachent. Ne capturent pas les retroactions macroéconomiques (utilisent quelques indicateurs macroéconomiques en entrée) | Modèles en équilibre partiel |
| Coûts macroéconomiques | Coût en perte de PIB d'une mesure de réduction | Prise en compte des effets d'équilibre général | Modèles en équilibre général ou couplage de modèles sectoriels dans un cadre d'équilibre général |
| Coûts en bien-être | Coût de la redistribution des recettes d'une taxe environnementale | Peut-être lié aux coûts macroéconomiques (une politique climatique peut entraîner une réduction de la consommation) mais pas seulement, le bien-être humain n'étant pas fonction que de la consommation. Capture les effets de redistribution sur le bien-être général | Modèles en équilibre général |

Tableau 1.3: Les quatre niveaux d'étude des coûts de réduction d'émissions. Source : Hourcade et Robinson (1996)

### 1.2.2 Estimations pour le levier séquestration en forêt

#### Estimations à l'échelle globale

Deux approches permettent d'estimer les potentiels d'atténuation du levier séquestration : les études régionales, dites *bottom-up*, à l'échelle d'un pays ou d'un continent et les modèles forestiers globaux. Les résultats de ces deux approches sont reportoriés dans le tableau 1.4. Les chiffres du tableau sont issus de Nabuurs *et al.* (2007) d'après les résultats de trois modèles forestiers : TSM (Sohngen et Sedjo, 2006), GCOMAP (Sathaye *et al.*, 2007) et IIASA-DIMA (Benítez-Ponce *et al.*, 2007). Les références des études régionales utilisées sont disponibles dans Nabuurs *et al.* (2007).

Les deux approches adoptent des méthodologies différentes : les études régionales représentent plusieurs options d'atténuation adaptées à une région donnée mais sans représenter le commerce extérieur et donc sans intégrer l'économie régionale dans le reste de l'économie mondiale (confer les 2$^{e}$ et 3$^{e}$ lignes du tableau 1.3). Les modèles forestiers globaux représentent des options d'atténuation plus stylisées mais incluent la compétition avec les autres secteurs de l'économie et le commerce extérieur. Globalement, les potentiels d'atténuation des études bottom-up sont plus faibles que ceux calculés par les modèles forestiers. Cela s'explique notamment par la prise en compte des barrières institutionnelles ou des coûts de transaction dans ces études.

| | Résultats des modèles globaux pour 2030 en $MtCO_2$/an | | | Résultats des études régionales pour 2040 en $MtCO_2$/an | |
|---|---|---|---|---|---|
| Pays | Potentiel pour prix du carbone <100 US$/$tCO_2$ | Fraction de la classe de coûts 1-20 US$/$tCO_2$ | Fraction de la classe de coûts 20-50 US$/$tCO_2$ | Potentiel pour prix du carbone < 100 US$/$tCO_2$ | Fraction de la classe de coûts 1-20 US$/$tCO_2$ |
| Amérique du Nord | | | | 400-820 | 0,2 |
| USA | 2045 (10) | 0,26 (0,2) | 0,31 (0,3) | | |
| Europe | 295 (10) | 0,3 (0,17) | 0,21 (0,27) | 90-180 | 0,2 |
| OCDE Pacifique | 255 (30) | 0,25 (0,48) | 0,34 (0,25) | 85-255 | 0,35 |
| Russie | | | | 150-300 | 0,3 |
| Pays en transition | 1685 (85) | 0,33 (0,37) | 0,28 (0,22) | | |
| Afrique | 1925 (1160) | 0,7 (0,7) | 0,18 (0,19) | 300-875 | 0,6 |
| Amérique Centrale et Amérique du Sud | 3145 (1845) | 0,44 (0,47) | 0,36 (0,37) | 500-1750 | 0,6 |
| Asie du Sud-Est (Non Annexe I) | 1915 (110) | 0,26 (0,35) | 0,27 (0,29) | 450-1275 | 0,45 |
| Moyen-Orient | 135 (30) | 0,57 (0,78) | 0,22 (0,4) | | |
| Autres Asie | 2375 (670) | 0,49 (0,52) | 0,24 (0,23) | | |
| Total | 13775 (3950) | 0,42 (0,54) | 0,28 (0,28) | 1975-5455 | |

Tableau 1.4: Potentiels d'atténuation du levier séquestration. Calculs grâce aux modèles globaux (potentiels pour trois classes de prix) et aux études régionales (potentiels pour deux classes de prix). Entre parenthèses : potentiels de déforestation évitée calculés grâce aux modèles globaux. Source : Nabuurs *et al.* (2007)

Nabuurs *et al.* (2007) retiennent la fourchette de 1270-4230 $MtCO_2$/an à l'horizon 2030 (*medium confidence, medium agreement*) c'est-à-dire des valeurs légèrement plus faibles que la somme des potentiels issus des études bottom-up pour 2040.

**Estimations à l'échelle française**

Sur la période 2005-2010, le stock de bois sur pied sur le territoire français s'est accru d'environ 53-57 $Mm^3$/an (volume total), soit une séquestration dans la biomasse aérienne d'environ 55 $MtCO_2$/an (IFN, 2011) [17]. Cette capitalisation du stock ne résulte pas d'une politique climatique incitant la séquestration en forêt. En ceci, on peut considérer qu'il s'agit d'un potentiel de séquestration à coût négatif correspondant à la définition stricte d'un « potentiel sans regret ». Comme nous le verrons dans la section 3, ce potentiel n'est comptabilisé qu'à hauteur de 3,2 $MtCO_2$/an par l'article 3.4 du Protocole de Kyoto. Le potentiel pour un prix du carbone positif n'est pas connu, ce qui peut s'expliquer par le fait que l'essentiel du potentiel à coût négatif n'est pas valorisé.

### 1.2.3 Estimations pour le levier substitution énergétique

**Estimations à l'échelle globale**

Nous estimons le potentiel d'atténuation lié à la substitution énergétique sur la base de la disponibilité physique de la biomasse en forêt et du calcul d'un coefficient de substitution énergétique entre le bois-énergie et les énergies fossiles.

À partir des travaux de Fisher *et al.* (2007), Ericsson et Nilsson (2006), Yoshioka *et al.* (2006) et Yamamoto *et al.* (2001), Nabuurs *et al.* (2007) exprime le potentiel d'atténuation technique en EJ/an [18] pour la période 2020-2050 pour plusieurs groupes de pays. Ces chiffres sont reportés dans le tableau 1.5 en y intégrant leur traduction en $tCO_2$ évitées selon que le bois remplace un mix énergétique constitué uniquement d'énergies fossiles (auquel cas l'utilisation de 1 $m^3$ de bois permet d'éviter l'émission de 1 $tCO_2$) ou qu'il remplace un mix énergétique du type mix résidentiel français incluant l'énergie nucléaire (auquel cas 1 $m^3$ de bois permet d'éviter l'émission de 0,625 $tCO_2$) [19].

17. Ces chiffres se basent sur les « nouvelles données » de l'IFN qui mesurent directement les prélèvement en forêt. Ces données remplacent celles présentées dans Colin *et al.* (2009) qui faisait état d'un accroissement de 69 $Mm^3$/an (soit une séquestration de 69 $MtCO_2$/an) et celles de Pignard (2004) qui parvenait à des conclusions similaires à Colin *et al.* (2009) (séquestration de 18,7 MtC/an soit 68,8 $MtCO_2$/an).
18. $1\,EJ = 10^{18}\,J = 277{,}778\,TWh$.
19. Le calcul des coefficients de substitution sera détaillé dans les chapitres 5 et 7.

| | Quantité d'énergie substituable (EJ/an) | | Volume équivalent de bois fort ($Mm^3$/an) | | Émissions évitées ($MtCO_2$/an) pour un mix résidentiel français | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Regions | Valeur basse | Valeur haute | Valeur basse | Valeur haute | Valeur basse | Valeur haute |
| OCDE | | | | | | |
| Amérique du Nord | 3 | 11 | 321 | 1179 | 201 | 737 |
| Europe | 1 | 4 | 107 | 429 | 67 | 268 |
| Japon, Australie et Nouvelle-Zélande | 1 | 3 | 107 | 321 | 67 | 201 |
| Economies en transition | | | | | | |
| Europe centrale et de l'Est, Caucase et Asie Centrale | 2 | 10 | 214 | 1071 | 134 | 670 |
| Non-OCDE | | | | | | |
| Amérique Latine | 1 | 21 | 107 | 2250 | 67 | 1406 |
| Afrique | 1 | 10 | 107 | 1071 | 67 | 670 |
| Asie de l'Est (non Annexe I) | 1 | 5 | 107 | 536 | 67 | 335 |
| Autres pays d'Asie (non Annexe I) | 1 | 8 | 107 | 857 | 67 | 536 |
| Moyen Orient | 1 | 2 | 107 | 214 | 67 | 134 |
| Monde | 12 | 74 | 1286 | 7929 | 804 | 4955 |

Tableau 1.5: Potentiels d'atténuation technique (pour prix du carbone $< 100$ US\$/$tCO_2$) du levier substitution énergétique. Source : Nabuurs *et al.* (2007)

Nabuurs *et al.* (2007) estiment que le potentiel économique pour un prix du carbone inférieur à 20 US$/t$CO_2$ se situe dans une fourchette de 10 à 20 % du potentiel technique[20]. En considérant les deux niveaux supplémentaires d'incertitude (disponibilité globale et nature du mix énergétique substitut), le potentiel global est compris entre 804 × 10 % = 80 Mt$CO_2$ (pour une valeur basse des disponibilités en biomasse et le remplacement d'un mix de type résidentiel français) à 7 929 × 20 % = 1 585 Mt$CO_2$ (pour une valeur haute des disponibilités en biomasse et le remplacement d'un mix de type fossile).

**Estimations à l'échelle française**

À l'échelle française, Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) ont mis en évidence qu'au prix actuel de marché du bois-énergie, il serait possible de récolter en forêt 12 $Mm^3$ de bois et 7,2 $Mm^3$ de rémanents (déchets d'exploitation) de plus qu'actuellement sans appauvrir la ressource et les sols. En considérant le coefficient de substitution pour le mix résidentiel français, cela constitue un potentiel d'atténuation de 12 Mt$CO_2$. Le potentiel technique global, calculé en prenant le stock actuellement inexploitable car trop coûteux, est évalué à 21 $Mm^3$ de bois forestier plus 9,1 $Mm^3$ de rémanents (Colin *et al.*, 2009) ce qui représente près de 19 Mt$CO_2$.

### 1.2.4 Conclusion : le potentiel d'atténuation du levier séquestration est globalement plus important que le potentiel du levier substitution

Les résultats sont synthétisés dans le tableau 1.6. Les valeurs pour le levier substitution sont données pour la période 2020-2050 (sauf pour la France où elles correspondent aux valeurs pour 2020). Les valeurs pour le levier séquestration sont données à l'horizon 2030.

| | Potentiel technique | | Potentiel pour 1-20 US$/t$CO_2$ (0 US$/t$CO_2$ pour la France) | |
|---|---|---|---|---|
| | substitution | séquestration | substitution | séquestration |
| Monde | 80-1585 | 1270-4230 | 8-317 | 127-846 |
| France | 19 | | 12 | |

Tableau 1.6: Potentiels globaux et français des leviers séquestration en forêt et substitution énergétique (en Mt$CO_2$).

En France métropolitaine, le potentiel technique du levier substitution énergétique est de l'ordre de 12 Mt$CO_2$/an (soit un peu moins de 1/5e des émissions liées à la production et à la transformation d'énergie en France en 2008).

20. Cette fourchette est calculée en tenant compte d'un coût moyen de production des produits bois-énergie.

## 1.3 Historique du recours aux deux leviers d'atténuation dans les politiques climatiques de la filière forêt-bois

L'objectif de cette troisième et dernière section est d'analyser le recours effectif aux deux leviers d'atténuation dans les politiques climatiques actuelles. Pour cela, la première partie retrace l'historique des politiques climatiques internationales, la seconde partie analyse plus précisément la situation française et la troisième partie dresse une grille d'évaluation des politiques climatiques faisant intervenir les deux leviers.

### 1.3.1 La forêt dans les politiques climatiques internationales

Suite au premier rapport du GIEC [21], la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) est signée en 1992 et se donne notamment pour objectif, dans son article 2, de « stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique ». Cinq ans et un rapport d'expertise du GIEC (1995) plus tard, le Protococle de Kyoto est signé le 11 décembre 1997, pour entrer en application le 16 février 2005 (UNFCCC, 1998) .

Le Protocole de Kyoto est un traité international qui vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre. Certains pays, dits de l'annexe B (correspondant aux pays de l'annexe 1 de la CCNUCC), doivent limiter leurs émissions de gaz à effet de serre (GES) à un seuil préalablement fixé avant 2012, date qui constitue la fin de la première période d'engagement. Pour cela, au début de cette première période d'engagement, les pays de l'annexe B ont été dotés en unités de quantité attribuée (UQA) correspondant aux objectifs de réduction. En plus de ces efforts de réduction domestique, trois mécanismes de flexibilité permettent aux pays signataires de respecter leurs engagements à moindre coût :

1. Les pays de l'annexe B peuvent racheter des UQA à d'autres pays ayant réduit leurs émissions au-delà de leurs engagements. Cet échange d'UQA entre pays signataires constitue ce que l'on appelle le marché des permis négociables et est régi par l'article 17 du Protocole de Kyoto.
2. Le mécanisme de développement propre (MDP) (article 12 du Protocole de Kyoto) permettant à des porteurs de projet d'investir dans des projets de développement additionnels en matière de réduction d'émission dans les pays hors annexe B. Ces projets émettent des certificats d'énergie renouvelable (CER). Les projets forestiers d'afforestation et de reforestation sont éligibles mais émettent des unités de réduction des émissions temporaires, de courte (5 ans) et de moyenne (20 ans) durées (en anglais tCER ou lCER).

21. Le GIEC a été créé en 1988.

3. La mise en œuvre conjointe (MOC) repose sur la même philosophie mais permet aux porteurs de projets d'investir dans des pays de l'annexe B.

D'autre part, dans le cadre du Protocole de Kyoto, les pays de l'annexe B peuvent mettre en place des outils spécifiques pour atteindre leurs objectifs de réduction d'émissions. C'est ce qu'a fait l'Union Européenne en créant le marché européen de permis d'émissions négociables (EU Emissions Trading Scheme ou EU ETS, directive européenne 2003/87/EC). Le principe est le même que pour les UQA mais appliqué aux entreprises et non aux pays : les crédits EU-ETS sont attribués intialement aux entreprises émettrices [22] (représentant 45 % des émissions de l'UE) qui peuvent ensuite les vendre ou les acheter auprès d'autres entreprises soumises au régime ou acquérir des crédits d'émissions émanant de projets MDP ou MOC. Toutefois les crédits générés par des projets MDP ou MOC forestiers sont alors exclus.

**Prise en compte de la séquestration du carbone en forêt dans le Protocole de Kyoto**

*Dans les pays de l'annexe B : articles 3.4 et 3.3*

L'article 3.4 du protocole permet de comptabiliser de manière optionnelle une partie des flux nets de carbone depuis l'atmosphère. Seules sont éligibles les forêts ayant subi des activités anthropiques comme le Protocole le stipule. L'objectif est de comptabiliser le puits net lié à la gestion forestière [23]. Pour cela seule la variation de stock de carbone des terres forestières gérées depuis 1990 est prise en compte. Ce solde est néanmoins plafonné afin d'éviter les effets d'aubaine lié au vieillissement naturel des forêts.

L'article 3.3 du Protocole impose quant à lui de comptabiliser les variations nettes liées au déboisement, reboisement et changement d'affectation des terres dans les engagements pris par les pays de l'annexe B.

*Dans les autres pays : actions indirectes par mécanismes de flexibilité*

Les pays hors annexe B ne sont pas soumis aux objectifs de réduction d'émissions. En revanche, ils peuvent aider les pays de l'annexe B à atteindre leurs objectifs à travers la mise en place de projets MDP. Dans le cadre de la première période d'engagement du Protocole de Kyoto, les seuls projets forestiers éligibles sont les projets d'afforestation et de reforestation. Ces projets doivent respecter des critères d'additionalité (comptabilisation de la séquestration supplémentaire par rapport à un scénario de

22. selon différentes modalités, une partie étant attribuée par vente aux enchères.

23. Une définition de la gestion forestière (décision 11/COP7) : ensemble d'opérations effectuées pour administrer et exploiter les forêts afin qu'elles remplissent durablement leurs fonctions écologiques, économiques (par exemple, production de bois) et sociales.

référence ou *baseline*), de non double compte (les crédits issus d'un projet ne peuvent être vendus plusieurs fois) et de permanence. Du fait du caractère non permanent des projets forestiers, deux types de crédits spécifiques aux projets forestiers ont été mis en place : les tCER (séquestration pendant 5 ans) et les lCER (séquestration pendant 20 ans).

**Prise en compte du levier substitution et de la séquestration dans les produits bois dans le Protocole de Kyoto**

*Substitution énergétique et matériaux et séquestration dans la filière*

S'appuyant sur le guide pour l'inventaire des émissions de GES édité par le GIEC (IPCC, 2006), les émissions de $CO_2$ issues de la combustion de bois à des fins énergétiques sont comptabilisées comme étant nulles par le Protocole de Kyoto. En ce sens ce dernier prend bien en compte l'effet substitution énergétique.

De même, l'effet substitution matériaux est indirectement pris en compte *via* les émissions entraînées par les processus de transformation des produits.

En revanche, le carbone constitutif du bois récolté en forêt est supposé oxydé dans l'année qui suit la récolte [24]. Le Protocole de Kyoto s'appuie sur les variations nettes de la productivité du biome (NBP) comme défini dans la section 1 et illustré par la figure 1.2. La séquestration dans les produits bois à longue durée de vie n'est donc pas prise en compte par le Protocole.

**En définitive : une prise en compte partielle de l'ensemble des mesures mises en évidence sur la figure 1.2**

Les projets MDP ne concernent que les mesures d'afforestation et de reforestation dans les pays hors annexe B. Les articles 3.3 et 3.4 prennent en compte, partiellement et uniquement pour les pays de l'annexe B, les mesures de déforestation évitée, d'afforestation, de reforestation et les mesures de gestion forestière.

En particulier, les mesures de déforestation évitées en Afrique, en Amérique du Sud et Amérique Centrale et en Asie du Sud-Est ne sont pas prises en compte dans le Protocole. Or, comme le montrent les chiffres du tableau 1.4, 95 % du potentiel d'atténuation par déforestation évité se situe dans ces 4 régions (Nabuurs *et al.*, 2007).

24. « all carbon removed in wood [...] from forests is oxidized in the year of removal (IPCC, 2006, p 5.17).

### 1.3.2 Déterminants de la situation actuelle

**La mise en place de projets de séquestration en forêt présente des difficultés techniques**

Les projets mobilisant le levier séquestration souffrent en premier lieu des difficultés liées à la mesure de la séquestration de carbone. Pignard (2004) montre, dans le cas de la France, que l'assimilation brute des écosystèmes forestiers étudiés sur sept sites différents est comprise dans une fourchette de 1000 à 2500 $gC/m^2/an$. La différence dans les valeurs s'explique par des conditions climatiques différentes (température), le type d'essence (notamment la distinction feuillus et résineux) ou la structure physique du couvert forestier (ouvert ou fermé). Pignard (2004) met également en évidence de grandes variations inter-annuelles dont les déterminants sont mal connus.

En outre, la séquestration additionnelle est mesurée par rapport à une situation de référence ou *baseline*. Le choix de cette *baseline* pose question. En général, il s'agit d'une année de référence ou d'un état de référence. Dans le premier cas, la difficulté repose sur la mesure du carbone séquestré dans un écosystème à une date passée : s'il est difficile de mesurer la séquestration actuelle, il est *a fortiori* encore plus difficile d'estimer la séquestration passée. Dans le second cas, la détermination d'un état de référence « défavorable » peut conduire à des effets d'aubaine. Par exemple dans le cas d'un projet d'afforestation, la séquestration supplémentaire sera *a priori* plus importante si la *baseline* est un écosystème prairial que s'il s'agit d'un écosystème forestier. Or il est diffile de garantir qu'un écosystème forestier ne se serait pas développé sans l'intervention de l'homme c'est-à-dire sans le projet de séquestration.

D'autre part, le risque de « fuites » (*leakages*) est important dans les projets de séquestration qui impliquent une compétition entre différents usages des terres. Si un projet de séquestration dans un pays A se traduit par une déforestation accrue ou une réduction des mesures d'afforestation/reforestation dans un pays B alors la séquestration totale (dans A et B) peut être nulle voire négative.

Les projets forestiers d'afforestation et de reforestation doivent également prendre en compte le risque de non permanence (le carbone séquestré peut être émis lors d'une tempête ou d'un incendie par exemple). Pour pallier cette difficulté, deux solutions existent : soit des crédits temporaires sont émis (cas des MDP), soit une partie des crédits permanents générés sont mis en réserve (cas de certains projets volontaires).

**Une négociation internationale défavorable aux projets de séquestration**

Outre les difficultés techniques, l'inclusion des projets de séquestration dans les mécanismes de flexibilité a également fait l'objet de débats idéologiques au sein de la communauté internationale. Lecocq et Ambrosi (2007) montrent que les projets de séquestration

ont toujours été appréhendés avec suspicion par certaines parties, notamment les écologistes et que, mal représentés, ils ont été considérés uniquement comme des variables d'ajustement des négociations. Gitz (2004) rappelle que ce sont implicitement deux visions stratégiques qui s'opposent, l'une « veillant à protéger le secteur énergétique », l'autre « donnant des priorités au pivotement de ce secteur ».

En 2001, l'Australie et les États-Unis, tous deux favorables à l'introduction de projets de séquestration en forêt, se retirent du processus de ratification du Protocole de Kyoto. Dans le même temps plusieurs voix s'élèvent contre l'inclusion des projets de séquestration : le Brésil d'une part, en étant farouchement opposé à la prise en compte de la déforestation évitée comme mesure de flexibilité, certaines ONG environnementalistes d'autre part qui font valoir le fait que les mesures d'afforestation et de reforestation avec des peuplements monospécifiques peuvent avoir un impact négatif sur la biodiversité et les populations indigènes.

En outre, les discussions autour du levier séquestration se sont focalisées sur les détails d'application des articles 3.3 et 3.4 du Protocole au détriment des mesures de flexibilité forestière dans les pays hors annexe B, ce qui a contribué à retarder l'inclusion de ces projets dans les MDP et a entraîné l'exclusion des crédits CER forestiers du marché européen des quotas d'émissions [25].

L'idée d'un mécanisme de réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD) est cependant discutée depuis la conférence des parties de Montréal en 2005. Ce mécanisme est mentionné sur la feuille de route adoptée à Bali en tant que composante indispensable à la période post-2012. En 2008, au sommet de Poznań le concept s'est transformé en « REDD + », le « + » correspondant aux mesures de conservation et d'augmentation des stocks forestiers existants à travers, notamment, des mesures de gestion forestière spécifiques. L'accord de Cancún ratifié par l'ensemble des pays, sauf la Bolivie, en décembre 2010 précise les bases du mécanisme REDD + et conforte sa nécessité.

### 1.3.3 Conséquences à l'échelle française

**La comptabilité du Protocole de Kyoto conduit à privilégier le levier substitution**

La France, pays de l'annexe B, est soumise à l'article 3.3 et a choisi de se soumettre à l'article 3.4 du Protocole de Kyoto. En 2009, le « solde 3.3 » de la France était légèrement négatif, la France a donc puisé dans le solde positif de l'article 3.4 (elle est autorisée à le faire dans la limite de 33 $MtCO_2$). D'autre part, le plafond pour l'article 3.4 est fixé à 3,2 $MtCO_2$ alors que l'IFN (2011) estime que les forêts françaises séquestrent environ 55 $MtCO_2$/an. Autrement dit l'incitation à la séquestration en France est nulle : le solde

25. Les crédits CER d'origine forestière alimentent le fonds BioCarbone de la Banque Mondiale mais sont également vendu à certaines ONG par exemple.

3.3, si tant est qu'il reste négatif, sera a priori toujours compensé par le solde 3.4 qui est comptabilisé à hauteur de 3,2 $MtCO_2$ mais qui est estimé à un niveau 16 fois supérieur.

Dans ce contexte le levier substitution, à travers notamment la substitution énergétique, constitue pour la France une opportunité pour réduire les émissions du secteur fossile. Ceci d'autant plus que la France est également intégrée au marché européen de permis d'émissions négociables pour lequel le bois est explicitement considéré comme une énergie renouvelable et génère des crédits en amont par comptabilisation des émissions évitées par effet substitution.

Dans le cadre du Protocole de Kyoto, le bois récolté est comptabilisé comme perte nette au niveau forestier. Néanmoins, si le bois utilisé pour l'énergie provient de forêts gérées dont le stock est comptabilisé dans l'article 3.4, l'utilisation de l'ensemble du potentiel technique du levier substitution estimé par Colin *et al.* (2009) (12 $MtCO_2$) peut se faire sans rendre le solde 3.4 négatif.

#### Émergence d'actions volontaires pour valoriser le levier séquestration

Un pays comme la France ne peut donc pas, à l'heure actuelle, valoriser l'intégralité du stockage annuel de carbone dans sa forêt grâce à la comptabilité du Protocole de Kyoto. La valorisation de l'accroissement forestier peut toutefois se faire dans un cadre volontaire.

La demande de compensation volontaire des émissions de carbone émane des entreprises, des acteurs publics ou de particuliers. Il existe une dizaine de labels de qualité (appelés « standards ») sur le marché et les quatre plus importants sont le *Voluntary Carbon Standard* (VCS, 33 % des crédits en volume), association à but non lucratif fondée en 2005, le *Californian Action Registry* (CAR, 29 %) de l'État de Californie, le Chicago Climate Exchange (CCX, 11 %) de l'Intercontinental Exchange et le *Gold Standard* (GS, 7 %).

Pour être valorisable sur la marché volontaire un projet carbone forestier doit respecter les mêmes règles que sur le marché réglementaire, à savoir : additionnalité, permanence et non double-compte. Il existe à ce jour une dizaine de labels de compensation volontaire qui valorisent les deux niveaux de séquestration : le stock de carbone des forêts et le stock de carbone dans les produits bois. Deux standards volontaires (VCS et CAR) approuvent depuis peu des méthodologies de réduction des émissions liées à la dégradation et à la déforestation (REDD) ce qui n'est pas le cas des projets réglementaires. Néanmoins la règle du non double-compte pose problème pour valoriser le carbone en forêt dans un cadre volontaire. En effet il faut pour cela s'assurer que les crédits ne sont pas générés par le stock pris en compte au titre des articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto.

### 1.3.4 Quels critères pour évaluer les politiques climatiques ?

Cette section a mis en évidence une contradiction : bien que, pour un prix du carbone donné, la majorité du potentiel d'atténuation de la filière forêt-bois soit lié à la séquestration en forêt, les politiques climatiques s'appuient en pratique peu sur ce levier. Ce paradoxe, dont nous avons présenté certains déterminants historiques et techniques, conduit à nous interroger sur les objectifs poursuivis par les politiques climatiques. Si l'objectif final est la réduction des émissions au moindre coût, il n'est pas sûr que les options retenues soient les plus pertinentes. Or, à côté du critère coût-efficacité, Gupta *et al.* (2007) montrent que, pour être complète, l'évaluation des politiques climatiques doit également prendre en compte les critères distributifs et les critères institutionnels. Au final quatres critères sont considérés pour évaluer les politiques climatiques.

#### L'efficacité environnementale

L'objectif d'une politique climatique est de réduire le niveau d'émissions d'origine anthropique. En théorie, l'efficacité environnementale d'une politique climatique se mesure en considérant la différence dans les niveaux d'émissions nets entrants dans l'atmosphère entre une situation de référence sans politique climatique et la réalité. En pratique, cette situation de référence peut être un état ou une année de référence, dont on a vu les limites plus haut, mais elle peut également revêtir la forme d'un scénario de référence modélisé que l'on compare avec un scénario alternatif avec politique.

#### Les coûts

Comme nous l'avons vu en section 2, les coûts de réduction des émissions regroupent des indicateurs de nature différente suivant le périmètre de calcul et la métrique considérés. En outre la question de la temporalité des coûts est importante : considère-t-on un coût à une date donnée ou se reporte-t-on à l'année initiale, et, si oui, quel taux d'actualisation choisir ?

#### Les aspects distributifs

Les conséquences environnementales et les coûts supportés diffèrent généralement suivant les porteurs d'enjeux considérés. Même si une politique atteint globalement un objectif environnemental donné à moindre coût, le coût et les bénéfices environnementaux peuvent ne pas être répartis équitablement parmi les différents acteurs. Keohane *et al.* (1998) montrent ainsi que, d'un point de vue électoral, les aspects distributifs peuvent se révèler plus importants que les critères de coûts pour le choix de la mise en place d'un instrument.

L'équité est un concept clé dans les politiques climatiques, les concepts d'équité inter- et intra- générationnelle sont au centre de la philosophie du Protocle de Kyoto par exemple. Il s'agit néanmoins d'un concept subjectif et fondamentalement différent de la popularité que l'on peut mesurer. La politique la plus équitable peut ne pas être la plus populaire et inversement.

**Les aspects institutionnels**

Les économistes évaluent généralement les politiques dans des cadres théoriques négligeant les barrières institutionnelles. Un exemple de l'importance de ces barrières institutionnelles est la difficulté à mettre en place des mesures de déforestation évitée. La réduction de la déforestation est une priorité pour réduire les émissions anthropiques de $CO_2$, néanmoins la mise en place de mesures efficaces dépend en grande partie des questions de gouvernance locale qui complexifient les résultats des modèles théoriques (Chomitz *et al.*, 2006). Les barrières institutionnelles sont ainsi à l'origine de coûts de transaction définis par Coase (1960) comme les coûts de la découverte des prix, c'est-à-dire de la négociation des contrats ou de la recherche de partenaires. Ces coûts mesurent la différence entre une situation idéale en information parfaite et le monde réel avec ses aspérités.

## 1.4 Conclusion

À l'heure actuelle, il n'existe pas de technologie miracle permettant de s'extraire du problème climatique à moindre coût. Dans ces conditions toute mesure d'atténuation doit être considérée et il semble pour cela nécessaire de s'appuyer sur un portefeuille d'actions d'atténuation impliquant tous les domaines, y compris la filière forêt-bois.

Nous avons montré que la filière forêt-bois pouvait participer à la réduction des émissions de $CO_2$ à travers deux leviers, la substitution (énergétique et matériaux) et la séquestration (en forêt et dans les produits bois). Nous avons vu que les potentiels de réduction de ces deux leviers sont potentiellement importants et dépendent des coûts de réduction des émissions.

Néanmoins, comme le montre la figure 1.5, les politiques climatiques internationales s'appuient partiellement et inégalitairement sur ces deux leviers. À l'heure actuelle, seules les approches volontaires permettent de tirer partie de l'intégralité du potentiel d'atténuation de la filière forêt-bois.

Au niveau français, cela a pour conséquence de privilégier la substitution énergétique, la majorité de la capitalisation naturelle (sans politique incitative) n'étant pas comptabilisée par la méthodologie du Protocole de Kyoto. Toutefois, des actions volontaires se multiplient

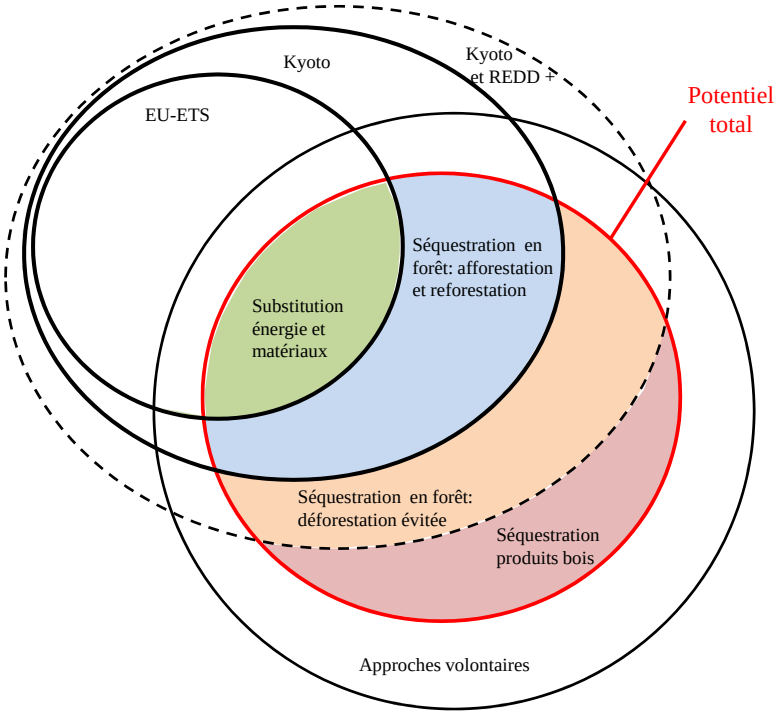



Figure 1.5: Prise en compte du potentiel d'atténuation de la filière forêt-bois par les différents systèmes actuels

pour combler partiellement ce vide en proposant une rémunération pour la séquestration du carbone en forêt.

D'autre part, outre la mesure de l'efficacité environnementale qui fait référence au niveau de réduction d'émission de gaz à effet de serre, nous avons vu que, pour être complète, l'évaluation des politiques climatiques devait prendre en compte trois critères économiques. Les coûts de réduction *stricto sensu*, qui diffèrent selon le périmètre de calcul et la métrique utilisée, les aspects distributifs (répartition des coûts de réduction entre les agents) et l'existence de coûts cachés de transaction.

L'objectif du reste de cette thèse est ainsi d'évaluer les conséquences environnementales et les conséquences économiques du recours au levier substitution et au levier séquestration en forêt. Pour cela nous développons un modèle intégré de la filière forêt-bois française, FFSM, représentant à la fois l'économie de la filière et la dynamique de la ressource bois en forêt. Les trois prochains chapitres présentent sa génèse et sa structure théorique.

# Bibliographie


Benítez-Ponce, P., McCallum, I., M.Obersteiner et Yamagata, Y. (2007). Global potential for carbon sequestration : geographical distribution, country risk and policy implications. *Ecological Economics*, 60:572–583.

Bontemps, J.-D., Hervé, J.-C. et Dhôte, J.-F. (2009). Long-term changes in forest productivity : A consistent assessment in even-aged stands. *Forest Science*, 55:549–564.

Chomitz, K., Buys, P., DeLuca, G., Thomas, T. et Wertz-Kanounnikoff, S. (2006). *At loggerheads ? Agricultural expansion, poverty reduction and the environment in the tropics.* The World Bank, Washington DC.

Coase, R. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3:1–44.

Colin, A., Barnérias, C., Salis, M., Thivolle-Cazat, A., Coulon, F. et Couturier, C. (2009). Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020. Rapport technique, ADEME.

Denman, K., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P., Dickinson, R., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P., Wofsy, S. et Zhang, X. (2007). Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Ericsson, K. et Nilsson, L. (2006). Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy*, 30:1–15.

Fisher, B. N. N., Alfsen, K., Morlot, J. C., de la Chesnaye, F., Hourcade, J.-C., Jianga, K., Kainuma, M., Rovere, E. L., Matysek, A., Rana, A., Riahi, K., Richels, R., Rose, S., van Vuuren, D. et Warren, R. (2007). Issues related to mitigation in the long term context. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P. et Colin, A. (2009). Evaluation des volumes de bois utilisables à partir des données de l'IFN « nouvelle méthode ». Rapport technique, CEMAGREF et IFN.

Gitz, V. (2004). *Changement d'usage des terres et politiques climatiques globales.* Thèse de doctorat, ENGREF, Paris.

Grace, J. (2004). Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 92:189–202.

Gupta, S., Tirpak, D. A., Burger, N., Gupta, J., Höhne, N., Boncheva, A., Kanoan, G., Kolstad, C., Kruger, J., Michaelowa, A., Murase, S., Pershing, J., Saijo, T. et A.Sari (2007). Policies, instruments and co-operative agreements. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Hourcade, J.-C. et Robinson, J. (1996). Mitigating factors. Assessing the cost of reducing GHG emissions. *Energy Policy*, 24:863–873.

IFN (2011). Prélèvements de bois en forêt et production biologique : des estimations directes et compatibles. *L'IF*, 28:1–16.

IPCC (2001). *Climate Change 2001 : The Scientific Basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Etats-Unis d'Amérique.

IPCC (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 : Agriculture, forestry and other land use.

Jaffe, A. et Stavins, R. (1994). The energy-efficiency gap. What does it mean ? *Energy Policy*, 22:804–810.

Jansen, E., Overpeck, J., Briffa, K., Duplessy, J.-C., Joos, F., Masson-Delmotte, V., Olago, D., Otto-Bliesner, B., Peltier, W., Rahmstorf, S., Ramesh, R., Raynaud, D., Rind, D., Solomina, O., Villalba, R. et Zhang, D. (2007). Palaeoclimate. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Keohane, N., Revesz, R. et Stavins, R. (1998). The choice of regulatory instruments in environmental policy. *Harvard Environmental Law Review*, 22:313–367.

Kurz, W. A., Beukema, S. J. et Apps, M. J. (1997). Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2:405–421.

Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., Peterson, T. et Prather, M. (2007). Historical overview of climate change. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge.*

Lecocq, F. et Ambrosi, P. (2007). The Clean Development Mechanism : history, status, and propects. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1:134–151.

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

Martel, S. (2010). Carbone et gestion forestière en forêt privée française. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Nabuurs, G., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N., Sanchez, M. S. et Zhang, X. (2007). Forestry. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262–270.

Petersen, A. (2006). A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass and Bioenergy*, 30:605–617.

Petersen, A. K. et Solberg, B. (2005). Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials : a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics*, 7(3):249 – 259.

Pignard, G. (2004). Estimation des stocks et des flux de carbone dans la biomasse des forêts françaises à partir des données de l'Inventaire Forestier National. Rapport technique, Projet Carbofor.

Sathaye, J., Makundi, W., Dale, L., Chan, P. et Andrasko, K. (2007). GHG mitigation potential, costs and benefits in global forests : a dynamic partial equilibrium approach. *Energy Journal*, Special Issue 3:127–172.

Sohngen, B. et Sedjo, R. (2006). Carbon sequestration costs in global forests. *Energy Journal*, Special Issue:109–126.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R., Berntsen, T., Bindoff, N., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J., Hegerl, G., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina,

M., N. Nicholls, J., Overpeck, Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T., Whetton, P., Wood, R. et Wratt, D. (2007). Résumé technique. *Changements Climatiques 2007 : Les éléments scientifiques. Contribution du groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du GIEC*.

Traisnel, J.-P., Joliton, D., Laurent, M.-H., Caffiaux, S. et Mazzenga, A. (2010). Habitat facteur 4. Rapport technique, CLIP (Club d'Ingénierie Prospective Energie et Environnement).

UNFCCC (1998). Protocole de Kyoto à la convention cadre des nations unies sur le changement climatique. http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpfrench.pdf.

Vallet, P. (2005). *Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction « puits de carbone » des peuplements forestiers*. Thèse de doctorat, ENGREF.

van der Werf, G. R., Morton, D. C., DeFries, R. S., Olivier, J. G. J., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., Collatz, G. J. et Randerson, J. T. (2009). $CO_2$ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2:737–738.

WBGU (1998). The accounting of biological sources and sinks under the Kyoto Protocol. *Special Report of the German Advisory Council on Global Change*.

Yamamoto, H., Fujino, J. et Yamaji, K. (2001). Evaluation of bioenergy potential with a multi-regional global-land-use-and-energy model. *Biomass and Bioenergy*, 21:185–203.

Yoshioka, T., Aruga, K., Nitami, T., Sakai, H. et Kobayashi, H. (2006). A case study on the costs and the fuel consumption of harvesting, transporting, and chipping chains of looging residues in Japan. *Biomass and Bioenergy*, 30:342–348.

# Première partie

# Modéliser la filière forêt-bois française

# Chapitre 2

# Les modèles de secteur forestier : fondements historiques, état de l'art et classification

**Sommaire**


**2.1 Les modèles de secteur forestier : état de l'art et classification 78**

2.1.1 Recensement des modèles et critères de classification . . . . . 78

2.1.2 Quatre grandes familles de modèles . . . . . 83

**2.2 Une histoire de la modélisation de secteur forestier . . . . . 86**

2.2.1 Les fondements anciens de la modélisation de l'offre optimale de bois . . . . . 86

2.2.2 Des méthodes conjoncturelles aux *gap analysis* et à la prévision . 87

2.2.3 De nouveaux paradigmes de modélisation : des années 1950 aux années 1980 . . . . . 88

2.2.4 Les tendances de modélisation récentes . . . . . 93

**2.3 Conclusion . . . . . 95**

L'objectif de ce chapitre est de situer notre démarche de modélisation des points de vue méthodologique et historique. Avant de détailler la structure mathématique de FFSM dans les deux prochains chapitres le but est de comprendre les liens qu'il entretient avec d'autres modèles de secteur forestier et d'étudier le contexte dans lequel les théories économiques sur lesquelles il s'appuie ont été développées. Cette approche est, nous semble-t-il, importante pour situer notre outil dans la communauté de modèles de secteur forestier et pour en comprendre les caractéristiques générales.

Nous définissons un *modèle de secteur forestier* comme un modèle représentant les comportements économiques agrégés des agents de la filière forêt-bois. En particulier, nous les distinguons des modèles microéconomiques de décision individuelle développés à partir du XIX$^{e}$ siècle, notamment sous l'impulsion de Martin Faustmann.

L'article fondateur de Faustmann sur la valeur des terres forestières (Faustmann, 1849) adopte une approche individuelle et normative. Son objectif est, d'une part, d'estimer la valeur d'une terre forestière et, d'autre part, de déterminer un critère de gestion optimale des peuplements forestiers. La force de Faustmann est d'avoir montré que ces deux problèmes admettaient une solution commune [1].

La construction de modèles agrégés ne débute que plus tard, dans la seconde partie du XX$^{e}$ siècle, notamment pour expliquer les déterminants de la fluctuation des prix des produits bois consécutivement aux chocs pétroliers des années 1970.

Plusieurs courants de modélisation du secteur forêt-bois se sont développés durant cette période. Ce chapitre en présente l'historique et examine les caractéristiques générales des modèles qui en sont issus.

Dans un premier temps nous analysons les modèles existants et nous en construisons une typologie. Cette typologie distingue quatre familles en fonction de caractéristiques méthodologiques et théoriques.

Dans un second temps, nous reprenons les grandes lignes historiques du développement de la modélisation de secteur forestier et nous montrons que les modèles répertoriés dans la première partie s'appuient sur des théories et des méthodologies développées dans plusieurs champs disciplinaires, de l'économie de l'environnement aux recherches sur le transport optimal en passant par la programmation non-linéaire.

1. « la valeur d'une forêt dépend des revenus nets que celle-ci est en mesure d'engendrer dans le futur et donc de son aménagement ; optimiser la gestion d'une forêt, c'est tout simplement choisir le mode de traitement qui en maximise la valeur. Cette unification de ce qui apparaissait auparavant comme étant deux démarches différentes confère donc à la théorie de Faustmann une indéniable généralité doublée d'une grande cohérence. »(Peyron, 2000).

## 2.1 Les modèles de secteur forestier : état de l'art et classification

### 2.1.1 Recensement des modèles et critères de classification

Un inventaire systématique des modèles de secteurs forestiers dans la littérature nous conduit à une liste de 31 modèles présentés dans la table 2.1 [2].

Il faut rajouter à cette liste de 31 modèles les cinq versions successives de PELPS (Price Endogenous Linear Programming System ) (Gilless et Buongiorno, 1985; Calmels *et al.*, 1989; Zhang *et al.*, 1991, 1993; Buongiorno *et al.*, 2003). PELPS est un programme numérique de calcul d'équilibre économique, ce n'est donc pas un modèle de secteur forestier mais il constitue la structure mathématique et numérique des modèles modèles GFPM, PAPYRUS et NAPAP.

La plupart des modèles recensés a été développé au cours des années 1980 et 1990. Quelques uns sont plus récents et rendent compte d'un besoin encore important de nouveaux outils. L'historique du développement fera l'objet de la prochaine section.

2. Cette liste n'est pas exhaustive dans la mesure où d'autres modèles existent sans doute mais la faible propension de leurs auteurs à publier leurs travaux dans des revues de portée internationale les rend peu visibles. À titre d'exemple, le modèle FIBRE (Lönnstedt et Peyron, 1989) n'a, à notre connaissance, donné lieu à aucune publication dans une revue à comité de lecture. Sa trace a été retrouvée dans les archives de la bibliothèque du centre AgroParisTech de Nancy. Il existe probablement d'autres modèles dans le même cas.

| **Modèles** | **Acronyme** | **Source** |
|---|---|---|
| African-European Trade Model | AETM | Adams (1985) |
| Alavalapati | | Alavalapati *et al.* (1997) |
| Austrian Trade Model | ATM | Schwarzbauer (1993) |
| Binkley | | Binkley *et al.* (1994) |
| The Global Forest Sector Model, EFI-GTM | EFI-GTM | Kallio *et al.* (2004) |
| Forest and Agriculture Sectors Optimization Model | FASOM | Adams *et al.* (1996) & Schneider *et al.* (2008) & Lauri *et al.* (2011) |
| French Forest Sector Model | FFSM | Caurla *et al.* (2010) |
| Filière Bois Régionale | FIBRE | Lönnstedt et Peyron (1989) |
| Finnish Forest and Energy Policy Model | FinFEP | |
| | FOHOW | Schwarzbauer (1993) |
| Forest Sector Prototype Model | FSPM | Lönnstedt (1983a) & Lönnstedt (1983b) |
| Global Forest products Model | GFPM | Buongiorno *et al.* (2003) |
| Global Trade Assessment Model | GTAP | Ianchovichina et McDougall (2000) & McDougall et Golub (2007) |
| Global Trade Model | GTM/CGTM | Kallio *et al.* (1987) & Cardellichio *et al.* (1989) |
| Policy Analysis Model For the Finnish Forest Sector | MESSU | Kuulavainen et Seppäla (1983) & Seppälä (1986) |
| Lin | | Lin (1996) |
| Lönner | | Lönner (1991) |
| Lönnstedt | | Lönnstedt (1986) |
| North American Pulp and Paper Model | NAPAP | Ince et Buongiorno (2007) |
| Norwegian Trade Model II | NTM & NTM II | Tromborg et Solberg (1995) & Bolkesjø (2004) |
| NorFor - a model forest sector of Norway | NorFor | Sløjie *et al.* (2011) |
| Oregonian Regional Model | ORM | Adams et Latta (2005) Adams et Latta (2007) |
| Model of the North American Pulp and Paper Industry | PAPYRUS | Gilless et Buongiorno (1987) |
| Finnish Forest sector Model | SF-GTM | Ronnila (1995) & Kallio (2010) |
| Timber Assessment Market Model | TAMM | Adams et Haynes (1980) & Adams et Haynes (2007) |
| Terreau et Peyron | | Terreaux (1986) |
| Timber Supply Model 90 | TSM 90 | Sedjo et Lyon (1989) |
| Timber Supply Model 96 | TSM 96 | Sedjo et Lyon (1996) |
| U.S. Forest Products Model | USFPM | Kramp et Ince (2010) |
| | Vincent | Vincent (1992) |
| | Wibe | Wibe (2005) |

Tableau 2.1: Modèles économiques de secteur forestier recensés dans la littérature.

**Caractéristiques générales des modèles recensés**

Nous caractérisons les modèles de la table 2.1 en fonction de leur nature et de leur représentation de la dynamique temporelle.

*Représentation de la dynamique temporelle*

À côté des modèles statiques sans dynamique temporelle, on distingue fondamentalement deux approches : les modèles en optimisation intertemporelle et les modèles à dynamique récursive. Les premiers s'appuient toujours sur une hypothèse d'anticipation parfaite des agents. Cette hypothèse suppose qu'à la date $t = 0$, les agents économiques sont parfaitement au courant des conditions économiques à n'importe quelle date t future. À la date $t = 0$, les agents économiques optimisent ainsi simultanément leurs décisions pour l'ensemble des périodes considérées.

Les équilibres économiques des modèles à dynamique récursive, ou à générations imbriquées, sont, au contraire, calculés successivement, période après période.

Dans ce type de modèle, les anticipations des agents peuvent être absentes (agents myopes) ou imparfaites. Deux notions d'anticipations imparfaites sont alors à distinguer en fonction de la nature de l'information prise en compte pour les formuler.

Dans le cas des anticipations adaptatives (Friedman, 1968) [3] la valeur future d'une variable s'ajuste en fonction des valeurs passées de cette variable. Dans le domaine forestier, un exemple est le modèle de Provencher (1995) qui suppose que le prix des bois est caractérisé par un processus markovien dans lequel le comportement d'offre à la date t dépend du prix à la date $t + 1$, lui-même dépendant des prix du bois aux dates t et $t - 1$.

Dans le cas de la théorie des anticipations rationnelles décrite par Muth (1961), les agents formulent leurs anticipations à partir de toute l'information dont ils disposent. Cette théorie tient ainsi compte des raisonnements économiques complexes dont sont capables les agents. En pratique cette théorie est inapplicable, l'ensemble des antécédents d'un comportement économique étant impossible à définir [4].

*Nature du modèle*

On distingue deux approches : les modèles d'offre de bois, qui adoptent une approche intertemporelle, et les modèles représentant à la fois l'offre et la demande de bois, qui adoptent une approche récursive.

3. Friedman (1968) utilise la notion d'anticipation adaptative pour expliquer le déplacement de la courbe de Philips (relation décroissante entre taux de chômage et inflation) vers le haut lorsque les travailleurs, ayant réalisé leur erreur d'anticipation, intègrent la hausse du niveau des prix dans leurs anticipations.

4. Nous revenons sur ce point dans le chapitre 8 de cette thèse.

Au sein du second groupe, on sépare les modèles en deux catégories en fonction de la présence, ou non, d'un équilibre économique à chaque période :

(1) les modèles où l'équilibre existe et résulte de la maximisation des surplus des agents économiques sous contraintes (recherche de l'équilibre par tâtonnement walrasien) ;

(2) les modèles issus de la dynamique des systèmes dans lesquels offre et demande sont calculées séparément, ce qui conduit à chaque période à un excédent d'offre ou de demande, cet excédent étant pris en compte pour calculer les niveaux d'offre ou de demande à la période suivante.

Ces deux groupes de modèles procèdent de deux approches différentes dans la représentation des comportements économiques agrégés.

D'une part, l'approche « phénoménologique » cherche à rendre compte des faits grâce à une forme fonctionnelle qui intègre les variables impliquées dans le phénomène et les relie pour représenter ce qui est observé, comme le font les modèles du second groupe. L'équilibre économique n'est pas calculé et la situation économique est décrite par la comparaison des niveaux d'offre et de demande.

D'autre part l'approche « analytique » modélise l'équilibre économique à partir de la théorie de l'équilibre général. Le calcul de l'équilibre nécessite, lorsque le nombre d'individus est grand, de recourir à la théorie de l'agent représentatif qui suppose que le comportement de la somme des agents économiques est correctement décrit par le comportement d'un seul agent représentant « en moyenne » tous les agents.

Au sein des modèles adoptant cette approche analytique, nous différencions les modèles en équilibre partiel qui représentent l'économie de la filière forêt-bois et qui prennent en compte le reste de l'économie *via* des paramètres exogènes agrégés (par exemple le taux de croissance du Produit Intérieur Brut) des modèles en équilibre général qui représentent l'économie d'une filière forêt-bois en intéreaction avec les autres filières économiques.

Le tableau 2.2 détermine ces deux caractères pour les 31 modèles du tableau 2.1 et indique leur résolution géographique [5].

5. Il est également possible de distinguer les modèles en fonction du niveau de détail dans la représentation de la ressource forestière. GFPM représente la dynamique de la ressource de manière très agrégée à l'aide d'une seule équation, tandis que TAMM s'appuie sur une description très détaillée à l'aide du modèle ATLAS. Néanmoins, pour la plupart des modèles, la littérature ne fournit que peu d'indications à ce sujet.

D'autre part, il est fréquent de rencontrer la distinction *modèles de court terme versus modèles de long terme* dans la littérature (Adams et Haynes, 2007). Cette distinction s'appuie sur la présence ou non d'anticipations, sur la nature de ces anticipations et sur la manière dont la croissance, endogène (équilibre général) ou exogène (équilibre partiel) est modélisée notamment à travers la représentation des investissements.

| Modèles | Nature du modèle | Résolution géographique | Nature de la dynamique et des anticipations |
|---|---|---|---|
| AETM | Équilibre partiel | Afrique—Europe | Récursivité—myopie |
| Alavalapati | Équilibre général | Régional (Colombie Britannique) | Inconnue |
| ATM | Équilibre partiel | Autriche | Récursivité—myopie |
| Binkley | Équilibre général | Régional (Colombie Britannique) | Inconnue |
| EFI-GTM | Équilibre partiel | Monde | Récursivité—myopie |
| FASOM | Équilibre partiel | Monde | Optimisation intertemporelle—anticipations parfaites |
| FFSM | Équilibre partiel | Monde | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| FIBRE | Dynamique des systèmes | Régional (Bourgogne, France) | Récursivité |
| FinFEP | Équilibre partiel | Finlande | Inconnue |
| FOHOW | Équilibre partiel | Autriche | Inconnue |
| FSPM | Dynamique des systèmes | Monde | Récursivité-anticipations adaptatives |
| GFPM | Équilibre partiel | Monde | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| GTAP | Équilibre général | Monde | Pas de dynamique (statique) |
| GTM | Équilibre partiel | Monde | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| MESSU | Dynamique des systèmes | Finlande | Récursivité |
| Lin | Équilibre général | Indonésie | Pas de dynamique (statique) |
| Lönner | Dynamique des systèmes | Suède | Récursivité |
| Lönnstedt | Dynamique des systèmes | Suède | Récursivité |
| NAPAP | Équilibre partiel | Amérique du Nord | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| NTM & NTM II | Équilibre partiel | Norvège | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| NorFor | Équilibre partiel | Norvège | Optimisation intertemporelle—anticipations parfaites |
| ORM | Équilibre partiel | Oregon | Optimisation intertemporelle—anticipations parfaites |
| PAPYRUS | Équilibre partiel | Amérique du Nord | Récursivité—myopie |
| SF-GTM | Équilibre partiel | Finlande | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| TAMM | Équilibre partiel | Amérique du Nord | Récursivité—myopie |
| Terreau et Peyron | Dynamique des systèmes | Régional (Bourgogne, France) | Récursivité |
| TSM 90 | Modèle d'offre—équilibre partiel | Monde | Optimisation intertemporelle—anticipations parfaites |
| TSM 96 | Modèle d'offre—équilibre partiel | Monde | Optimisation intertemporelle—anticipations parfaites |
| USFPM | Équilibre partiel | États-Unis | Récursivité—myopie et anticipations adaptatives |
| Vincent | Équilibre partiel | Indonésie | Pas de dynamique |
| Wibe | Équilibre partiel | Modèle conceptuel—non appliqué | Pas de dynamique |

Tableau 2.2: Description des modèles recensés en fonction de la nature de l'équilibre, de la résolution géographique et de la nature de la dynamique.

### 2.1.2 Quatre grandes familles de modèles

Sur la base des caractères présentés ci-dessus, nous proposons la clé de répartition représentée sur la figure 2.1. Les critères de répartition choisis sont différents des approches de Sohngen et Sedjo (1996) et Sohngen (1998), qui considèrent uniquement deux grands groupes de modèles suivant la méthode de résolution de l'équilibre (statique ou intertemporel).

En amont, nous distinguons les modèles récursifs des modèles en optimisation intertemporelle. Au sein des modèles récursifs, nous séparons les modèles s'appuyant sur la théorie de l'équilibre général des modèles avec marchés imparfaits. Tous les modèles en optimisation intertemporelle sont des modèles d'offre qui calculent l'offre optimale avec l'hypothèse de marchés parfaits.

Enfin deux niveaux de désagrégation supplémentaires sont représentés au sein des modèles récursifs avec marchés parfaits : (1) la prise en compte explicite du reste de l'économie dans le modèle (équilibre général) ou la restriction au secteur forêt-bois (équilibre partiel) et (2) la résolution géographique.

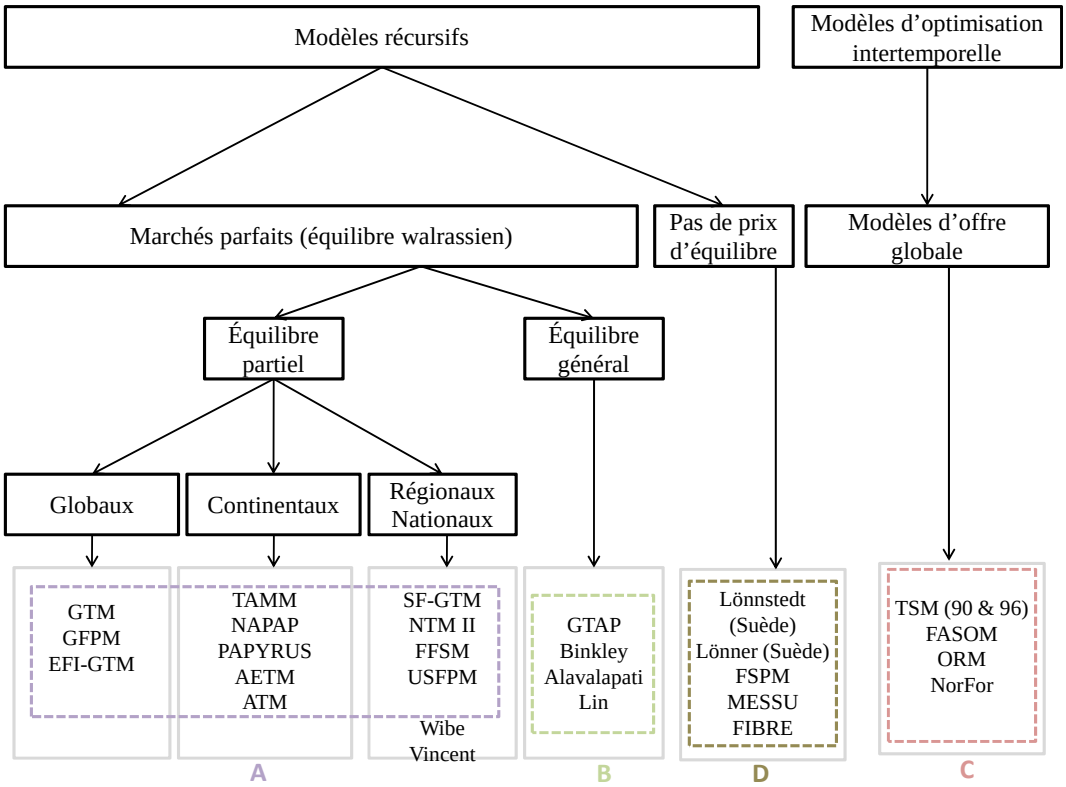



Figure 2.1: Une clé de répartition des modèles de secteur forestier répertoriés

**Famille GFPM**

Cet ensemble est délimité par le rectangle violet (A) sur la figure 2.1. Il regroupe les modèles en équilibre partiel récursifs. La résolution de l'équilibre économique fait intervenir l'équilibre spatial de Samuelson (1952) dont les fondements sont explicités dans la partie 2.2.3. Les modèles de cette famille sont des modèles en équilibre partiel, contenant tous une représentation endogène de l'offre et de la demande. Ils présentent une dynamique récursive sans anticipation (myopie) ou avec anticipations adaptatives. Les modèles de cette famille sont hétérogènes par rapport à la résolution géographique, certains modèles ont une portée globale alors que d'autres se concentrent sur un pays ou une région. Ces modèles sont également hétérogènes par rapport à la représentation de la ressource forestière. La structure et la dynamique forestière est prise en compte *via* un couplage avec ATLAS (Adams et Haynes, 2007) dans TAMM mais GFPM ne représente la ressource et sa dynamique qu'à partir d'une seule équation agrégée. La plupart des développements récents en modélisation forestière concernent des modèles de cette famille (SF-GTM, NTM et NTM II, USFPM, FFSM).

**Famille GTAP**

Cette catégorie regroupe les modèles dans le rectangle vert (B) sur la figure 2.1. Il s'agit de modèles rarement mobilisés pour les thématiques forestières. Le bois représente en effet généralement une faible part des activités économiques d'un pays, l'économie de la filière forêt-bois est donc la plupart du temps représentée dans un cadre d'équilibre partiel. Certaines régions comme la Colombie Britannique (Ianchovichina et McDougall, 2000) ou l'Indonésie (Lin, 1996) ont toutefois une industrie forestière suffisamment large pour rendre l'utilisation de modèles d'équilibre général pertinente. Ces modèles sont pauvres au niveau de la représentation des systèmes techniques et de la résolution biologique mais prennent en compte des rétroactions macroéconomiques que les autres familles de modèles ne capturent pas (emplois, PIB).

**Famille FSPM**

Cette famille (rectangle D) regroupe les modèles issus d'un courant de modélisation né dans les années 80, notamment porté par Lars Lönnstedt. Ces modèles proposent une représentation détaillée de la filière forêt-bois sous la forme de « modules ». Offre et demande sont calculées séparément au sein de leur module respectif et il n'y a pas, pour une date donnée, égalisation physique entre les quantités offertes et demandées. À la période suivante, les niveaux d'offre et de demande s'ajustent en fonction de l'excédent d'offre ou de demande de l'année précédente. Les modèles de cette famille s'inscrivent dans la tradition de la dynamique des systèmes développé par Jay Forrester, notamment

dans le cadre du modèle World Dynamics (Forrester, 1971). La dynamique des systèmes « conçoit un système comme un ensemble d'éléments, liés les uns aux autres par des relations de cause à effet, qu'elle représente sur un schéma comportant des boucles de rétroaction, dans une perspective cybernétique. La programmation informatique des modèles de dynamique des systèmes repose sur des équations qui détaillent plus précisément ces relations. Elle donne lieu à des simulations qui présentent l'évolution discrète du système dans un intervalle de temps donné »(Vieille Blanchard, 2007, p.23).

**Famille TSM**

Cette famille (rectangle C) regroupe les modèles d'offre agrégée de bois qui se fondent sur le processus d'optimisation intertemporelle. Le plus connu est TSM (Sedjo et Lyon, 1996, 1989). Ces modèles ne calculent pas de demande endogène pour les produits de l'aval de la filière et optimisent le rythme et les volumes des récoltes dans les systèmes biologiques en fonction des prix anticipés, des différents coûts, des paramètres de dynamique et d'un taux d'actualisation. La représentation des systèmes biologiques est donc par nature très détaillée. Elle l'est particulièrement dans FASOM (Adams *et al.* (1996)) qui couple les systèmes forestiers et les systèmes agricoles pour représenter le changement d'usage des terres, ce qui en fait un modèle original dans notre liste [6].

Avec cette classification, deux modèles de la figure 2.1 restent orphelins. Le modèle de Vincent (1992) ne peut être rangé dans la famille GFPM du fait de son caractère strictement statique. Le modèle de Wibe (2005) constitue un modèle de type *proof-of-concept* et n'est pas calibré avec des données d'observations réelles.

Enfin, FOHOW et FinFEP [7] n'ont pu être rangé dans aucune catégorie du fait du manque de détail sur la structure théorique sous-jacente.

6. Nous classons FASOM dans la famille TSM du fait de sa structure en optimisation intertemporelle. Néanmoins, la demande de produits bois dans FASOM est endogène : « The FASOM-GHG model is unique in its modeling of multiple forest-related markets, including both logs and mill processed products. Sawtimber, pulpwood, and fuelwood are included in log markets, and sawn lumber, plywood, reconstituted panel products, and pulp are modeled in product markets. » (Alig *et al.*, 2010, p.68)

7. FinFEP est actuellement en cours de développement.

## 2.2 Une histoire de la modélisation de secteur forestier

### 2.2.1 Les fondements anciens de la modélisation de l'offre optimale de bois

On crédite généralement Faustmann de la découverte de la condition d'offre optimale de bois [8]. En réalité Samuelson (1976) rappelle que, bien qu'elle découle directement de la formule de la valeur des terres forestières proposée par Faustmann, cette condition n'est pas explicitement démontrée par ce dernier. Pour Lofgren (1983), c'est Max Robert Pressler (Pressler, 1860) et Bertil Ohlin (Ohlin, 1921) qui sont à l'origine de cette condition d'optimalité, d'où le nom de *condition de Faustmann-Pressler-Ohlin* parfois utilisé. En outre Scorgie et Kennedy (1996) montrent que la prise en compte de la rente du sol forestier par Faustmann avait déjà été correctement appréhendée par un agronome anglais, William Marshall, en 1808.

La problématique de Marshall et, plus tard, de la « formule de Faustmann » n'était pas d'optimiser la récolte pour ne pas appauvrir la ressource globale [9] mais plutôt d'optimiser la gestion, c'est à dire le compromis entre coûts et revenus, sur une période donnée pour Marshall ou sur une infinité de périodes pour Faustmann.

Pour comprendre l'apparition précoce de ces questions qui conduiront à définir un « âge optimal d'exploitabilité » il faut considérer le contexte économique de l'époque : en plein essor industriel, le bois était alors une ressource majeure pour la construction et la production d'énergie.

> « Le désir d'optimiser la gestion forestière se manifeste en France dès le début du XVIII$^{e}$ siècle. En effet, avec les défrichements qui se sont succédés depuis le néolithique et ont abouti à un faible niveau des ressources forestières françaises, avec les guerres et autres troubles qui ont occasionné de forts prélèvements en forêt pour les besoins de l'armée, des populations, voire des finances du royaume, avec l'évolution démographique qui a fait de la France le pays le plus peuplé d'Europe et a, par là-même, engendré une demande finale grandissante, avec le développement des forges, salines et autres verreries, grandes consommatrices de bois, les forêts françaises n'arrivent plus à satisfaire les besoins. L'idée se développe alors de gérer cette pénurie en augmentant la productivité des forêts et en pratiquant une meilleure gestion sylvicole. » (Peyron, 2000).

8. Cette condition stipule que le peuplement sera optimalement exploité *au moment où le revenu supplémentaire tiré de l'attente est tout juste compensé par la perte des intérêts qui auraient pu être tirés, sur la même période, du produit de la liquidation du peuplement et de la vente de la terre nue.* C'est à dire au moment où les bénéfices marginaux tirés de la vente de bois dépassent les bénéfices marginaux tirés de l'attente d'une année supplémentaire.

9. Condition qui sera abordée par l'économie des ressources naturelles dans les années 1970.

Les travaux de Faustmann portent précisément sur la transformation des taillis surexploités pour la production de bois de chauffe en système forestier plus productif permettant d'augmenter le revenu engendré par la forêt et de diversifier l'offre de produits. Il s'agit d'une approche normative de recherche d'un critère permettant d'optimiser les revenus tirés de la forêt.

À côté de cette approche normative et individuelle du problème, les deux parties qui suivent montrent que d'autres modèles sont développés au cours du XX$^{e}$ siècle pour répondre à un besoin de prospective.

### 2.2.2 Des méthodes conjoncturelles aux *gap analysis* et à la prévision

Armatte (2007) situe l'apparition du concept de projection en économie après les grandes crises économiques de la fin du XIX$^{e}$ siècle. La première grande crise des années 1880-1890 entraîne l'essor de la prévision conjoncturelle qui s'appuie sur des données statistiques ou sur des dires d'experts pour élaborer des conjonctures à court terme. Dans le domaine forestier, trois rapports commissionnés par le congrès américain cherchent à mesurer l'évolution de la ressource à court terme sur le territoire des États-Unis. Rédigés par Franklin Hough (Hough, 1878, 1880, 1882, cités dans Adams et Haynes (2007)), ils estiment l'évolution de la ressource sur la base des *impressions* des observateurs et projettent les conditions de marchés à partir de dires d'experts.

Au début des années 1920, les premières inquiétudes officielles sur l'adéquation entre le rythme des prélèvements et le stock total de la ressource apparaissent. En 1920, aux États-Unis, le Secrétaire d'Etat William M. Meredith reporte au Président Taylor que les forêts sont exploitées quatre fois plus vite que le stock ne se renouvelle (Vaux et Zivnuska, 1952). En 1929, toujours aux États-Unis, Gifford Pinchot exprime publiquement son inquiètude durant un congrès sur la déforestation :

> « The fact is that our forests are disappearing at a rate that involves most serious danger to the future prosperity of our country and that little or nothing that counts is being done about that » (Pinchot, 1929, cité dans Berck (1979)).

Dix ans plus tard, la seconde guerre mondiale éclate. En Europe, et notamment en France, la ressource bois est largement mobilisée par la guerre et la reconstruction du capital forestier passe par la mise en place d'un fonds dédié aux plantations : le Fonds Forestier National (FFN). Après la reconstruction des peuplements, l'Inventaire Forestier National (IFN) est créé en 1958 afin de mesurer la dynamique de la ressource forestière française. La mission de l'IFN se situe dans une démarche prospective en évaluant les potentialités de récolte forestière futures. C'est également en 1958 que le premier rapport de prospective des forêts est publié aux États-Unis (RPA Outlook Studies, (Adams et Haynes, 2007)). Ce rapport marque l'apogée des méthodes de *gap analysis* qui projettent les ni-

veaux d'offre et de demande futurs séparément grâce aux outils statistiques récemment développés.

### 2.2.3 De nouveaux paradigmes de modélisation : des années 1950 aux années 1980

Les méthodes de *gap analysis* seront utilisées durant plus de 20 ans aux États-Unis. Cette longévité peut s'expliquer par une relative stabilité des prix des produits bois sur de grandes périodes (Adams et Haynes, 2007). Le début des années 1970 marque cependant un tournant dans l'utilisation de cette approche et les forestiers vont aller puiser dans la boîte à outils des économistes pour élaborer de nouveaux modèles.

Ce tournant est marqué par deux évènements majeurs : l'alerte lancée par le club de Rome sur la finitude des ressources naturelles (Meadows *et al.*, 1972) et le premier choc pétrolier en 1973.

Le premier replace la soutenabilité et la récolte durable — deux notions depuis longtemps prises en compte par les forestiers [10]— au centre des débats, le second marque profondément l'économie de la filière forêt-bois : l'envolée des cours du pétrole se traduit par une augmentation de la consommation et des prix du bois dans des proportions imprévues et participe ainsi à la remise en question des méthodes prévisionnistes dans le domaine forestier.

Il faut alors dépasser les prévisions fondées sur les données passées puisque, d'une part, offre et demande sont bien liées, et puisque, d'autre part, le risque de crise énergétique devient une réalité tangible.

Pour répondre à ces nouvelles problématiques, trois courants de modélisation forestière apparaissent. Le premier repose sur la dynamique des systèmes mise au point par Jay Forrester pour le modèle World Dynamics et conduit à la famille FSPM. Le second se fonde sur les travaux mathématiques de la Cowles Commission. Il est développé à la fin des années 1970 dans le cadre de l'*US Forest Service's Resource Planning Act's* (RPA) et conduit aux modèles de la famille GFPM. Le troisième s'appuie sur les travaux d'Hotelling concernant les ressources non renouvelables (Hotelling, 1931) et sur le texte de Solow (Solow, 1974) et conduit aux modèles de la famille TSM.

10. En optimisant à l'infini les revenus issus de la récolte en forêt, la formule de Faustmann constitue également un critère de récolte soutenable.

**Développement des modèles en équilibre partiel et des modèles de dynamique des systèmes dans les années 70-80**

À la fin des années 1970, une insatisfaction grandissante se propage à l'égard des modèles de *gap analysis* qui ne parviennent plus à projeter correctement les variables économiques de la filière [11] :

> « Since demand and supply equations were never estimated, there was no way to be sure that the independantly projected quantities were actually consistent with the « continuation of past trend » assumption for price ». (Adams et Haynes, 2007, p.8).

C'est dans ce contexte que le Service Forestier Américain construit un nouvel outil, qui deviendra le modèle TAMM, pour la quatrième *Outlook Study* de 1982 (USDA, 1982). TAMM est un modèle de la filière en équilibre partiel développé pour le continent nord-américain et qui endogénéise offre, demande, prix et échanges entre régions.

Presque au même moment, en Europe, un programme de recherche de l'IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis, créé en 1972) est mis en place pour développer des modèles de secteur forestier intégrés. Le secteur forestier est déjà étudié depuis le début des années 1970 à l'IIASA, les travaux portent alors essentiellement sur les politiques à mettre en place pour limiter les invasions d'insectes pathogènes au Canada. À la fin des années 1970, l'IIASA est mobilisé pour modéliser le développement de la consommation, de la production et des échanges de bois pour les régions de Bratsk et Ust-Ilimsk en Sibérie. Le projet conduira au développement de deux modèles : le Forest Sector Prototype Model (FSPM, Lönnstedt (1983a) et Lönnstedt (1983b)) et le Global Trade Model (GTM, Kallio *et al.* (1987)) qui sera légèrement modifié pour devenir le Cintrafor Global Trade Model (CGTM, Cardellichio *et al.* (1989)).

FSPM n'est pas construit sur une théorie économique mais à partir de la dynamique des systèmes, méthodologie développée dans les années 1960 au Massachusetts Institute of Technology (MIT) par Jay Forrester. La dynamique des systèmes repose sur une représentation de l'évolution d'un système à travers l'évolution des stocks et des flux phy-

11. L'absence de lien explicite entre offre et demande dans cette approche avait déjà été mentionnée dans les années 1950 par Vaux et Zivnuska (1952) qui soutenaient l'idée d'un équilibre se déplaçant dans le temps (« moving equilibrium »).

siques et en représentant les relations entre les différentes variables du système modélisé [12].

GTM en revanche est construit autour d'une théorie économique, celle de la recherche de l'équilibre spatial de Samuelson (1952). Contrairement à FSPM, GTM est encore largement utilisé aujourd'hui, notamment à travers les modèles la famille GFPM qui reprennent la même structure générale.

Deux sous-familles peuvent être distinguées dans la famille GFPM. Le modèle GTM et ses descendants résolvent l'équilibre spatial de Samuelson à l'aide de la programmation non-linéaire [13], GFPM, en revanche, linéarise le problème de recherche d'équilibre à travers le système PELPS (Price Endogenous Linear Programming System), système développé au début des années 1980 au sein de l'Université du Wisconsin (Gilless et Buongiorno, 1985) avec le support du Service Forestier Américain (U.S. Forest Service).

La théorie de l'équilibre spatial de Samuelson est particulièrement bien adaptée à la représentation des filières dont les produits nécessitent beaucoup de transport, comme la filière bois. Cette théorie constitue en quelque sorte la « pierre fondatrice » de l'édifice constitué par les modèles de la famille GFPM. Avant de regarder précisément en quoi elle consiste dans le prochain chapitre, il convient de présenter en premier lieu le contexte dans lequel elle a été développée.

**Le rôle de la Cowles Commission dans la recherche sur le problème de transport optimal**

La Cowles Commission qui deviendra par la suite la Cowles Foundation a été créée après la crise de 1929 par Alfred Cowles avec pour objectif affiché de mathématiser les sciences économiques et rendre opérationnels les concepts théoriques développés jusqu'alors. Elle accueille en 1944 Tjalling C. Koopmans à sa direction dans un contexte particulièrement fertile en idées. En effet, l'après-guerre voit l'émergence de méthodes cherchant à formaliser le concept théorique encore vague de l'équilibre général et à le transformer en méthode opérationnelle (Cot et Lallement, 2007).

En réalisant une étude sur les systèmes de transports optimaux, Koopmans (1949) se rend compte de la proximité des questions soulevées avec les fondements de la théorie de l'équilibre général d'une part et, avec les représentations en « analyse d'activités » et la

12. L'utilisation de la dynamique des systèmes à travers le modèle World Dynamics dans le rapport Limits to Growth sera largement critiqué, notamment par l'économiste William Nordhaus. Ce dernier revendique la possibilité de substitutions entre matière, capital et travail et entre les différentes matières premières. Ces critiques déboucheront sur le développement du modèle DICE (Dynamic Integrated Model of Climate and Economy)(Nordhaus, 1993).

13. Le Global Forest Sector Model EFI-GTM, SF-GTM, NTM, NTM II et FFSM utilisent également un mode de résolution non-linéaire.

programmation linéaire développée par Georges Dantzig [14] d'autre part (Matarasso, 2007).

Ces deux thèmes font ainsi l'objet d'une conférence commune à laquelle des figures telles que Samuelson, Arrow, Koopmans, Simon, Dantzig et Georescu-Roegen participent en 1949 (Koopmans *et al.*, 1951).

Cette conférence est suivie par la formalisation du concept d'équilibre général par Arrow et Debreu qui les conduira au célèbre article publié en 1954 *L'existence d'un équilibre pour une économie concurrentielle* (Arrow et Debreu, 1954). Dans le même temps la mathématisation du problème de transport optimal initiée par Koopmans [15] va faire l'objet d'une importante recherche. Plusieurs auteurs vont tenter de formaliser le problème en des termes opérationnels.

Ce problème peut s'énoncer en ces termes :

> « [...] we are given at each of two or more localities a domestic demand and supply curve for a given product (*e.g.*, wheat) in terms of its markets price at that locality. We are also given constant transport costs (shipping, insurance, duties, etc.) for carrying one unit of the product between any two of the specified localities. What then will be the final competitive equilibrium of prices in all the markets, of amounts supplied and demanded at each place, and of exports and imports ? ». (Samuelson, 1952, p.284).

Enke (1951) propose de résoudre le problème à l'aide d'une analogie avec le fonctionnement d'un circuit électrique [16] et aboutit à une quantification des prix et des quantités grâce à l'utilisation de voltmètres et d'ampèremètres. Samuelson (1952) formalise le problème en termes économiques, dans le cas général de $n$ régions l'année suivante.

Plus tard, dans les années 1960, Takayama et Judge (1964) et Smith (1963) reviennent sur le problème et proposeront deux méthodes de résolution. Les premiers proposeront de le reformuler en un problème de programmation quadratique et le second le traduira en un problème de minimisation de rente économique.

Si la démonstration de Samuelson est encore citée aujourd'hui comme référence à la résolution du problème c'est qu'elle la formalise à l'aide des mathématiques économiques et dans le cas général de n régions, la description de la maximisation du *surplus social net* et la description de la méthode à utiliser.

14. Dantzig est un mathématicien spécialiste de la recherche opérationnelle et auteur de la méthode du simplexe qui permet de maximiser ou de minimiser une fonction objectif linéaire sous un jeu de contraintes ayant la forme d'inégalités linéaires.

15. Samuelson rappelle que, bien qu'exhumé par Koopmans, ce problème est en fait bien plus ancien et peut être daté de 1838 lorsque Cournot questionnait l'existence d'un prix de marché lié à l'intersection de l'offre et de la demande de deux marchés géographiquement séparés : Liverpool et New York (Cournot, 1838).

16. « A relatively simple electric circuit can be used to determine equilibrium prices and commodity movements when a number of buyers and sellers trade a homogeneous good. »

**Les modèles d'offre agrégée optimale**

En parallèle des travaux sur les modèles en équilibre partiel *à la* Samuelson et aux modèles de dynamique des systèmes, une autre école de modélisation de secteur forestier se développe dans les années 1970. Les travaux de cette école s'articulent autour de la théorie des ressources non renouvelables d'Hotelling (1931) et des travaux de Solow (1974) sur l'économie des ressources naturelles.

Les modèles développés projettent un chemin optimal d'utilisation de la ressource en calculant les niveaux de récolte sur une période donnée en fonction des prix et des volumes de bois dans plusieurs classes d'âge. Cette démarche s'appuie sur un traitement *intertemporel* du problème dynamique. À l'époque où ces modèles sont développés, il s'agit d'une méthode déjà relativement ancienne puisque les premiers à considérer les questions de modélisation sous cet angle sont Ramsey et von Neumann à la fin des années 1920 et dans les années 1930 (Matarasso, 2007). Le principe repose sur un traitement simultané des différents groupes d'équations en faisant l'hypothèse de producteurs de bois anticipant parfaitement les conditions économiques futures.

La question temporelle est ainsi au cœur de la structure de ces modèles alors qu'elle est absente des modèles d'équilibre partiel, la théorie de Samuelson proposant la résolution d'un équilibre spatial statique [17].

Cette résolution intertemporelle rapproche ce groupe de modèles des fonctions microéconomiques normatives d'âge optimal d'exploitabilité *à la* Faustmann. Toutefois, la règle d'Hotelling est initialement développée pour des ressources épuisables alors que la théorie de Faustmann tient explicitement compte du caractère renouvelable des forêts [18].

17. C'est l'articulation de plusieurs équilibres statiques successifs qui créé la dynamique récursive dans ce cas.

18. En considérant des hypothèses de marchés parfaits, les problèmes de Faustmann et de Hotelling s'énoncent, à deux différences près, de la même façon. La règle d'Hotelling considère une ressource épuisable comme un actif particulier produisant un revenu dans le temps. L'extraction et la consommation d'une unité de ressource impliquent l'impossibilité d'extraire et de consommer cette unité plus tard. Il y a donc un coût d'opportunité à la consommation d'une unité aujourd'hui. Dans une hypothèse de concurrence pure et parfaite, tous les actifs croissent au même taux d'intérêt, autrement dit, à l'équilibre, il doit y avoir égalité entre le taux de croissance de la valeur en terre et le taux d'intérêt. Si on note $\phi_t$ cette valeur en terre à la date t et r le taux d'intérêt, on doit avoir à l'équilibre : $\frac{\phi_{t+1}-\phi_t}{\phi_t} = r$. La formule de Faustmann dit qu'à l'équilibre le revenu supplémentaire tiré de l'attente est égal à la perte des intérêts qui auraient pu être tirés, sur la même période, du produit de la liquidation du peuplement et de la vente de la terre nue. Si on note $V_t$ le volume en forêt à la date t, $p$ le prix, r le taux d'intérêt et $L_t$ la valeur de la terre nue alors on a, à l'équilibre, $(V_{t+1} - V_t)p = rpV_t + rL_t$. $pV_t$ étant le revenu tiré de l'exploitation à la date $t$, c'est également la valeur de la ressource à la date $t$, de sorte que la formule peut s'écrire $\frac{\phi'_{t+1}-\phi'_t}{\phi'_t} = r + rL_t$ avec $\phi'_t = pV_t$. On voit bien que, dans ce cas, le volume de la ressource sur pied $V_t$ est fonction de la récolte mais aussi de la croissance biologique (ressource renouvelable). En outre la règle de Faustmann tient explicitement compte du coût d'immobilisation du sol $rL_t$.

Le point d'orgue du développement des modèles d'offre agrégée optimale est la construction du Timber Supply Model (Sedjo et Lyon, 1989) renouant avec la notion de gestion optimale des classes d'âges complètement absente des approches récursives adoptées par les modèles en équilibre partiels. Le modèle s'appuie sur les travaux antérieurs de Berck (1979) et Lyon (1981) sur la recherche d'un critère d'exploitation forestière optimale.

Un autre courant, parallèle, de modélisation du secteur forestier est porté par l'étude des changements d'usage des sols *via* notamment, les couplages avec les modèles du secteur agricole. Le plus connu, FASOM (Adams *et al.*, 1996) intègre la structure de base du TAMM et donc la théorie de l'équilibre spatial de Samuelson mais adopte une démarche d'optimisation intertemporelle. En outre, bien que construit sur la même structure de résolution, FASOM n'endogénéise pas la demande des produits bois finaux. Cette demande est estimée à l'aide de tendances passées.

### 2.2.4 Les tendances de modélisation récentes

**Les modèles des familles GFPM et TSM se spécialisent**

La famille GFPM est de loin la famille la plus importante en terme de développement de nouveaux modèles et d'amélioration des modèles existants. Deux tendances complémentaires se développent depuis le début des années 2000.

D'une part, la construction de macro-modèles représentant les filières forêts-bois à l'échelle globale. Les modèles emblématiques sont GFPM développé à partir du système de résolution d'équilibre PELPS IV et le Global Forest Sector Model EFI-GTM. L'enjeu de ces modèles est de représenter le commerce international des bois et des produits bois transformés.

D'autre part, la construction de modèles « spécialisés » dont l'ambition est de mieux représenter l'économie de la filière dans un pays ou une région particulière, ou pour un type de produits particulier (bois-énergie par exemple). Ces modèles sectoriels capturent les spécificités de chaque pays et peuvent contenir des développements théoriques originaux (représentation des échanges avec l'étranger dans FFSM) ou prendre en compte de manière détaillée une filière (la filière bois-énergie dans NTM II) ou encore contenir une représentation détaillée de la dynamique du stock de bois en forêt (module de dynamique de la ressource dans FFSM, confer chapitre 4).

La famille des modèles d'offre intertemporelle (TSM) suit globalement la même tendance. À côté des macro-modèles utilisés pour des problématiques globales, comme TSM mobilisé pour le calcul des potentiels mondiaux de séquestration de carbone par les forêts (Sohngen et Sedjo, 2006, dans Nabuurs *et al.* (2007)), d'autres modèles sont développés pour répondre à des problématiques régionales ou nationales. C'est le cas de NorFor (Sløjie *et al.*, 2011), construit sur les bases du modèle récursif NTM mais

en intégrant un module d'optimisation intertemporelle de l'offre, ou de EUFASOM (Schneider *et al.*, 2008), version européenne de FASOM, représentant de manière détaillée les enjeux de changement d'usage des terres en Europe.

**Une disparition des modèles économétriques de type *gap analysis*, mais des besoins de recherches économétriques**

Les modèles économétriques purs qui tentent de projeter les évolutions futures sur la base des données passées ne sont plus utilisés mais l'économétrie constitue un enjeu pour la modélisation des secteur forestiers. Il existe en effet un besoin croissant de calibrage des fonctions d'offre et de demande des modèles d'équilibre partiels. Le manque de fondements économétriques solides des paramètres utilisés par ces modèles est régulièrement pointé du doigt par la communauté des modélisateurs :

> « In contrast to the decreasing publication activity utilising econometric approach, during the 2000s there has been an increase in publication activity based on the numerical forest sector models, such as EFI-GTM or its more disaggregated applications on specific Nordic countries. The numerical forest sector models are well suited for policy analysis, and also for forecasting the economic development of forest sector, but the usefulness of models depends on correctly specified production technologies and on the correctness of statistically quantified economic behavioural relationships. ». (Toppinen et Kuuluvainen, 2010, p.7).

**La microéconomie de l'offre de bois : des approches normatives aux approches positives**

L'approche normative développée par les modèles à la Faustmann laisse aujourd'hui place à une grande diversité d'approches qui tentent de modéliser le comportement d'offre effectif des propriétaires forestiers.

Plusieurs modèles peuvent être distingués :

- **Les modèles de forme réduite de court terme** : il s'agit de modèles d'offre n'intégrant pas d'anticipations reposant sur un nombre réduit de variables explicatives (typiquement, le prix et le stock de bois exploitable) et dont les élasticités sont calibrées économétriquement (Binkley, 1987). Ces modèles sont très utilisés pour approcher les fonctions d'offre agrégée d'un groupe homogène de propriétaires.
- **Les modèles de ménages producteurs** : ces modèles s'appuient sur une représentation de l'utilité des producteurs, fonction de la production de biens marchands et de la consommation de biens non marchands (aménités de la forêt) sous contrainte

de revenus (Binkley, 1981). Ces modèles considèrent les déterminants autres que la production de bois dans le comportement des propriétaires forestiers et sont notamment utilisés pour modéliser l'offre des « petits » propriétaires forestiers privés [19].

– Les deux modèles précédents ne prennent pas en compte les processus d'anticipation des propriétaires et le caractère dynamique de la décision de récolte. C'est ce que font **les modèles structurels** (Provencher, 1995; Rust et Paarsch, 2005) en représentant l'arbitrage, à chaque période, entre revenu présent de la récolte et revenus futurs anticipés. Pour cela Provencher suppose que le prix est caractérisé par un processus markovien de premier ordre (typiquement, le prix à l'année 2 est une fonction du prix à l'année 1). Le problème de décision de récolte est ensuite résolu de manière récursive.

## 2.3 Conclusion

Ce chapitre avait pour objectif de présenter l'état de l'art de la modélisation de secteur forestier et d'en comprendre les déterminants historiques.

Nous avons montré que la quasi-totalité des modèles de secteur forestier développés depuis le milieu du XX$^{e}$ siècle peut être répartie entre quatre familles de modèles caractérisées par la nature des modèles (équilibre général, équilibre partiel, modèle d'offre, modèle « phénoménologique » sans équilibre économique), la représentation de la dynamique temporelle (optimisation intertemporelle ou récursivité) et la nature des anticipations des agents (myopie, anticipations adaptatives, anticipations parfaites). Au sein de chaque famille, les modèles se différencient par leur résolution géographique, le nombre de marchés considérés ou encore la manière dont la ressource et sa dynamique sont représentées.

Sur ces quatre familles deux font l'objet de développements récents : les modèles d'équilibre partiel récursifs (famille GFPM) et les modèles d'offre optimal intertemporel (famille TSM). Les deux autres familles sont marginales, d'une part car les modèles d'équilibre général sont rarement nécessaires pour répondre à des questions forestières, d'autre part car les modèles de la famille FSPM ont été rapidement dépassés par des modèles plus simples d'utilisation et nécessitant moins de données en entrée.

Notre démarche de modélisation s'inscrit dans la tendance à la construction de modèles nationaux spécialisés. FFSM appartient à la famille GFPM, et s'appuie ainsi, notamment, sur la théorie de l'équilibre spatial de Samuelson (1952).

Les modèles globaux de cette famille (GFPM, EFI-GTM) représentent déjà la filière forêt-bois française mais sans en détailler les spécificités de la ressource forestière, les

19. On qualifie de « petit », un propriétaire forestier possèdant une surface inférieure à 1 ha et dont la production forestière n'est pas l'activité économique principale.

particularités de l'offre et de la demande de bois nationales ou l'imperfection des échanges entre la France et les autres pays.

FFSM vient ainsi combler une lacune méthodologique en représentant spécifiquement la filière forêt-bois française. Les paramètres économiques de l'offre, de la demande et de la transformation des produits bois sont calibrés à partir des données nationales, les échanges internationaux sont représentés à travers la théorie d'Armington (1969) et le modèle économique est couplé à un module représentant la dynamique de la ressource forestière française dont le développement a fait l'objet d'un partenariat avec l'Inventaire Forestier National (IFN) et le Laboratoire d'Étude des Ressources Forêt-Bois (LERFOB).

Le chapitre 3 présente la structure du module économique de FFSM et la nature de l'équilibre statique. Nous détaillons les formes des fonctions d'offre et de demande, la représentation des échanges internationaux et nous présentons la résolution analytique de l'équilibre statique. Le chapitre 4 présente le couplage entre le module économique et le module d'évolution de la ressource et la dynamique récursive de FFSM.

# Bibliographie


Adams, D. et Haynes, R. (1980). The 1980 Softwood Timber Assessment Market Model : structure, projections, and policy simulations. *Forest Science*, 26(3):64.

Adams, D. et Latta, G. (2005). Costs and regional impacts of restoration thinning programs on the national forests in Eastern Oregon. *Canadian Journal of Forest Resources*, 35:1319–1330.

Adams, D. et Latta, G. (2007). Timber trends on private lands in Western Oregon and Washington : a new look. *Western Journal of Applied Forestry*, 22:8–14.

Adams, D. M. (1985). A spatial equilibrium model of African-European trade in tropical logs and sawnwood. *Forest Ecology and Management*, 13(3-4):265 – 287.

Adams, D. M., Alig, R. J., Callaway, J., McCarl, B. A. et Winnett, S. M. (1996). The Forest and Agriculture Sector Optimization Model (FASOM) : Model structure and policy applications. *U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station*, Research Paper PNW-RP-495.

Adams, D. M. et Haynes, R. W. (2007). Methodological considerations in developing the timber assessment projection system. *in D.M. Adams et R.W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 19–51. Springer.

Alavalapati, J. R., Percy, M. et Luckert, M. (1997). A computable general equilibrium analysis of a stumpage price increase policy in British Columbia. *Journal of Forest Economics*, 3:143–169.

Alig, R., Latta, G., Adams, D. et McCarl, B. (2010). Mitigating greenhouse gases : The importance of land base interactions between forests, agriculture, and residential development in the face of changes in bioenergy and carbon prices. *Forest Policy and Economics*, 12:67–75.

Armatte, M. (2007). Les économistes face au long terme : l'ascension de la notion de scénario. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 63–90. Paris : La Découverte.

Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Arrow, K. J. et Debreu, G. (1954). Existence of an equilibrium for a competitive economy. *Econometrica*, 22(3):265–290.

Berck, P. (1979). The economics of timber : A renewable resource in the long run. *The Bell Journal of Economics*, 10(2):447–462.

Binkley, C. (1981). *Timber supply from nonindustrial forests : a microeconomic analysis of landowner behavior*. Yale University Press, New Haven, CT.

Binkley, C. (1987). *Economic models of timber supply*, pages 109–136. Wiley, New York.

Binkley, C., Percy, M., Thompson, W. et Vertinsky, I. (1994). A general equilibrium analysis of a reduction in harvest levels in British Columbia. *The Forestry Chronicle*, 70:449–454.

Bolkesjø, T. (2004). *Modelling supply, demand and trade in the Norwegian forest sector*. Thèse de doctorat, Agricultural University of Norway (Norwegian University of Life Sciences).

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model*. Academic Press.

Calmels, P., Buongiorno, J. et Zhang, D. (1989). PELPS II : A microcomputer price endogenous linear programming system for economic modeling. *Agriculture Bulletin-University of Wisconsin-Madison*, R3477.

Cardellichio, P., Youn, C., Adams, D., Joo, R. et Chmelik, J. (1989). A preliminary analysis of timber and timber products production, consumption, trade, and prices in the pacific rim until 2000. *University of Washington, College of Forest Resources, Center For International Trade in Forest Products*, Working Paper No. 22.

Caurla, S., Lecocq, F., Delacote, P. et Barkaoui, A. (2010). The French Forest Sector Model : version 1.0. Presentation and theoretical foundations. *Cahiers du LEF*, 04.

Cot, A. et Lallement, J. (2007). De Walras à Arrow-Debreu. *In Séminaire Collège de France*.

Cournot, A. (1838). *Recherches sur les Principes Théoriques de la Théorie de la Richesse*. Chez L.Hachette, Paris.

Enke, S. (1951). Equilibrium among stpatially separated markets : solution by electric analogue. *Econometrica*, 19:40–47.

Faustmann, M. (1849). Berechnung des werthes, welchen waldboden, sowie noch nicht haubare holzbestände für die waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung.* Traduction française par Jacques Maheut « calcul de la valeur que possèdent, du point de vue de l'économie forestière, les sols forestiers, ainsi que les peuplements non encore exploitables ».

Forrester, J. (1971). *World Dynamics.* Wright-Allen Press, Cambridge.

Friedman, M. (1968). The role of monetary policy. *American Economic Review*, 58:1–17.

Gilless, J. et Buongiorno, J. (1985). PELPS : price endogeneous linear programming system for economic modeling. *University of Wisconsin-Madison, College of Agriculture and Life Science*, REP R3329.

Gilless, J. K. et Buongiorno, J. (1987). PAPYRUS : A model of the North American pulp and paper industry. *Forest Science*, 33:a0001–z0002(2).

Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2):137–175.

Hough, F. (1878). Report upon forestry, volume I. *GPO, Washington DC.*

Hough, F. (1880). Report upon forestry, volume II. *GPO, Washington DC.*

Hough, F. (1882). Report upon forestry, volume III. *GPO, Washington DC.*

Ianchovichina, E. et McDougall, R. (2000). Theoretical structure of dynamic GTAP. GTAP Technical Papers 480, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Ince, P. et Buongiorno, J. (2007). North American Pulp & Paper Model (NAPAP). *in D.M. Adams et R.W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 99–174. Springer.

Kallio, M. (2010). Accounting for uncertainty in a forest sector model using Monte Carlo simulation. *Forest Policy and Economics*, 12:9–16.

Kallio, M., Dykstra, D. et Binkley, C. (1987). *The Global Forest Sector : An Analytic Perspective.* International Institute for Applied Systems Analysis, Vienna, Austria.

Kallio, M., Moiseyev, A. et Solberg, B. (2004). The Global Forest Sector Model EFI-GTM - the model structure. *European Forest Institute - Internal Report*, 15.

Koopmans, T. C. (1949). Utilization of the transportation system. *Econometrica*, 17:136–146.

Koopmans, T. C., Alchian, A., Dantzig, G. B., Georgescu-Roegen, N., Samuelson, P. A. et Tucker, A. W. (1951). *Activity analysis of production and allocation : proceedings of a conference*. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chapman & Hall, Limited, London.

Kramp, A. et Ince, P. (2010). The U.S. Forest Products Module (USFPM). *Presentation au workshop « How Forest Sector Models Tackle Climate Change », Nancy, 3-4 juin 2010*. http://www.nancy.inra.fr/lef/seminaires_et_workshops/workshops/2010/workshop_june_03_04_2010.

Kuulavainen, J. et Seppäla, R. (1983). A policy analysis model for the Finnish forest sector. *in R. Seppäla, C. Row, A. Morgan (eds) Forest Sector Models*, pages 29–42. ABA Academic Publishers.

Lauri, P., Kallio, M. et Schneider, U. (2011). Price of $CO_2$ emissions and use of wood in Europe. *Forest Policy and Economics*, forthcoming.

Lin, C. (1996). Processing and exporting raw materials : a computable general equilibrium analysis of the Indonesian log and plywood industries. *Canadian Journal of development Studies*, 17:7–30.

Lönner, G. (1991). *Modelling the Swedish forest sector*. The Swedish University of Agricultural Sciences - Department of Forest Industry and Market Studies.

Lönnstedt, L. (1983a). A forest sector prototype model - the simplified model structure. *IIASA Working Paper*, WP-83-068.

Lönnstedt, L. (1983b). Mathematical formulation of a forest sector prototype model. *IIASA Working Paper*, WP-83-069.

Lönnstedt, L. (1986). A dynamic forest sector model with a Swedish case. *Forest Science*, 32:377–397.

Lönnstedt, L. et Peyron, J. (1989). FIBRE : a French PC-based regional forest sector model applied to Burgundy. *Annals of Forest Science*, 46:101–118.

Lofgren, K. (1983). The Faustmann-Ohlin theorem : a historical note. *History of Political Economy*, 15:261–264.

Lyon, K. S. (1981). Mining of the forest and the time path of the price of timber. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(4):330–344.

Matarasso, P. (2007). La construction historique des paradigmes de modélisation intégrée : William Nordhaus, Alan Manne et l'apport de la Cowles Commission. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 44–62. Paris : La Découverte.

McDougall, R. et Golub, A. (2007). GTAP-E : A revised energy-environmental version of the GTAP model. GTAP Research Memoranda 2959, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. et Behrens, W. (1972). *The limits to growth : a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind.* Universe Books, New York.

Muth, J. F. (1961). Rational expectations and the theory of price movements. *Econometrica*, 29(3):315–335.

Nabuurs, G., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N., Sanchez, M. S. et Zhang, X. (2007). Forestry. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Nordhaus, W. (1993). Optimal greenhouse-gas reductions and tax policy in the DICE model. *American Economic Review*, 83:313–317.

Ohlin, B. (1921). Till fragan om skogarnas omloppstid (on the question of the rotation period of the forests). *Ekonomisk Tidskrift*, 12:89–113.

Peyron, J.-L. (2000). Cours en ligne : Il y a 150 ans Martin Faustmann établissait les fondements de l'économie forestière moderne. http://www.agroparistech.fr/coursenligne/Economie/faustrff.pdf (accédée le 22/10/2011).

Pinchot, G. (1929). Foreword to : G.Ahern. Deforested america : statement of the present forest situation in the United States. *In 70th Congree, 2nd session. Doc 116.*

Pressler, M. (1860). Aus der Holzzuwachslehre. *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung.*

Provencher, B. (1995). Structural estimation of the stochastic dynamic decision problems of resource users : an application to the timber harvest decision. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3):321–338.

Ronnila, M. (1995). Medium-term scenarios for the Finnish pulp and paper industry. *IIASA Working Paper*, WP-95-38.

Rust, J. et Paarsch, H. (2005). Stochastic dynamic programming in space : an application to the British Columbia forestry. *Meeting Paper, Society for Economic Dynamics*, 81.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Samuelson, P. A. (1976). Economics of forestry in an evolving society. *Economic Inquiry*, 14(4):466–92.

Schneider, U. A., Balkovic, J., de Cara, S., Franklin, O., Fritz, S., Havlik, P., Huck, I., Jantke, K., Kallio, A. M. I., Klaxner, F., Moiseyev, A. et Michael (2008). The European Forest and Agriculture Optimisation Model – EUFASOM. Working Papers FNU-156, Research unit Sustainability and Global Change, Hamburg University.

Schwarzbauer, P. (1993). Comparison of two models of the Austrian forest sector. *IIASA Working Paper*, WP-90-23.

Scorgie, M. et Kennedy, J. (1996). Who discovered the Faustmann condition ? *History of Political Economy*, 28:77–80.

Sedjo, R. A. et Lyon, K. S. (1989). *The Long-Term Adequacy of World Timber Supply.* RFF Press.

Sedjo, R. A. et Lyon, K. S. (1996). Timber Supply Model 96 : a global timber supply model with a pulpwood component. Discussion paper 96-15, Resources For the Future.

Seppälä, R. (1986). A policy analysis model and the development of the Finnish forest sector. *In The 1986 international conference of the system dynamics society.*

Sløjie, H. K., Latta, G. S., Gobakken, T. et Solberg, B. (2011). NorFor - a forest sector model of Norway. Model overview and structure. *Department of Ecology and Natural Resource Management. Norwegian University of Life Sciences*, INA fagrapport 18.

Smith, V. L. (1963). Minimization of economic rent in spatial price equilibrium. *The Review of Economic Studies*, 30:24–31.

Sohngen, B. (1998). An assessment of four large scage timber market models. Rapport technique, Resources For the Future.

Sohngen, B. et Sedjo, L. (1996). A comparison of timber models for use in public policy analysis. Discussion paper 96-12, Resources For the Future.

Sohngen, B. et Sedjo, R. (2006). Carbon sequestration costs in global forests. *Energy Journal*, Special Issue:109–126.

Solow, R. M. (1974). The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 64(2):1–14.

Takayama, Y. et Judge, G. (1964). Equilibrium among spatially separated markets : a reformulation. *Econometrica*, 32:510–524.

Terreaux, J.-P. (1986). Travaux préliminaires à une modélisation de la filière bois en Bourgogne. Mémoire de D.E.A., ENGREF, Nancy, France.

Toppinen, A. et Kuuluvainen, J. (2010). Forest sector modeling in Europe - the state of the art and future research directions. *Forest Policy and Economics*, 12:2–8.

Tromborg, E. et Solberg, B. (1995). Description of a partial equilibrium model applied in the project « model analysis of Norwegian forest sector ». *Skogforsk Research Paper*, 14/95.

USDA (1982). An analysis of the timber situation in the United States, 1952-2030. Rapport technique, Forest Service.

Vaux, H. J. et Zivnuska, J. A. (1952). Forest production goals : A critical analysis. *Land Economics*, 28(4):318–327.

Vieille Blanchard, E. (2007). Croissance ou stabilité ? l'entreprise du Club de Rome et le débat autour des modèles. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 21–43. Paris : La Découverte.

Vincent, J. (1992). *A simple nonspatial modeling approach for analyzing a country's forest-products trade policies*, pages 43–54. University of Seattle, Washington.

Wibe, S. (2005). A simple simulation model for the forest sector. *Journal of Forest Economics*, 11:45–52.

Zhang, D., Buongiorno, J. et Calmels, P. (1991). PELPS II PLUS : a microcomputer price endogeneous linear programming system for economic modeling. *Staff Papers Series, Department of Forestry, University of Wisconsin-Madison, Madison*, 41.

Zhang, D., Buongiorno, J. et Ince, P. (1993). PELPS III : a microcomputer price endogeneous linear programming system for economic modeling : version 1.0. *Resource Papers, USDA Forest Service, Forest Product Laboratory, Madison*, FPL-RP-526.

# Chapitre 3

# Modéliser l'équilibre économique dans FFSM 1.0.

## Sommaire


**3.1 Le comportement économique des agents dans FFSM . . . . . 109**

3.1.1 Substituabilité imparfaite entre biens domestiques et biens étrangers 109

3.1.2 Fonctions de demande de produits composites . . . . . 115

3.1.3 Fonctions d'offre de produits composites . . . . . 119

3.1.4 Représentation de la transformation des produits primaires en produits transformés . . . . . 120

**3.2 Calcul de l'équilibre économique statique dans FFSM . . . . . 121**

3.2.1 Du modèle de Samuelson à FFSM . . . . . 121

3.2.2 Résolution analytique de l'équilibre . . . . . 122

**3.3 Conclusion . . . . . 126**

Le chapitre précédent a situé FFSM dans la nébuleuse des modèles de secteurs forestiers. Bien qu'appartenant à la famille des modèles de secteur forestier en équilibre partiel et à dynamique récursive, il se distingue des autres modèles de cette famille par trois particularités.

D'une part, il se focalise sur le territoire français en représentant l'offre des producteurs et la demande des consommateurs des 22 régions administratives françaises. Pour chaque région, la demande de 6 produits transformés [1] et l'offre de 3 produits primaires sont représentées, comme l'illustre la figure 3.1. Les échanges entre ces régions sont traités à travers la théorie de l'équilibre spatial de Samuelson (1952) dont on verra dans ce chapitre les caractéristiques.

D'autre part, il modélise les échanges entre ces régions administratives et une 23$^{e}$ région « reste du monde » à l'aide du modèle d'Armington (1969) qui suppose une substitution imparfaite entre produits domestiques et étrangers.

Enfin, il possède un module spécifique représentant la structure de la ressource bois en France et sa dynamique. Le traitement récursif des projections dans FFSM intègre la dynamique de la ressource à chaque période.

L'objectif de ce chapitre est de décrire les caractéristiques de l'équilibre statique de FFSM. Pour cela, nous présentons la structure mathématique de FFSM, depuis les formes fonctionnelles de l'offre et de la demande jusqu'à la résolution analytique du calcul de l'équilibre partiel. Afin de rendre la lecture plus fluide et d'alléger les formalisations mathématiques nous nous référons tout au long du chapitre à deux annexes. L'annexe A détaille les données ayant servi au calibrage des paramètres des équations. L'annexe B contient les éléments de démonstration de la résolution analytique du modèle.

Le chapitre est organisé en deux parties. Dans la première, nous présentons les fonctions d'offre et de demande des produits primaires et des produits transformés. Nous introduisons pour cela le modèle d'Armington et la notion de produit composite. Dans la seconde partie, nous démontrons l'existence d'un équilibre économique et les conditions associées dans un cadre statique.

1. Nous appelons *produit transformé* un produit issu de la première transformation du bois. On distingue deux transformations dans la filière bois : la première transformation correspond aux activités de débitage, découpage, déroulage, tranchage ou sciage ; la seconde transformation comprend toutes les activités d'assemblage (meubles), de compactage de sciures et de particules (fabrication de panneaux de bois) ou de collage (contreplaqués).

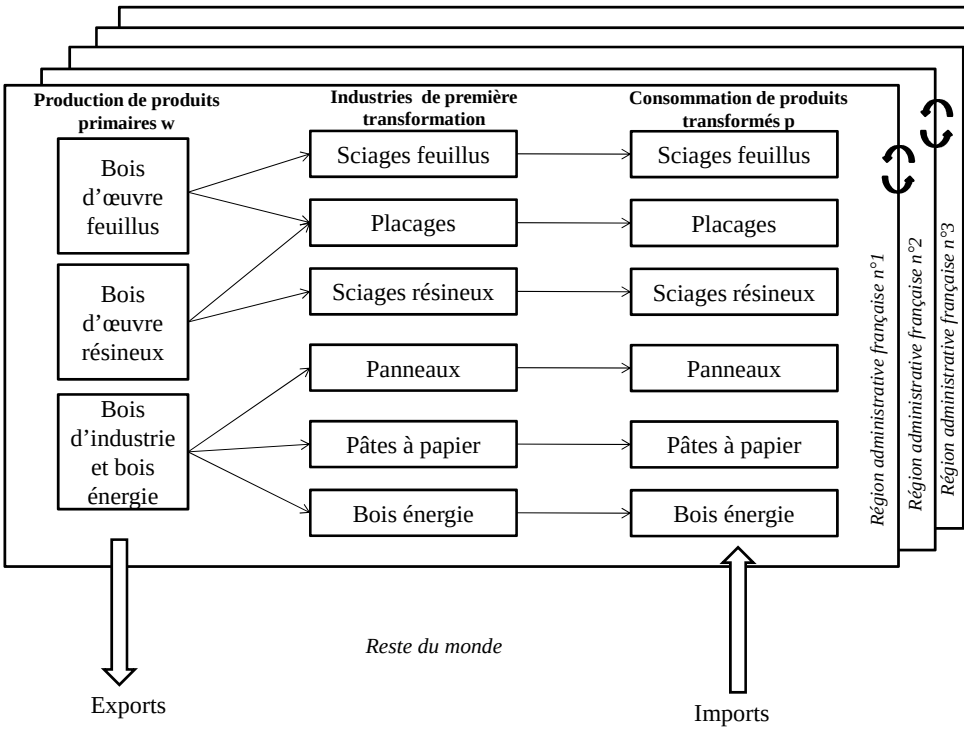



Figure 3.1: La filière forêt-bois telle que représentée dans FFSM. Dans FFSM, les consommateurs représentent les industries de seconde transformation qui consomment les produits issus de la première transformation. Chaque région française importe des produits $p$ depuis l'étranger, exporte des produits $w$ vers l'étranger et échange des produits $p$ et $w$ avec les autres régions françaises.

## 3.1 Le comportement économique des agents dans FFSM

### 3.1.1 Substituabilité imparfaite entre biens domestiques et biens étrangers

#### De la nécessité d'une représentation de la substitution imparfaite

Les modèles de secteur forestier en équilibre partiel fondés sur la recherche d'un équilibre spatial *à la* Samuelson (1952) considèrent les produits bois homogènes et parfaitement substituables en fonction de leur région de provenance ou de destination. Les flux de produits entre régions sont déterminés par le gradient des prix entre les régions, coûts de transport inclus. Une conséquence de cette spécification est qu'une même région ne peut à la fois importer et exporter le même produit.

Si ce modèle est légitime pour représenter les échanges entre régions homogènes comme les régions administratives françaises, il pose question pour la modélisation des échanges entre les régions françaises et le reste du monde. D'une part car, dans ce cas, les échanges peuvent se faire dans les deux sens et, d'autre part, car cette approche fait implicitement l'hypothèse qu'à l'équilibre les prix des produits échangés sont égaux dans tous les pays (loi des prix unique ou LPU).

Or, en se basant sur les prix des importations de sciages depuis la Finlande, la Suède, le Canada et la Russie, Hänninen (1999) ne trouve pas de preuve de LPU pour le Royaume Uni. Toppinen et Kuuluvainen (2010) montrent que la LPU est en fait rarement observée pour les marchés européens du bois.

Blonigen et Wilson (1999) donnent trois explications à cette situation :

1. Les produits domestiques et étrangers peuvent présenter des caractéristiques physiques hétérogènes. Par exemple, FFSM modélise la consommation de sciages résineux sans distinguer de quelle essence résineuse il s'agit. Or, un sciage résineux finlandais sera typiquement de l'épicéa ou du pin sylvestre alors qu'un sciage résineux aquitain sera probablement du pin maritime, essence présentant des caractéristiques mécaniques et esthétiques différentes des précédentes [2] ;
2. Une industrie étrangère bien installée sur un marché domestique donné produit des biens davantage substituables avec les produits domestiques qu'une entreprise étrangère moins bien établie, ce qui s'explique, notamment, par des facteurs informationnels (meilleure connaissance des habitudes de consommation et meilleur réseau d'approvisionnement en matières premières) ;

2. Notons que cette raison, si elle expliquait à elle seule les observations, plaiderait pour l'introduction d'une représentation des échanges à la Armington entre régions administratives françaises. Au sein d'un même groupe (résineux ou feuillus) les essences sont en effet réparties de manière hétérogène en fonction des conditions climatiques et pédologiques (pin maritime en Aquitaine, douglas dans le Morvan, épicéa dans les régions montagneuses, etc.).

3. La présence de barrières administratives et commerciales, la présence de syndicats ou celle d'associations de consommateurs puissantes peuvent influencer les habitudes de consommations dans un pays (raisons politiques).

Afin de mieux prendre en compte la substituabilité imparfaite entre produits issus de pays différents, nous mobilisons le modèle d'Armington. Le principe de ce modèle est de considérer que les biens produits en des lieux différents sont imparfaitement substituables entre eux. Cela permet de relâcher la LPU entre la France et le reste du monde.

Rappelons ici que nous faisons l'hypothèse que la France échange avec une seule région « reste du monde ». Il s'agit d'une hypothèse héroïque, le « reste du monde » n'étant en réalité pas homogène du point de vue des échanges marchands avec la France. Cette approximation constitue un enjeu pour les prochaines versions de FFSM.

Historiquement, le modèle d'Armington a été élaboré pour représenter le choix de consommation entre biens d'origine domestique et étrangère. Mais Geraci et Prewo (1982) ont transposé le principe de substituabilité imparfaite à l'offre pour représenter une production de biens imparfaitement substituables selon leur destination. Cette substituabilité imparfaite peut provenir d'une différence dans la caractéristique des produits ou de critères politiques. Ces caractéristiques peuvent varier en fonctions des cultures, des religions, des habitudes, etc [3].

**Le modèle d'Armington pour la demande**

Armington pose trois hypothèses en amont de son modèle :

1. Pour tout couple de biens (A,B) avec $A \neq B$, les préférences d'un consommateur pour un bien A sont indépendantes du niveau de consommation d'un bien B. Cette hypothèse est appelée *hypothèse d'indépendance*. Elle suppose, par exemple, que les déterminants de la consommation d'un produit (par exemple un sciage) sont indépendants de ceux de la consommation d'un autre produit (par exemple un placage) ;
2. La part de marché d'un bien dans une région ne dépend que des prix relatifs de ce bien entre les régions ;

3. Un exemple dans le domaine de la mode est la chaîne de vêtements Zara qui propose les mêmes vêtements à des prix différents selon les pays en s'adaptant aux habitudes de consommation et au pouvoir d'achat de la population de chaque pays (stratégie axée sur le gain de part de marché). Dans le domaine forestier, un producteur français peut par exemple différencier le bois qu'il exporte en fonction de critères environnementaux (affichage de l'écocertification) ou de critères physiques et esthétiques (une même grume d'épicéa française peut servir à la construction de saunas finlandais ou de traverses de chemin de fer espagnoles). Dans les deux cas, le producteur offre un même bien mais l'utilisation de ce bien, sa valeur symbolique selon les cultures ou le contexte économique des pays dans lesquels il sera consommé, définissent plusieurs produits imparfaitement substituables.

3. Les élasticités de substitution entre des produits en compétition sur un même marché sont constantes (elles ne dépendent pas des parts de marché).

Compte tenu de ces hypothèses, Armington montre que la demande pour un bien composite $p$ s'exprime sous la forme d'une fonction à élasticité de substitution constante (CES) :

$$D_{p,i} = \left[ \left(1 - b_{D_{p,i}}\right) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} \right]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}} \tag{3.1}$$

Avec :

- $D_{p,i}$ la demande de produits composites $p$, dans la région $i$. $D_{p,i}$ n'est pas une quantité physique (la quantité physique consommée est égale à $LD_{p,i} + M_{p,i}$). La demande de produits composites représente une sorte de « moyenne pondérée » de produit domestique et de produit étranger ;
- $LD_{p,i}$ la demande de produits domestiques $p$ (produits en France) dans la région $i$ ;
- $M_{p,i}$ la demande de produits importés $p$ (produits à l'étranger) dans la region $i$ ;
- $\varphi_{p,i}$ l'élasticité de substitution entre les biens $p$ domestiques et importés. $\varphi_{p,i}$ est positive. Si $\varphi_{p,i} = 0$ les deux produits sont des compléments parfaits, si $\varphi_{p,i} = \infty$, ils sont de parfaits substituts ;
- $b_{D_{p,i}}$ une constante qui vérifie : $0 < b_{D_{p,i}} < 1$. $b_{D_{p,i}}$ peut être interprétée comme la part de marché initiale du produit $M_{p,i}$, si $b_{D_{p,i}} = 1$ alors $D_{p,i} = M_{p,i}$, autrement dit produit composite et produit importé sont confondus.

Compte tenu de l'hypothèse (1) les demandes de produits domestiques $LD_{p,i,t}$ et de produits importés $M_{p,i,t}$ s'expriment comme des fonctions de la demande composite $D_{p,i,t}$ et des prix relatifs des produits domestiques et étrangers [4]. Ceci conduit aux deux expressions suivantes :

$$M_{p,i} = b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} \right)^{\varphi_{p,i}} \tag{3.2}$$

$$LD_{p,i} = (1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_{i,p}} \right)^{\varphi_{p,i}} \tag{3.3}$$

4. Voir Armington (1969, p.161, 165, 167 et 172).

De ces expressions nous pouvons déduire le prix du produit composite [5] $p$ :

$$\tilde{P}_{p,i} = \left(P_{p,i}^{1-\varphi_{p,i}}\left(1 - b_{D_{p,i}}\right)^{\varphi_{p,i}} + P_p^{*1-\varphi_{p,i}} b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}\right)^{\frac{1}{1-\varphi_{p,i}}} \tag{3.4}$$

Avec :
- $\tilde{P}_{p,i}$ le prix du produit $p$ composite, dans la région $i$ ;
- $P_{p,i}$ le prix du produit $p$ domestique, dans la région $i$ ;
- $P_p^*$ est le prix du produit $p$ importé ;

Et dont une propriété importante est [6] :

$$\tilde{P}_{p,i} D_{p,i} = P_{p,i} LD_{p,i} + P_p^* M_{p,i} \tag{3.5}$$

**Le modèle de Geraci et Prewo pour l'offre**

Suivant Geraci et Prewo (1982), nous transposons le modèle d'Armington à l'offre de produits primaires w. L'offre de produits composites s'écrit ainsi :

$$S_{w,i} = \left[\left(1 - b_{S_{w,i}}\right) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}\right]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}} \tag{3.6}$$

Avec :
- $S_{w,i}$ l'offre de produits composites $w$, dans la région $i$ ;
- $LS_{w,i}$ l'offre de produits $w$ à destination du marché domestique (français), dans la région $i$ ;
- $X_{w,i}$ l'offre de produits $w$ à destination du reste du monde, *i.e.,* le volume de $w$ exporté, dans la région $i$ ;
- $\varphi_{w,i}$ l'élasticité de transformation entre les produits $w$ produits pour la France et les produits $w$ produits pour l'export. $\varphi_{w,i}$ est négative. Si $\varphi_{w,i} = 0$ les deux produits sont des compléments parfaits, si $\varphi_{w,i} = -\infty$, ils sont de parfaits substituts ;
- $b_{S_{w,i}}$ une constante qui vérifie : $0 < b_{S_{w,i}} < 1$. $b_{S_{w,i}}$ peut être interprétée comme la part de marché initiale du produit $X_{w,i}$, si $b_{S_{w,i}} = 1$ alors $S_{w,i} = X_{w,i}$, autrement dit produit composite et produit importé sont confondus.

5. Dans la suite du chapitre nous utiliserons également le terme *prix composite.*
6. Armington (1969, p.166). On peut également retrouver cette expression à l'aide des équations 3.4, 3.2 et 3.3.

Comme pour la fonction de demande, nous pouvons exprimer $LS_{w,i}$ et $X_{w,i}$ comme des fonctions de $S_{w,i}$ et du prix relatif des deux produits sur le marché du bien $w$ :

$$X_{w,i} = b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*} \right)^{\varphi_{w,i}} \tag{3.7}$$

$$LS_{w,i} = (1 - b_{S_{w,i}})^{\varphi_{w,i}} S_{w,i} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_{i,w}} \right)^{\varphi_{w,i}} \tag{3.8}$$

Le prix du bien composite s'exprime ainsi :

$$\tilde{P}_{w,i} = \left( P_{w,i}^{1-\varphi_{w,i}} \left(1 - b_{S_{w,i}}\right)^{\varphi_{w,i}} + P_w^{*1-\varphi_{w,i}} b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} \right)^{\frac{1}{1-\varphi_{w,i}}} \tag{3.9}$$

Avec :
- $\tilde{P}_{w,i}$ le prix du bien composite $w$, dans la région $i$ ;
- $P_{w,i}$ le prix du produit $w$ à destination du marché domestique, dans la région $i$ ;
- $P_w^*$ le prix du produit $w$ destiné à l'exportation ;

Et :

$$\tilde{P}_{w,i} S_{w,i} = P_{w,i} LS_{w,i} + P_w^* X_{w,i} \tag{3.10}$$

**Estimation des élasticités d'Armington** [7]

L'application du modèle d'Armington à la demande et à l'offre de produits bois requiert l'estimation des élasticités $\varphi_{p,i}$ et $\varphi_{w,i}$. Ces paramètres capturent la sensibilité de la demande et de l'offre aux changements des valeurs relatives des prix domestiques et des prix étrangers. McDaniel et Balistreri (2003) et Welsch (2008) montrent que les résultats des modèles construits à partir de la théorie d'Armington sont très sensibles aux valeurs retenues pour ces élasticités [8]. Cela plaide pour une estimation rigoureuse de ces paramètres.

Shiells et Reinert (1993) et Gallaway *et al.* (2003) tentent d'estimer la valeur de ces élasticités pour certains produits bois. Bien que ne recoupant pas complètement les

7. Ce paragraphe reprend, pour partie, les éléments présentés dans Sauquet *et al.* (2011).

8. McDaniel et Balistreri (2003) et Welsch (2008) affirment que beaucoup d'économistes considèrent les valeurs utilisées comme étant généralement trop faibles. McDaniel et Balistreri (2003) mettent en évidence trois raisons permettant d'expliquer la variabilité des valeurs des estimations : l'horizon temporel considéré, le niveau de désagrégation des analyses et la forme des analyses temporelles (en forme réduite *versus* en coupe).

produits considérés dans FFSM, et bien qu'elles soient réalisées pour les États-Unis, ces deux études constituent un point de repère utile pour l'ordre de grandeur de ces élasticités. D'autre part, Donnelly *et al.* (2004) proposent la liste complète des valeurs des élasticités d'Armington utilisées dans le modèle d'équilibre général GTAP. Néanmoins il semble que ces valeurs soient choisies par défaut sans véritable travail d'estimation. Il est en outre difficile de savoir si elles sont censées représenter des élasticités de long terme ou de court terme. La table A.1 en annexe A.2 présente les valeurs des élasticités répertoriées dans la littérature.

Jusqu'à présent, aucune étude ne proposait l'estimation de ces élasticités pour les produits bois et pour la France. Sauquet (2010) et Sauquet *et al.* (2011) estiment les élasticités de substitution $\varphi_{p,i}$ des sciages feuillus et résineux pour la France sur la base de données d'exportations des enquêtes annuelles de branches (EAB) du service statistique du ministère de l'industrie (SESSI). En pratique, les données ne sont pas suffisantes pour estimer une élasticité $\varphi_{p,i}$ pour chaque région, une estimation à l'échelle nationale est donc réalisée.

Les estimations conduisent aux valeurs $\varphi_{\text{sciages feuillus}} = 0,5$ et $\varphi_{\text{sciages résineux}} = 0,9$. Ce qui traduit une substituabilité plus importante des sciages résineux que des sciages feuillus. Cela peut s'expliquer par le fait que les sciages résineux sont considérés comme des produits plus homogènes que les sciages feuillus [9].

Les données dont nous disposons pour la France ne nous permettent pas d'obtenir de résultats robustes pour les autres produits. Pour la pâte à papier, les placages, les panneaux et le bois-énergie, nous nous basons donc sur les valeurs de Shiells et Reinert (1993) et Gallaway *et al.* (2003).

Nous cherchons également à estimer les élasticités de transformation $\varphi_{w,i}$ pour les produits bois primaires. Nos données permettent d'estimer les valeurs des élasticités du bois d'œuvre feuillus BOF (- 0,75) et du bois d'œuvre résineux BOR (- 0,3) pour la France. Le bois-énergie étant majoritairement produit à partir de feuillus, nous choisissons la valeur de - 0,75 pour le bois d'industrie/bois-énergie (BIBE).

Dans le paragraphe précédent nous expliquons la différence entre les valeurs des élasticités de substitution des sciages résineux et feuillus par une plus grande homogénéité des sciages résineux. Paradoxalement, la conclusion inverse s'applique en amont de la filière : le BOF est plus homogène que le BOR (élasticité de transformation du BOR plus proche de 0). Cela peut s'expliquer par une plus grande diversité dans les essences de résineux, ce qui conduirait à davantage d'hétérogénéité en amont de la filière. En revanche, concernant les produits transformés, les sciages résineux sont plus homogènes en terme de qualité alors que les sciages feuillus ont une qualité très hétérogène.

9. Notons que ces valeurs sont proches des élasticités de court terme estimées par Shiells et Reinert (1993) et Gallaway *et al.* (2003) dans le cas des États-Unis.

La spécification d'Armington (1969) pour la demande et de Geraci et Prewo (1982) pour l'offre permettent de différencier les produits consommés $p$ selon leur origine et les produits primaires $w$ selon leur destination. Toutefois, ils ne renseignent pas les comportements d'offre et de demande des biens composites, qui font l'objet deux parties suivantes.

### 3.1.2 Fonctions de demande de produits composites

Dans FFSM, nous représentons la demande de produits composites sous la forme suivante :

$$D_{p,i,t} = D_{p,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}}{\tilde{P}_{p,i,t-1}} \right)^{\sigma_p} \tag{3.11}$$

Avec :
- $D_{p,i,t}$ la demande composite de produits $p$ dans la région $i$ pour l'année $t$ ;
- $\tilde{P}_{p,i,t}$ le prix du produit composite $p$ dans la région $i$ pour l'année $t$ ;
- $\sigma_p$ l'élasticité prix de la demande.

Ce modèle s'appuie sur une forme standard utilisée notamment dans GFPM (Buongiorno *et al.*, 2003). On peut retrouver les fondements microéconomiques de cette fonction à partir de la maximisation d'une fonction de production Cobb-Douglas.

#### Fondements microéconomiques de la demande

La demande retenue dans FFSM est de la forme $D_p = P_p^{\sigma_p}$. Quoique répandue [10], cette forme est rarement explicitée d'un point de vue microéconomique. Bien qu'il s'agisse d'une fonction de demande agrégée traduisant le comportement de plusieurs agents, on peut fonder le comportement qu'elle représente sur la rationalité microéconomique en mobilisant le paradigme de l'agent représentatif [11].

Prenons l'exemple de la demande de placages bois. Cette demande provient en réalité de plusieurs acteurs différents. Imaginons que tous ces acteurs se comportent comme une entreprise de fabrication de meuble. Pour fabriquer un meuble, cette industrie va consommer une quantité $D_p$ de placages au prix $P_p$. Elle va en outre consommer une quantité $D_z$ d'autres inputs, par exemple du plastique, au prix $P_z$. Si on fait l'hypothèse que la fonction de production de cette entreprise est une fonction Cobb-Douglas de sorte que $D_p^a D_z^b = Y$ avec $Y$ la quantité de meubles fabriquée, $0 < \mathrm{a} < 1$, $0 < \mathrm{b} < 1$ et $\mathrm{a} + \mathrm{b} = 1$, alors l'objectif

10. On retrouve en outre souvent une forme voisine intégrant l'effet revenu : $D_p = Y_p^{\beta_p} P_p^{\sigma_p}$ avec $Y_p$ le revenu.

11. Le paradigme de l'agent représentatif traduit que, globalement, une économie toute entière réagit comme un individu rationnel soumis à des contraintes de revenus et réagissant aux prix.

de l'entreprise est de minimiser les coûts de production pour un jeu de prix donné et pour une quantité d'output donnée, autrement dit :

$$Min_{D_p,D_z} P_p D_p + P_z D_z$$
$$\text{s.c. } D_p^a D_z^b = Y$$

Nous montrons en annexe A.1 que ce problème de minimisation aboutit à la forme suivante pour la demande de placages :

$$D_p(P_p, P_z, Y) = (\frac{a}{b})^{\frac{b}{a+b}} P_p^{\frac{-b}{a+b}} P_z^{\frac{b}{a+b}} Y^{\frac{1}{a+b}} \tag{3.12}$$

Si $P_z$ et $Y$ sont fixés de manière exogène, on retrouve la forme standard $D_p = A \times P_p^{\sigma_p}$ avec $A$ une constante et $\sigma_p = \frac{-b}{a+b}$ [12].

**La nature de l'élasticité $\sigma_p$ détermine la portée temporelle de la fonction de demande**

L'estimation économétrique d'un modèle de type 3.12 traduit généralement un rôle des prix significatif [13] mais laisse souvent de côté les effets de tendances temporelles non contenues dans les variables explicatives prix ou revenu. Les économètres ont alors deux solutions pour améliorer les estimations : soit introduire de nouvelles variables explicatives, avec le risque de corrélations entre variables, soit prendre en compte explicitement la dynamique des variables prix et quantités.

La forme 3.12 traduit en effet une relation statique entre la quantité demandée et le prix. En particulier, les ajustements temporels ne sont pas considérés. Nerlove et Addison (1958) et, avant eux, Cassels (1933), ont étudié la réponse réelle des offreurs ou des demandeurs par rapport à la fonction d'offre ou de demande de long terme pré-établie.

Nerlove et Addison (1958) ont mis en évidence les différences entre élasticités estimées, élasticités de long terme et de court terme dans le domaine agricole. Pour bien comprendre l'enjeu, nous basons notre raisonnement sur l'exemple de l'entreprise qui fabrique des meubles à partir de placages et dont la fonction de demande est représentée sur la figure 3.2.

Cette entreprise consomme initialement $100\,\mathrm{m}^3$ de placages achetés au prix de $50\,€/\mathrm{m}^3$. La fonction de demande de long terme est représentée par la droite DLT. Imaginons qu'en raison d'une tempête, le prix des placages s'effondre à $10\,€/\mathrm{m}^3$, sa fonction de demande de long terme « prévoit » que sa consommation passe à $1000\,\mathrm{m}^3$ de placages. Or ceci ne sera pas possible instantanément : l'entreprise doit adapter

12. On note que sous ces conditions $-1 < \sigma_p < 0$.
13. L'introduction de la variable prix permet en général d'améliorer la qualité des estimations de la demande.

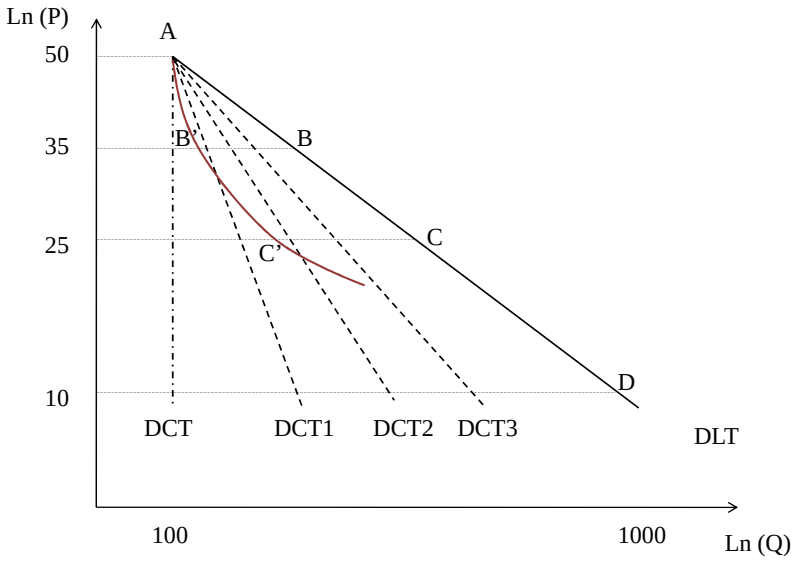



Figure 3.2: Mise en évidence des élasticités d'ajustement. Source : Nerlove et Addison (1958).

ses technologies (par exemple en incluant plus de bois et moins de plastiques dans ses meubles). Sa réponse à l'année 0 sera vraisemblablement une droite verticale, notée DCT sur le schéma. L'année d'après, l'entreprise s'adaptera à ce nouveau contexte économique et modifiera ses technologies de telle sorte que la demande de court terme passe de DTC à DTC1 et ainsi de suite jusqu'à atteindre la courbe de demande de long terme DLT. Plusieurs périodes sont donc nécessaires pour observer l'effet d'un impact sur les prix.

En réalité, les prix changent constamment, autrement dit, outre la réponse technologique, matérialisée par le passage de la courbe DCT aux courbes DCT1, DCT2, etc., l'entreprise doit également se positionner par rapport à un « point d'équilibre de long terme » fluctuant. Par exemple, le prix peut passer de 50 à 35 € l'année 0 puis de 35 à 25 l'année 1 puis à 10 l'année 2. C'est ce que nous représentons par la courbe rouge. La pente de cette courbe représente une « élasticité d'ajustement ». Ce sont ces élasticités d'ajustement que l'on mesure grâce aux méthodes économétriques. Si les intervalles entre les observations temporelles des variables sont suffisamment longs, ces élasticités d'ajustement tendent à être des élasticités de long terme. S'ils sont courts, ces élasticités sont des élasticités de court terme.

**Conséquences pour FFSM et enjeux pour la calibration**

Le paragraphe précédent montre que l'élasticité peut être considérée comme une boîte noire contenant les liens entre modes de consommations et déterminants économiques. Un modèle de forme réduite tel que 3.11 est pratique car facile à manipuler du fait de sa simplicité. Or cette simplicité présente également le risque d'agréger des comportements trop hétérogènes, surtout lorsqu'on travaille à un niveau sectoriel comme FFSM.

La fonction de demande 3.11 est récursive, c'est à dire que la demande en $t$ dépend de la demande en $t-1$, du prix en $t$ et du prix en $t-1$. Telle que présentée par la forme 3.11, il est *a priori* possible de la réduire à une forme non récursive qui n'intègre que les valeurs des variables de l'année initiale :

$$D_{p,i,t} = D_{p,i,0} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}}{\tilde{P}_{p,i,0}} \right)^{\sigma_{p,LT}} \tag{3.13}$$

Dans la forme 3.13, l'élasticité $\sigma_{p,LT}$ traduit une élasticité de long terme égale à la pente de la courbe DLT sur la figure 3.2. Or, si l'élasticité prix estimée pour le modèle 3.11 est une élasticité de court terme, notée $\sigma_{p,CT}$, le modèle 3.11 n'est pas équivalent au modèle 3.13. Précisément, on a alors que $\sigma_{p,CT} = \delta\sigma_{p,LT}$ où $\delta$ est la vitesse d'ajustement de la demande.

Nerlove et Addison (1958) définissent la vitesse d'ajustement de la demande grâce à la relation :

$$\frac{D}{D_{-1}} = (\frac{D^*}{D_{-1}})^{\delta} \tag{3.14}$$

Où $D^*$ est la demande d'équilibre de long terme, c'est-à-dire celle qui serait mesurée si l'entreprise ajustait automatiquement sa demande au changement de prix en fonction de son élasticité de long terme, $D$ est la demande observée pour la période considérée et $D_{-1}$ la demande observée à la période antérieure.

La version 1.0. de FFSM utilise des élasticités de court terme. Ce faisant, nous considèrons donc que les agents réagissent à leur demande de court terme. En particulier, les modèles 3.11 et 3.13 sont donc différents dans la version 1.0 de FFSM.

L'estimation des élasticités de court terme à partir des données françaises ne conduisant pas à des résultats robustes (Sauquet, 2010) [14], nous nous appuyons sur les valeurs utilisées par GFPM (Buongiorno *et al.*, 2003) qui sont présentées dans le tableau A.2 de l'annexe A.

### 3.1.3 Fonctions d'offre de produits composites

Dans FFSM, nous représentons l'offre de produits primaires composites par l'équation suivante :

$$S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,t-1}} \right)^{\epsilon_w} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} \right)^{\beta_w} \tag{3.15}$$

Avec :

- $S_{w,i,t}$ l'offre de produits composites $w$ dans la région $i$ à l'année $t$ [15] ;
- $\tilde{P}_{w,i,t}$ le prix de produits $w$ composites dans la région $i$ à l'année $t$ ;
- $F_{w,i,t}$ le stock de bois sur pied disponible pour la filière $w$ dans la région $i$ à l'année $t$ ;
- $\epsilon_w$ et $\beta_w$ sont respectivement les élasticités de l'offre par rapport au prix et au stock.

Ce modèle fait donc explicitement dépendre le niveau d'offre du niveau de stock disponible. Nous verrons dans le chapitre suivant que cette spécification constitue le lien entre le module économique et le module biologique.

La forme retenue est très proche du modèle de demande et s'inscrit dans la catégorie des modèles réduits « de court terme » (Binkley, 1987; Wear et Parks, 1994). À l'aide d'une fonction de production de type Cobb-Douglas, on peut, comme pour la demande, retrouver une forme du type 3.15. Outre le fait que l'élasticité considérée est une élasticité de court terme, l'ajustement est également pris en compte à travers l'évolution du ratio de stock de bois disponible $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$ [16].

14. Sauquet (2010) explique ce résultat par le fait que le niveau des quantités demandées est déterminé plus en amont ou plus en aval de la filière, les demandes estimées sont en fait des demandes *dérivées* d'autres variables économiques. En outre, la non-significativité des élasticités prix peut également provenir du niveau d'agrégation des données utilisées (ici agrégées au niveau national) et de la faible taille de l'échantillon (18 à 22 observations). En revanche, l'auteur précise que les quantités demandées sont positivement reliées au taux de croissance économique national, ce qui plaide pour l'introduction de ce critère dans le modèle de demande.

15. Rappelons qu'un mètre cube de produit $w$ produit dans la région $i$ peut être consommé par les industries de transformation de la région $i$, exporté dans une autre région française $j$ pour y être consommé ou exporté à l'étranger.

16. Ainsi le modèle 3.16 définit par :

$$S_{w,i,t} = S_{w,i,0} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,0}} \right)^{\epsilon_{w,LT}} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,0}} \right)^{\beta_w} \tag{3.16}$$

3.15 capture donc l'inertie de l'offre liée au taux de croissance du capital forestier, taux de croissance en partie exogène et dont les déterminants seront présentés dans le chapitre suivant [17].

### 3.1.4 Représentation de la transformation des produits primaires en produits transformés

Entre la production de produits $w$ et la consommation de produits $p$, nous représentons la transformation des produits $w$ en produit $p$ à l'aide d'une matrice input-output de Léontief qui présente la quantité de produits $w$ nécessaire pour produire une unité de $p$. La demande de produits primaires $w$ dans la région $i$ à l'année $t$ est donc une fonction linéaire de la quantité de produits transformés $p$, (équation 3.17) :

$$D_{w,i,t} = \sum_p a_{p,w} S_{p,i,t} \tag{3.17}$$

Avec :
- $D_{w,i,t}$ la demande de produits $w$ dans la région $i$ à l'année $t$ ;
- $a_{p,w}$ les coefficients input-output de la matrice, soit le volume de $w$ nécessaire pour produire une unité de $p$ ;
- $S_{p,i,t}$ la production de produits $p$ dans la région $i$ à l'année $t$.

Les industries de transformation de la région $i$ peuvent transformer des produits $w$ provenant de la région $i$ ou des autres régions françaises mais pas de l'étranger. En effet, FFSM ne modélise ni l'importation de produits $w$ depuis l'étranger ni l'exportation de produits $p$ vers l'étranger. De fait, introduire des importations et des exportations « de type Armington » aux deux extrémités de la filière est déjà suffisant pour capturer les fluctuations du commerce international. Ce choix est aussi cohérent avec la philosophie générale du modèle dans lequel la transformation est essentiellement un filtre de passage entre les marchés des produits bruts et les marchés des produits transformés.

En outre, les industries de transformation supportent un coût $c_p$ pour chaque unité de produit $p$ fabriquée. Nous faisons l'hypothèse qu'il n'y a pas de rendement d'échelle et que ce coût est indépendant de la quantité produite. Ce coût couvre l'ensemble des facteurs exogènes tels que le travail, l'énergie, etc. Nous faisons de plus l'hypothèse d'une contrainte de capacité $K_{p,i,t}$, telle que :

$$\forall_{i,p}, S_{p,i,t} < K_{p,i,t} \tag{3.18}$$

n'est pas équivalent à 3.15 car, *a priori*, $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,0}} \neq \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$.

17. Ce chapitre sera également l'occasion de revenir sur la forme de la fonction d'offre et des liens qu'elle entretient avec la dynamique du stock forestier.

Les coefficients input-output sont présentés en annexe A.3, les coûts de transormation et la contrainte de capacité sont présentés en annexe A.4 .

## 3.2 Calcul de l'équilibre économique statique dans FFSM

### 3.2.1 Du modèle de Samuelson à FFSM

**La démonstration de Samuelson :**

Pour démontrer l'existence de l'équilibre spatial, Samuelson (1952) procède en deux temps.

Dans un premier temps il propose une résolution graphique dans le cas d'un produit échangé entre deux régions. Dans chacune des deux régions sont définies une fonction d'offre, une fonction de demande et un niveau de prix pour le produit considéré. Les deux régions vont échanger une certaine quantité de produit en fonction de la différence des prix entre les régions et en fonction du coût de transport entre les régions.

Pour cela, Samuelson introduit la notion de surplus social net (« net social payoff »), représentant la somme des surplus des consommateurs et des producteurs des deux régions à laquelle on enlève le coût de transport entre les deux régions. En réalité, la traduction du surplus social net en la somme des surplus des producteurs, consommateurs et agents d'échange n'est pas directement démontrée par Samuelson, mais elle en découle naturellement comme nous le montrons en annexe B.4.1 [18].

De la maximisation de ce surplus social net découle ce que nous appelerons par la suite *les conditions de Samuelson*. Ces conditions stipulent que :

(1) si la différence de prix entre les deux régions est supérieure au coût de transport alors une certaine quantité de produit sera échangée. Autrement dit, si $P_1 - P_2 \geq C_{2,1}$ avec $P_1$ la prix du produit dans la région 1, $P_2$ le prix du produit dans la région 2 et $C_{2,1}$ le coût de transport de 2 à 1, alors la région 2 exporte une quantité $e_{2,1} \geq 0$ vers la région 1. De manière symétrique, si $P_2 - P_1 \geq C_{1,2}$ alors $e_{1,2} \geq 0$ ;

(2) si la différence des prix entre les deux régions est inférieure au coût de transport alors il n'y a pas d'échange entre les deux régions, les marchés sont déconnectés. Réciproquement, si $e_{2,1} \geq 0$ alors $P_1 - P_2 \geq C_{2,1}$ et si $e_{1,2} \geq 0$ alors $P_2 - P_1 \geq C_{1,2}$.

Dans un second temps, Samuelson généralise sa démonstration à $n$ régions échangeant entre elles et montre que, dans tous les cas, à l'équilibre on a : $\forall i, j \in n, (P_i - P_j - C_{i,j})e_{i,j} = 0$.

18. Dans cette annexe, nous montrons que la forme réduite du surplus social net résulte de la somme des surplus des consommateurs, des producteurs et des « agents d'échange » qui maximisent leur surplus en répartissant les quantités échangées en fonction des différentiels des prix entre les deux régions et des coûts de transport.

**Transposition à FFSM**

Par rapport au cas d'étude de Samuelson, FFSM présente deux différences structurelles :

Premièrement les fonctions d'offre et de demande ne concernent pas des produits de même nature. FFSM représente la transformation de produits primaires $w$ en produits transformés $p$. En ce sens, FFSM fait intervenir un autre type d'agent, le transformateur, inexistant chez Samuelson. Par conséquent, une première question concerne l'effet de cet agent intermédiaire sur l'existence de l'équilibre et sur sa nature.

Deuxièmement, l'autre différence concerne la distinction des produits suivant l'origine ou la destination à travers la théorie d'Armington. Les fonctions d'offre et de demande de chaque région sont établies pour des produits composites hétérogènes alors que les échanges interrégionaux calculés par la résolution de l'équilibre spatial, ne concernent que les produits domestiques. Une fois encore, l'existence de l'équilibre n'est plus assurée. En outre, même si cet équilibre existe, il n'est pas évident de savoir *a priori* si les conditions d'équilibre de Samuelson seront conservées. Les quantités échangées et les prix des produits domestiques étant liés à ceux des produits étrangers *via* la spécification d'Armington, la réponse n'est pas intuitive et nécessite une résolution analytique du modèle, que nous proposons de mener maintenant.

L'objectif de cette démonstration est triple. Premièrement, nous démontrons l'existence d'un équilibre. Ensuite, nous montrons que cet équilibre est associé à une condition de profit nul pour le transformateur si la capacité maximale des industries de transformation n'est pas atteinte. Enfin, nous montrons que les conditions de Samuelson concernant le commerce interrégional sont conservées à l'équilibre.

### 3.2.2 Résolution analytique de l'équilibre

**Le Lagrangien :**

Les régions sont indexée par $i$, $j$ et $k$. Pour une année $t$ donnée, la somme des surplus de tous les agents économiques représentés dans FFSM est égale à :

$$
\begin{aligned}
&\sum_{p,i}\left[\int_0^{D_{p,i}} \tilde{P}_{p,i}(D)dD - \tilde{P}_{p,i} \times D_{p,i}\right] \\
&+\sum_{w,i}\left[\tilde{P}_{w,i} \times S_{w,i} - \int_0^{S_{w,i}} \tilde{P}_{w,i}(S)dS\right] \\
&+\sum_{p,i} S_{p,i,t}P_{p,i} - \sum_{p,i} c_p S_{p,i} - \sum_{w,i} D_{w,i}P_{w,i} \\
&+\sum_{p,i,j\neq i} \left(P_{p,j} - P_{p,i} - C_{p,i,j}\right) e_{p,i,j} \\
&+\sum_{w,i,j\neq i} \left(P_{w,j} - P_{w,i} - C_{w,i,j}\right) e_{w,i,j}
\end{aligned}
\tag{3.19}
$$

La première ligne correspond au surplus du consommateur de produits composites $p$, la seconde ligne constitue le surplus du producteur de produits composites $w$, la troisième ligne est le surplus du transformateur de produits domestiques $w$ en produits domestiques $p$. La quatrième ligne représente le surplus de l'agent d'échange de produits $p$ et la cinquième ligne représente le surplus de l'agent d'échange de produits $w$. La méthode d'estimation des coûts de transport $C_{p,i,j}$ et $C_{w,i,j}$ est présentée en annexes A.6 et A.5.

Appelons $H(\tilde{P}_{w,i}, P_{w,i}, S_{w,i}, \tilde{P}_{p,i}, P_{p,i}, S_{p,i}, D_{p,i}, e_{w,i,j}, e_{p,i,j})$ cette somme de surplus.

Le problème de maximisation peut donc s'écrire :

$$Max_{\tilde{P}_{w,i},P_{w,i},S_{w,i},D_{w,i},LS_{w,i},X_{w,i},\tilde{P}_{p,i},P_{p,i},S_{p,i},D_{p,i},LD_{p,i},M_{p,i},e_{w,i,j},e_{w,k,i},e_{p,i,j},e_{p,k,i}}$$
$$H(\tilde{P}_{w,i}, P_{w,i}, S_{w,i}, \tilde{P}_{p,i}, P_{p,i}, S_{p,i}, D_{p,i}, e_{w,i,j}, e_{p,i,j}) \tag{3.20}$$

Sous les contraintes :

$$h_1 = LD_{p,i} + \sum_j e_{p,i,j} - S_{p,i} - \sum_k e_{p,k,i} = 0 \quad \forall p,i,j,k \tag{3.21}$$
$$h_2 = \sum_p a_{p,w} S_{p,i} + \sum_j e_{w,i,j} - LS_{w,i} - \sum_k e_{w,k,i} = 0 \quad \forall w,i,j,k \tag{3.22}$$
$$h_3 = D_{p,i} - \left[\left(1 - b_{D_{p,i}}\right) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}\right]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}} = 0 \quad \forall p,i \tag{3.23}$$
$$h_4 = S_{w,i} - \left[\left(1 - b_{S_{w,i}}\right) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}\right]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}} = 0 \quad \forall w,i \tag{3.24}$$
$$h_5 = D_{p,i} - \alpha \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p} = 0 \quad \forall p,i \tag{3.25}$$
$$h_6 = S_{w,i} - \chi \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w} = 0 \quad \forall w,i \tag{3.26}$$
$$h_7 = M_{p,i} - b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*}\right)^{\varphi_{p,i}} = 0 \quad \forall p,i \tag{3.27}$$
$$h_8 = X_{w,i} - b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i} \left(\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*}\right)^{\varphi_{w,i}} = 0 \quad \forall w,i \tag{3.28}$$
$$h_9 = \tilde{P}_{p,i} D_{p,i} - P_{p,i} LD_{p,i} - P_p^* M_{p,i} = 0 \quad \forall p,i \tag{3.29}$$
$$h_{10} = \tilde{P}_{w,i} S_{w,i} - P_{w,i} LS_{w,i} - P_w^* X_{w,i} = 0 \quad \forall w,i \tag{3.30}$$
$$h_{11} = e_{p,i,j} \geq 0 \quad \forall p,i,j \tag{3.31}$$
$$h_{12} = e_{w,i,j} \geq 0 \quad \forall w,i,j \tag{3.32}$$
$$h_{13} = S_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{3.33}$$
$$h_{14} = P_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{3.34}$$
$$h_{15} = P_{w,i} \geq 0 \quad \forall w,i \tag{3.35}$$
$$h_{16} = K_{p,i} - S_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{3.36}$$

Les contraintes (3.21) et (3.22) sont les équations de conservation de la matière, respectivement pour les produits $p$ et $w$. Dans une région $i$, la quantité de produits $p$ ou $w$ produits plus la quantité de produits importés depuis les autres régions françaises est égale à la quantité de produits consommés plus la quantité de produits exportés vers les autres régions françaises.

Les contraintes (3.25) et (3.26) sont les fonctions de demande et d'offre composites telles que définies dans la section précédente. Pour faciliter la manipulation de ces équations nous posons $\alpha = D_{p,i,t-1}\left(\frac{1}{\tilde{P}_{p,i,t-1}}\right)^{\sigma_w}$ et $\chi = S_{w,i,t-1}\left(\frac{1}{\tilde{P}_{w,i,t-1}}\right)^{\epsilon_w}\left(\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}\right)^{\beta_w}$. L'équilibre étant résolu de manière statique, $\alpha$ et $\chi$ sont des constantes.

La contrainte (3.23) est la fonction CES d'Armington pour la consommation des produits $p$. La contrainte (3.27), qui provient également du modèle d'Armington, relie la demande de produits domestiques $p$ à la demande d'importations de $p$.

De manière symétrique, les contraintes (3.24) et (3.28) sont issues du modèle d'Armington pour l'offre de $w$. Les contraintes (3.29) et (3.30) correspondent aux expressions des prix composites des produits $p$ et $w$.

Outre ces contraintes d'égalité, nous ajoutons cinq contraintes de non-négativité. Toutes les variables prix et quantités sont supposées être non négatives mais comme nous le démontrons en annexe B.4.2, seules ces cinq expressions sont nécessaires.

Enfin, la contrainte (3.36) stipule que les volumes de production des transformateurs régionaux est inférieure ou égale à la capacité de production des industries de transformation.

La résolution analytique est intégralement présentée en annexe B.

**Conditions de premier ordre associées**

La résolution analytique du modèle conduit à la démonstration de l'existence d'un équilibre pour FFSM, deux groupes de conditions de premier ordre sont associés à cet équilibre :

- Premièrement, cet équilibre respecte les conditions de Samuelson concernant le commerce interrégional. Nous démontrons en effet que, si $e_{i,j} > 0$, alors $e_{j,i} = 0$ et $\sum_{i,j}(P_i - P_j - C_{i,j}) = 0$. Dans tous les cas, à l'équilibre, nous avons $\forall i \neq j \in n, (P_i - P_j - C_{i,j})\, e_{i,j} = 0$. Introduire les modèle d'Armington pour l'offre et la demande ne modifie donc pas les conditions de l'équilibre spatial interrégional de Samuelson.
- Deuxièmement, à l'équilibre nous avons que, si $S_{i,p} > 0$ et $S_{i,p} < K_{i,p}$ alors $P_{p,i,t} - \sum_p a_{p,w} P_{w,i,t} - c_p = 0$, ce qui signifie que le prix du produit $p$ vendu par l'industrie de transformation n'intègre que les coûts associés à la transformation et à l'achat de matière première. En revanche, si $S_{i,p} = K_{i,p}$, alors $P_{p,i,t} - \sum_p a_{p,w} P_{w,i,t} - c_p - \nu_{S_{i,p}} = 0$, où $\nu_{S_{i,p}} > 0$ est le *shadow price* de la contrainte 3.36. Autrement dit, l'industrie de transformation fait un profit positif **si et seulement si** la capacité limite est atteinte.

## 3.3 Conclusion

Ce chapitre a présenté la structure théorique de FFSM et les caractéristiques de l'équilibre économique calculé. Il s'agit d'une exploration indispensable pour comprendre les déterminants du scénario « de référence » de FFSM, qui servira plus tard de base à l'analyse des politiques simulées [19].

En premier lieu, FFSM se distingue des autres modèles de sa famille par la représentation du commerce entre la France et le reste du monde. La loi du prix unique n'étant pas vérifiée sur les marchés internationaux du bois, les produits bois produits ou consommés en France ne peuvent être considérés comme parfaitement substituables à leurs homologues produits ou consommés dans le reste du monde. Nous représentons la substitution imparfaite en mobilisant le modèle intialement décrit par Armington (1969), qui permet de représenter dans FFSM une partie des imperfections des marchés du bois. Afin de calibrer les spécifications d'Armington pour la France, nous avons estimé, à l'aide d'outils économétriques, les élasticités de substitution des sciages feuillus et résineux et les élasticités de transformation du bois d'œuvre feuillus et du bois d'œuvre résineux. Il s'agit, à notre connaissance, du premier travail de ce type mené pour la France.

En second lieu, nous avons montré que les fondements microéconomiques des fonctions d'offre et de demande agrégées peuvent être retrouvés en maximisant une fonction de production Cobb-Douglas sous une contrainte budgétaire. En considérant des élasticités prix calibrées sur le court terme, FFSM représente les ajustements de court terme de l'offre et de la demande de bois. En outre, la spécification de l'offre intègre la dynamique du stock de bois en forêt, ce qui permet de coupler le module économique et le module ressource, comme nous le verrons dans le chapitre qui suit.

Enfin, la démonstration analytique du modèle est une étape nécessaire pour comprendre les caractéristiques de l'équilibre économique dans FFSM. Nous avons démontré l'existence d'un équilibre spatial sous les hypothèses énoncés en annexe B.1.1. Cet équilibre respecte les conditions de Samuelson, en particulier (1) l'échange entre deux régions n'a lieu que si le différentiel de prix moins le coût de transport est positif et (2) une région ne peut être à la fois importatrice et exportatrice pour le même produit.

D'autre part, le transformateur ne fait de profit à l'équilibre que dans le cas où la capacité limite de l'industrie de transformation est atteinte. Dans ce cas, et uniquement dans ce cas, son profit est positif et égal au *shadow price* de la contrainte de capacité. Il s'agit d'un résultat important pour la version 2.0. de FFSM qui devra endogénéiser la croissance des industries de transformation [20].

19. « Toute évaluation des politiques publiques repose sur un principe simple : projeter un scénario de référence, puis y injecter des mesures qui le déforment. Il est alors frappant de constater que les discussions se polarisent sur ces mesures sans trop prêter attention au scénario de référence, comme si celui-ci n'était qu'un simple détour du raisonnement. »(Hourcade, 2007, p.141)

20. On peut d'ores et déjà imaginer que cette croissance sera fonction de l'investissement et donc du profit dégagé par l'industrie de transformation.

# Bibliographie


Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Binkley, C. (1987). *Economic models of timber supply*, pages 109–136. Wiley, New York.

Blonigen, B. et Wilson, W. (1999). Explaining Armington : what determines substituability between home and foreign goods ? *Canadian Journal of Economics*, 32:1–21.

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model*. Academic Press.

Cassels, J. M. (1933). The nature of statistical supply curves. *Journal of Farm Economics*, 15:378–387.

Donnelly, W., Johnson, K., Tsigas, M. et Ingersoll, D. (2004). Revised Armington elasticities of substitution for the USITC model and the concordance for constructing a consistent set for the GTAP model. *International Trade Commission, Office of Economics, United States*, Working Paper 15861.

Gallaway, M., McDaniel, C. et Rivera, S. (2003). Short-run and long-run industry level estimates of U.S. Armington elasticities. *The North American Journal of Economics and Finance*, 14:49–68.

Geraci, V. J. et Prewo, W. (1982). An empirical demand and supply model of multilateral trade. *The Review of Economics and Statistics*, 64(3):432–41.

Hänninen, R. (1999). Modern time series analysis in forest products markets. *in The law of one price in United Kingdom soft sawnwood imports - a cointegration approach*, Kluwer Academic Publishers:55–68.

Hourcade, J.-C. (2007). Les modèles dans les débats de politique climatique : entre le Capitole et la Roche tarpéienne ? *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 140–164. Paris : La Découverte.

McDaniel, C. et Balistreri, E. (2003). A review of Armington trade substitution elasticities. *Economie Internationale*, 94-95:301–303.

Nerlove, M. et Addison, W. (1958). Statistical estimation of long-run elasticities of supply and demand. *Journal of Farm Economics*, 40:861–880.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Sauquet, A. (2010). Calibration économétrique des élasticités du modèle du secteur forestier français. Mémoire de D.E.A., CERDI, CNRS, Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand.

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.

Shiells, C. R. et Reinert, K. A. (1993). Armington models and terms of trade effects : some econometric evidence for North America. *The Canadian Journal of Economics*, 26(2):299–316.

Toppinen, A. et Kuuluvainen, J. (2010). Forest sector modeling in Europe - the state of the art and future research directions. *Forest Policy and Economics*, 12:2–8.

Wear, D. N. et Parks, P. J. (1994). The economics of timber supply : an analytical synthesis of modeling approaches. *Natural Resource Modeling*, 8:199–223.

Welsch, H. (2008). Armington elasticities for energy policy modeling : evidence from four European countries. *Energy Economics*, 30:2252–2264.

# Chapitre 4

# La dynamique temporelle dans FFSM : une approche récursive et modulaire

## Sommaire


**4.1 Le module ressource : structure et liens avec le module économique . . . 133**

4.1.1 Offre de produits $w$ et stock disponible en forêt : éléments de traduction entre filière et ressource . . . 134

4.1.2 Un module désagrégé en domaines d'étude . . . 135

4.1.3 Représentation de la dynamique de chaque domaine d'étude . . . 137

4.1.4 Description du stock de bois disponible pour la filière $w$ et répartition *ex-post* de la récolte dans les domaines d'étude . . . 140

**4.2 Année de référence et calibrage . . . 142**

4.2.1 Première étape : calibrage de la ressource pour l'année initiale . 142

4.2.2 Seconde étape : calibrage des variables économiques pour l'année initiale . . . 143

**4.3 Ajustement de l'offre en fonction de la dynamique de la ressource . . . 145**

**4.4 Conclusion . . . 149**

Le chapitre précédent a permis de démontrer l'existence d'un équilibre économique spatial dans FFSM et d'expliciter les conditions de premier ordre associées. La démonstration a été faite dans un cadre statique[1], pour une année donnée. L'objectif de ce chapitre est de montrer comment s'organise la succession d'équilibres statiques dans le modèle.

Nous avons vu dans le chapitre 2 qu'il existe fondamentalement deux approches de la temporalité dans les modèles dynamiques : soit tous les équilibres sont résolus simultanément à la date initiale (approche intertemporelle), soit les équilibres sont résolus successivement (approche récursive).

Alors que la première approche suppose des agents capables de maximiser leur profit de manière intertemporelle, la seconde approche se fonde généralement sur une hypothèse d'agents myopes incapables d'anticiper les conditions futures. FFSM modifie légèrement cette seconde approche en rendant possible l'ajustement des comportements d'offre et de demande en fonction d'un certain volume d'information parvenant aux agents.

Cet ajustement est fondamentalement différent des anticipations dites *rationnelles* puisqu'il ne résulte pas d'une synthèse de *toute* l'information disponible à une date donnée. Il intègre l'évolution d'une variable entre passé récent et présent dans le calcul de cette variable à la période suivante. Cette description rejoint le concept d'*anticipations adaptatives* défini dans le chapitre 2.

Trois sources d'ajustement temporel existent dans FFSM[2] : (1) l'évolution des prix étrangers dont dépendent l'offre et la demande domestiques *via* les spécifications d'Armington, (2) l'évolution des capacités de production régionales et (3) la dynamique de la ressource prise en compte dans la spécification de l'offre. Le pas de temps du modèle étant de 1 an, il en résulte un ajustement annuel des variables concernées.

L'intéraction entre l'offre composite et l'évolution de la ressource s'opère à deux niveaux. D'une part, l'offre à la date $t$ dépend du ratio constitué par le stock de bois sur pied disponible à l'année $t$ sur le stock de bois sur pied disponible à l'année $t-1$. D'autre part, le niveau d'offre résultant du calcul de l'équilibre à la date $t$ est traduit en un volume de prélèvement en forêt qui est intégré au calcul de la dynamique du stock forestier à la date $t$. En $t+1$, le calcul de l'offre tient compte du ratio des stocks $t+1$ sur $t$, et donc des prélèvements ayant eu lieu à la date $t$ à travers le stock disponible à la date $t+1$ ; et ainsi de suite. Cette structure modulaire et récursive est mise en évidence sur la figure 4.1.

Dans la première section de ce chapitre, nous décrivons le module de ressource et détaillons son fonctionnement, notamment l'interface avec l'offre calculée dans le module économique.

1. On peut remarquer que l'indice $t$ n'apparaît pas dans la résolution analytique.
2. Nous supposons que la demande composite n'évolue pas avec le PIB, l'horizon temporel des simulations étant court (moins de 20 ans).

Dans la seconde section nous détaillons les caractéristiques de l'année initiale, point de départ nécessaire au fonctionnement du modèle.

Enfin dans la troisième section, nous expliquons la nature des anticipations adaptatives dans la fonction d'offre composite.

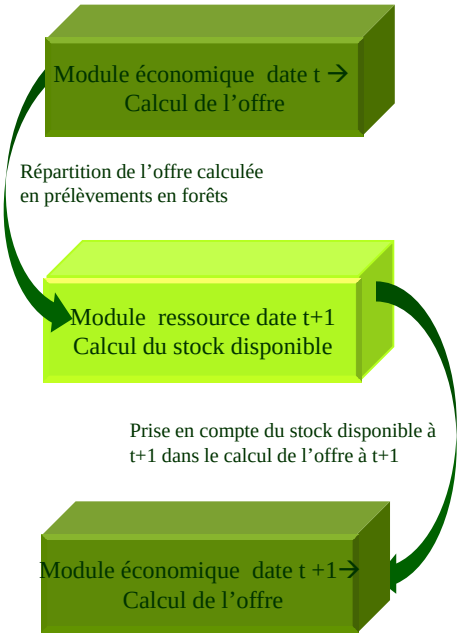



Figure 4.1: FFSM : une structure modulaire et récursive. Les liens entre offre et stock forestier sont représentés à deux niveaux : d'une part dans la spécification de l'offre composite qui fait dépendre le niveau d'offre de l'évolution du stock de bois en forêt (flèches du haut sur la figure). D'autre part au niveau du stock forestier qui intègre les niveaux d'offre, correspondant au volume de bois prélevé en forêt, dans sa dynamique interne (flèches du bas sur la figure).

## 4.1 Le module ressource : structure et liens avec le module économique

À notre connaissance, un seul modèle appartenant à la même famille que FFSM est couplé avec un module d'évolution de la ressource : il s'agit de TAMM couplé avec ATLAS (Mills et Adams, 2007) [3].

Contrairement à ATLAS qui désagrège la ressource en classes d'âge, le module ressource de FFSM désagrège la ressource forestière en classes de diamètre. L'enjeu de cette approche est qu'elle permet de représenter la dynamique d'autres systèmes de gestion que la futaie régulière [4].

La forêt française est en effet très diversifiée. Plus des trois quarts de sa surface appartiennent à 3,5 millions de propriétaires privés dont 2,6 millions possèdent moins de 1 hectare de forêt. Les petites surfaces forestières ne font pas toujours l'objet d'une gestion forestière et sont rarement traitées en futaie régulière [5].

De plus la tradition forestière en France remonte à plusieurs siècles [6] et plusieurs écoles de gestionnaires forestiers se sont succédées sur le territoire, apportant chacune de nouvelles méthodes de gestion.

Il en résulte qu'environ la moitié de la surface forestière française est traitée sous la forme de taillis [7], de taillis sous futaie ou de futaies irrégulières [8], systèmes pour lesquels il n'existe pas de relation évidente entre l'âge et le diamètre des arbres.

En outre, le diamètre, bien plus que l'âge, est un critère pertinent pour la gestion des peuplements forestiers, les prix de vente étant établis en fonction du diamètre et non en fonction de l'âge. L'inconvénient de cette approche, en revanche, est qu'il faut estimer le temps nécessaire à chaque arbre pour passer d'une classe de diamètre à la suivante.

3. Le Global Forest Sector Model EFI-GTM utilise les données d'EFISCEN (Schelhaas *et al.*, 2007) mais il ne s'agit pas d'un couplage, la dynamique biologique modélisée dans EFISCEN ne prenant pas en compte les résultats du Global Forest Sector Model EFI-GTM.

4. Une futaie régulière est un peuplement forestier composé d'arbres directement issus de semences (par opposition au taillis dont les arbres sont issus du recepage) et ayant tous le même âge.

5. Il existe des structures de regroupement des propriétaires (coopératives forestières, groupements forestiers) proposant une gestion commune de parcelles forestières voisines mais encore faut-il identifier les propriétaires et les faire consentir à se regrouper. L'identification des propriétaires forestiers en France pose en effet parfois problème, le traitement de l'héritage dans le code civil français conduisant à un morcellement progressif de la surface forestière, de nombreux propriétaires forestiers n'ont pas connaissance de leur statut.

6. L'École forestière de Nancy créée en 1824 a constitué un lieu privilégié pour la recherche des modes de gestion des forêts françaises mais l'histoire forestière française est bien plus ancienne, puisqu'il faut remonté à 1346 pour retrouver les traces du premier code forestier qui a vu le jour sous l'égide de Philippe de Vallois.

7. Un taillis est un peuplement composé d'arbres issus des souches coupées du peuplement précédent. Plusieurs types de taillis peuvent être distingués : les taillis simples se distinguent des taillis sous futaies (ou mélanges taillis-futaies). Il existe également des taillis à courte rotation ou à très courte rotation.

8. Contrairement aux arbres des futaies régulières, ceux des futaies irrégulières n'ont pas le même âge et présentent donc des tailles (hauteur et diamètre) différentes.

### 4.1.1 Offre de produits $w$ et stock disponible en forêt : éléments de traduction entre filière et ressource

La modélisation de la dynamique de la ressource est construite sur des critères différents et davantage détaillés que ceux utilisés pour distinguer les produits bois récoltés (bois d'œuvre feuillus, BOF, bois d'œuvre résineux, BOR, et bois d'industrie bois énergie, BIBE). Un premier enjeu est de présenter les éléments de traduction entre les deux modules.

Dans FFSM, nous distinguons l'offre de bois selon deux critères : la région (22 régions administratives) et le type de produit offert (bois d'oeuvre feuillu BOF, bois d'oeuvre résineux BOR et bois d'industrie/bois-énergie BIBE).

Cette offre [9] dépend notamment du volume forestier disponible susceptible d'intégrer la filière de produit $w$, $F_{w,i,t}$.

Discriminer la ressource totale de bois sur pied disponible en fonction de l'usage (produits $w$) est pertinent car un arbre possède une forme, une taille, une structure de bois qui rendent son utilisation finale souvent spécifique à une filière.

Se pose alors la question du choix des critères permettant de déterminer à quelle filière économique un arbre sur pied est censé « appartenir ». La réponse à cette question est complexe : elle dépend en pratique des technologies des transformateurs, des habitudes locales ou encore de l'évolution des prix [10].

Pour choisir ces critères il convient tout d'abord de définir ceux qui permettent de différencier les arbres sur pied. Ce sont :

(1) les indicateurs *dendrométriques* [11] : diamètre, volume, hauteur ;

(2) les différentes essences ;

(3) les différents types de gestion.

Nous désagrégeons ainsi la ressource en des groupes homogènes par rapport aux utilisations qui en seront faites dans la filière. Pour cela, nous nous basons sur les données de l'Inventaire Forestier National (IFN) qui inventorie la ressource française selon ces différents indicateurs physiques.

9. Rappelons que la fonction d'offre composite s'écrit $S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1}\left(\frac{\bar{P}_{w,i,t}}{\bar{P}_{w,i,t-1}}\right)^{\epsilon_w}\left(\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}\right)^{\beta_w}$ avec $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$ le ratio du stock disponible à la date $t$ sur le stock disponible à la date $t-1$ et qui constitue ce que nous appelons le paramètre d'ajustement de l'offre.

10. Par exemple, ces dernières années le prix du bois d'oeuvre de hêtre français s'est effondré suite aux tempêtes de décembre 1999. C'est ainsi que certains hêtres qui auraient par le passé intégré la filière bois d'œuvre ont finalement été vendus pour la filière trituration.

11. Étymologiquement, la dendrométrie signifie la mesure de l'arbre avec pour objectif l'estimation du volume de bois. Par extension la dendrométrie regroupe l'estimation du volume des peuplements forestiers et la détermination de l'accroissement en volume des arbres et des peuplements.

### 4.1.2 Un module désagrégé en domaines d'étude

La ressource forestière française est inventoriée par l'Inventaire Forestier National (IFN) depuis 1958. Outre les indicateurs explicités ci-dessus, l'IFN tient également compte de critères géographiques (désagrégation au niveau du département), du type de propriété ou de l'accessibilité pour inventorier la ressource [12].

Les résultats d'inventaires de l'IFN confirment la description de la ressource forestière française faite au début de la section. Ils montrent une ressource hétérogène des points de vue de la gestion, des essences et des types de propriétés mais également du point de vue de l'accessibilité à la ressource [13]. La forêt française est ainsi loin de constituer une entité homogène.

Une conséquence de cette hétérogénéité est qu'elle se traduit par une dynamique elle-même hétérogène. À titre d'exemple, la dynamique de croissance d'un chêne en Lorraine n'a *a priori* rien en commun avec celle d'un épicéa de montagne ou d'un pin maritime des Landes. Le module ressource de FFSM doit donc prendre en compte ces disparités pour modéliser dynamique forestière. Pour cela, outre la désagrégation de la ressource selon les critères physiques qui distinguent les différentes filières (premier « cahier des charges », confer 4.1.1) la ressource totale doit également être répartie dans différents groupes de dynamique homogène (second « cahier des charges »).

L'homogénéité de ces groupes est bien sûr croissante avec l'échelle de désagrégation : l'idéal serait de représenter la dynamique de chaque arbre de la forêt française. Outre les problèmes numériques que cela poserait, cette approche est impossible avec les données IFN dont nous disposons. En effet, les inventaires de l'IFN s'appuient sur un certain nombre de points d'inventaire. En pratique, cela signifie que l'inventaire (mesure des effectifs ou du volume des arbres en fonction de l'essence, du type de gestion, etc) n'est effectué que sur une partie limitée de la ressource totale. C'est le traitement statistique de ces points d'inventaire qui donnent l'image globale de la ressource. Chaque groupe de dynamique homogène regroupe ainsi un certain nombre de points d'inventaire, nombre qui doit être suffisamment grand pour que la valeur statistique du type de ressource décrit soit suffisante. Autrement dit la ressource doit être à la fois suffisamment désagrégée pour décrire des entités homogènes mais suffisamment agrégée pour répondre à la condition de robustesse statistique.

Nous appelons *domaines d'étude* le résultat de la désagrégation de la ressource en fonction du double cahier des charges et nous utilisons trois critères pour les définir :

12. La ressource est inventoriée sous plusieurs formes quantitatives (volume de bois, effectif, volume de carbone forestier).

13. Les forêts de montagne par exemple, représentent une ressource considérable mais difficilement exploitable.

1. La région administrative : nous distinguons 22 régions administratives françaises. Du point de vue de la dynamique ce critère permet de distinguer des zones climatiques en général relativement homogènes ; du point de vue de la filière il s'agit d'un critère indispensable l'offre étant calculée au niveau régional. Notons ici que le niveau de désagrégation de l'offre résulte d'un choix. Nous faisons en effet l'hypothèse qu'il y a, d'une part, suffisamment d'hétérogénéité entre les régions dans la ressource et les marchés et, d'autre part, des coûts de transport suffisamment importants entre régions pour justifier une désagrégagation de l'offre au niveau régional.

2. L'essence : nous distinguons les feuillus et les résineux. Cette distinction est suffisante pour l'offre puisqu'il s'agit du niveau maximal de désagrégation pour les produits $w$ (BOF et BOR) [14].

   Ce niveau de désagrégation peut sembler en premier lieu insuffisant du point de vue de la dynamique : la dynamique d'un pin maritime et d'un sapin, tous deux résineux, sont fondamentalement différentes. Toutefois le recoupement du critère *région administrative* et du critère *essence* permet de combler partiellement cette lacune. Pour prendre un exemple caricatural, 95 % des résineux de la région Aquitaine étant des pins maritimes, le groupe « résineux » de la région Aquitaine est donc un groupe très homogène du point de vue de la dynamique. En réalité toutes les régions n'ont pas la même homogénéité que l'Aquitaine dans les essences, néanmoins on s'aperçoit que la désagrégation en un grand nombre d'essence n'est pas nécessaire pour augmenter la précision des estimations d'accroissement dès lors que la ressource est suffisamment désagrégée géographiquement (Colin et Chevalier, 2009).

3. Le mode de gestion : nous en distinguons trois : la gestion en taillis simple, la gestion en futaie et les mélanges taillis-futaies. Bien que moins évident que les deux premiers, ce critère fait sens au niveau des deux cahiers des charges. Au niveau de l'offre tout d'abord, la gestion en futaie est traditionnellement destinée à produire du bois d'œuvre alors que la gestion en taillis produit exclusivement du BIBE. Du point de vue de la dynamique ensuite, les arbres issus de taillis sont des rejets de souches qui poussent beaucoup plus rapidement que les arbres issus de semis des futaies.

14. Notons également ici qu'il s'agit d'un choix. Il est possible de représenter une offre beaucoup plus désagrégée, et donc davantage de produits dans le module économique. En pratique ce choix est motivé par des critères d'hétérogénéité (les différents produits considérés sont-ils suffisamment hétérogènes pour être distingués ?) mais découle également de la problématique qui motive le travail de modélisation. Si la problématique concerne le volume de bois produit au niveau national en tant qu'entité physique, un seul produit est nécessaire. Si au contraire, le modèle est développé pour répondre à la problématique du tournage de bois de tilleul en Champagne-Ardennes, l'offre doit explicitement représenter le bois d'œuvre de tilleul. FFSM étant développé pour répondre à des problématiques intermédiaires entre ces deux exemples, la désagrégation en BOF, BOR et BIBE fait sens.

Ces trois critères de désagrégation permettent donc de constituer : $22 \times 2 \times 3 = 122$ domaines d'étude.

Pour chaque domaine d'étude nous distinguons 13 classes de diamètre d'une largeur de 10 cm chacune. La première classe de diamètre est la classe de diamètre 7,5 cm — 17,5 cm, les arbres d'un diamètre inférieur à 7,5 cm n'étant pas répertoriés dans les inventaires. La dernière classe comprend tous les arbres dont le diamètre est supérieur à 137,5 cm. Les classes de diamètre sont indicées par leur diamètre médian (par exemple 12,5 cm pour la classe des diamètres compris entre 7,5 et 17,5 cm).

### 4.1.3 Représentation de la dynamique de chaque domaine d'étude [15]

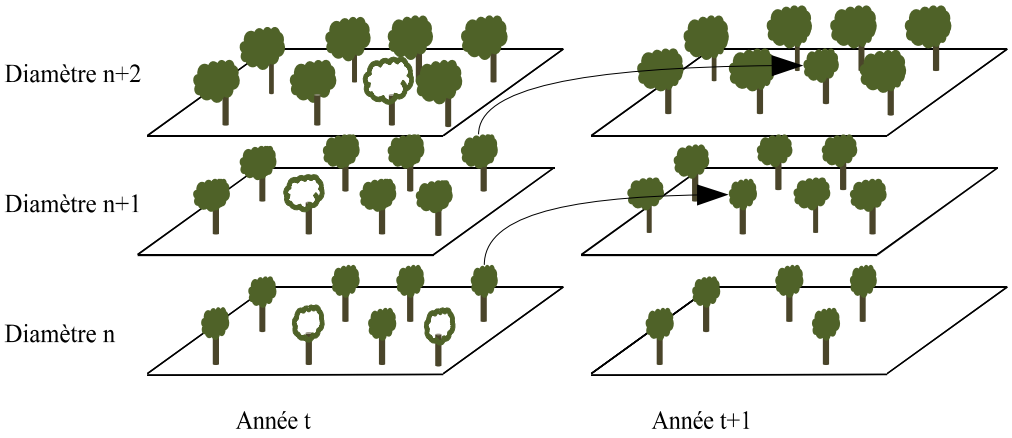



Figure 4.2: Représentation schématique de la dynamique forestière dans FFSM.

Dans un domaine d'étude donné, un arbre contenu dans une classe de diamètre $u$ à l'année $t$ peut *a priori* se retrouver dans quatre situations à l'année $t+1$ :

- Il peut rester dans la classe de diamètre $u$ ;
- Il peut changer de classe de diamètre et se retrouver dans la classe $u+1$ ;
- Être récolté l'année $t$ et donc disparaître de l'inventaire ;
- Mourir naturellement (tempête, attaque pathogène, vieillesse) et disparaître également de l'inventaire.

15. Le calibrage des équations données dans cette section est fourni par Colin et Chevalier (2009). En outre cette représentation et l'analyse de sensibilité des critères de stratification de la ressource à fait l'objet d'un article (Wernsdörfer *et al.*, 2011) actuellement soumis à *Annals of Forest Science*.

Ces quatre situations sont représentées dans la figure 4.2 : les arbres en blanc représentent les arbres récoltés ou morts naturellement, les arbres en vert représentent les arbres restant sur pied d'une année sur l'autre. Sur la figure, la plupart reste dans la même classe de diamètre, sauf deux dont la promotion vers la classe de diamètre supérieure est représentée par une flèche. En outre nous faisons l'hypothèse d'un recrutement [16] annuel constant pour la première classe de diamètre.

**Modélisation du recrutement annuel dans la première classe de diamètre**

En pratique, la place laissée vacante par un arbre exploité peut être utilisé pour la croissance d'un nouvel arbre, soit immédiatement, soit après plusieurs années. FFSM 1.0. ne modélise pas les surfaces libérées et les modalités de régénération sous une forme endogène [17]. FFSM suppose ainsi un recrutement annuel constant et égal au recrutement observé en 2006 dans la première classe de diamètre.

**Formalisation de la dynamique des domaines d'étude**

Dans chaque domaine d'étude, la dynamique est représentée à l'aide une matrice de transition de Markov et d'un recrutement constant pour la première classe de diamètre. Le modèle est donc déterministe [18] et simule la distribution $y_{k,t}$ du volume d'un domaine d'étude $k$ dans chaque classe de diamètre.

$$y_{k,t} = \begin{pmatrix} v_{k,1,t} \\ \vdots \\ v_{k,u,t} \\ \vdots \\ v_{k,13,t} \end{pmatrix}$$

Avec $v_{k,u,t}$ la somme des volumes des arbres présents dans la classe de diamètre $u$ à l'année $t$ pour le domaine d'étude $k$.

Entre $t$ et $t+1$, les arbres de la classe de diamètre $u$ peuvent soit rester dans cette classe diamètre, soit passer dans la classe de diamètre supérieure $u+1$, soit être récoltés soit,

16. Nous appelons recrutement l'arrivée d'un arbre dans la première classe de diamètre (7,5 cm 17,5 cm), les arbres recrutés à la date $t$ sont donc ceux dont le diamètre était inférieur à 7,5 cm à la date $t-1$ et dont le diamètre est supérieur à 7,5 cm à la date $t$.

17. Il s'agit d'un enjeu de modélisation pour FFSM 2.0.

18. Deux approches de la projection de la dynamique de la ressource existent : l'approche déterministe et l'approche stochastique (Vanclay, 1994). Un modèle déterministe donne une estimation de la croissance d'un peuplement, de la même façon que la moyenne indique la croissance attendue d'une population, les mêmes conditions initiales entraînant toujours les mêmes résultats. Le modèle stochastique, par contre, cherche à illustrer la variation naturelle en fournissant différentes prédictions, chacune avec une probabilité d'occurrence.

enfin, mourir naturellement. En outre de nouveaux arbres sont recrutés dans la première classe de diamètre.

Ainsi l'équation de dynamique peut s'écrire :

$$y_{k,t+1} = A_k \times y_{k,t} + r_k \tag{4.1}$$

Avec :

$$A_k = \begin{pmatrix} (1 - \frac{\Delta_t}{tp_{k,1}} - h_{k,1} - m_{k,1}) & 0 & \cdots & \cdots & 0 \\ \frac{\Delta_t}{tp_{k,1}} & \cdots & \cdots & \cdots & \vdots \\ 0 & \ddots & (1 - \frac{\Delta_t}{tp_{k,u}} - h_{k,u} - m_{k,u}) & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \frac{\nu_{k,u}}{\nu_{k,u-1}} \frac{\Delta_t}{tp_{k,u}} & \ddots & \vdots \\ 0 & \cdots & \cdots & \cdots & (1 - h_{k,13} - m_{k,13}) \end{pmatrix}$$

Et :

$$r_k = \begin{pmatrix} r_{k,1} \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{pmatrix}$$

Où :

- $k$ indice le domaine d'étude ;
- $u$ indice les classes de diamètre ;
- $t$ indice le temps (ici les années) ;
- $\Delta_t$ est le pas de temps retenu (ici un an) ;
- $v_{k,u,t}$ est le volume des arbres du domaine d'étude $k$ dans la classe de diamètre $u$ à la fin de l'année $t$, c'est-à-dire après la récolte de l'année $t$ ;
- $tp_{k,u}$ mesure le temps de passage moyen des arbres dans la classe de diamètre $u$ : le terme $\frac{\Delta_t}{tp_{k,u}}$ mesure donc la fraction des arbres de la classe de diamètre $u$ qui passe dans la classe de diamètre supérieure au cours d'une période (ici, un an) ;
- $m_{k,u}$ représente le taux de mortalité des arbres de la classe de diamètre $u$ ;
- $h_{k,u,t}$ le taux de prélèvement à l'année $t$ ;
- $\nu_{k,u}$ est le volume unitaire moyen des arbres de la classe de diamètre $u$ ; et
- $\frac{\nu_{k,u}}{\nu_{k,u-1}}$ est le coefficient d'augmentation de volume unitaire des arbres lorsqu'ils passent de la classe de diamètre $u-1$ à la classe de diamètre $u$ ;
- $r_{k,u}$ le volume recruté dans le domaine d'étude $k$ dans la classe de diamètre $u$. En pratique le recrutement est non nul uniquement pour la classe de diamètre $u = 1$.

Le modèle représenté a le mérite d'être parcimonieux, puisque la dynamique de croissance des peuplements d'un diamètre donné y est décrite, outre par la récolte calculée dans module économique, par quatre paramètres seulement : (1) le temps de

passage, (2) le taux de mortalité, (3) le taux de recrutement et (4) l'accroissement unitaire en volume. Ces quatre paramètres sont estimés par l'IFN [19](Colin et Chevalier, 2009).

Le modèle de dynamique repose sur quatre hypothèses :

1. Chaque domaine d'étude possède sa propre dynamique et les dynamiques internes de chaque domaine d'étude $k$ sont indépendantes les unes des autres.
2. Dans chaque domaine d'étude, les conditions géo-climatiques et les surfaces sont constantes au cours du temps. Cette hypothèse est tenable pour des projections de court terme [20]. En outre la dynamique est indépendante de la densité [21], ce qui constitue, selon Vanclay (1994), l'hypothèse de stationnarité.
3. Le devenir d'un arbre à la date $t+1$ ne dépend que de l'état dans lequel il se trouve à la date $t$. En particulier il n'est pas fonction des états antérieurs à $t$.
4. Les arbres ne peuvent pas franchir plus d'une classe de diamètre par période (ici, un an). Ceci suppose que la largeur des classes de diamètre soit suffisamment grande et que le pas de temps soit suffisamment court.

### 4.1.4 Description du stock de bois disponible pour la filière $w$ et répartition *ex-post* de la récolte dans les domaines d'étude

Une des différences majeures entre les modèles d'optimisation intertemporelle et les modèles récursifs comme FFSM concerne la façon dont le niveau de récolte est calculé.

Contrairement aux modèles de décision de coupe avec anticipations parfaites comme TSM, FFSM ne permet pas de calculer le volume optimal de récolte pour chaque classe de diamètre et/ou d'âge *ex ante*. Cette répartition est donc effectuée *ex post* à dires d'expert.

On vient de le voir, le module ressource est désagrégé en 122 domaines d'étude contenant chacun 13 classes de diamètre, soit $122 \times 13 = 1586$ types de bois sur pied. De son côté, le paramètre d'ajustement de l'offre distingue le stock disponible à une année donnée $F_{w,i,t}$ par région $(i)$ et par produit brut $(w)$, soit 22 régions $\times$ 3 types de produits bruts = 66 groupes.

Nous définissons $F_{w,i,t}$ comme la somme des volumes de plusieurs domaines d'étude $k$. Cette somme se base sur les critères constitutifs des domaines d'étude, à savoir l'essence

19. Pour l'estimation de l'accroissement, si on note $g_{k,u} = \frac{\Delta_t}{tp_{k,u}}$, on a $g_{k,u} = \frac{\Delta_{d_{k,u}}}{l_u}$ avec $\Delta_{d_{k,u}}$ l'accroissement moyen annuel en diamètre des arbres de la classe de diamètre $u$ du domaine d'étude $k$ et $l_u$ la largeur de la classe de diamètre $u$. $\Delta_{d_{k,u}}$ est calculé sur la base des résultats de trois inventaires de l'IFN.

20. Toutefois certaines études montrent que, même à moyen terme sur des périodes allant de 10 à 30 ans, cette hypothèse est discutable. En particulier Charru *et al.* (2010) ont montré que la productivité du hêtre dans le nord est de la France a augmenté de 28% entre 1977 et 1987. Sur le long terme (plusieurs décennies à un siècle) les gains de productivité liés au changement climatique dépassent 50 % (Bontemps *et al.*, 2009).

21. Une conséquence de cette hypothèse est que le modèle ne capture pas les effets de « rebond de croissance » en cas de forts prélèvements.

$e$, le type de gestion $g$ et la région $i$ ainsi que sur les classes de diamètre $u$. On note $G_w$ l'ensemble des triplets $(u, g, e)$ affectés à la filière $w$, on a ainsi :

$$F_{w,i,t} = \sum_{(u,g,e) \in G_w} V_{u,i,g,e,t-1} \tag{4.2}$$

La répartition des triplets $(u, g, e)$ à un produit $w$ est donné par la table 4.1. Cette table correspond également à la clé de répartition des récoltes : le stock de bois disponible pour la filière $w$ correspond au stock qui sera effectivement impacté par les prélèvements traduisant l'offre de produit $w$.

| Domaines d'étude | | | Produits bruts w | | |
|---|---|---|---|---|---|
| classe de diamètre (u) | Type de gestion (g) | essence (e) | BIBE | BOF | BOR |
| 12,5 | Mélange | Toutes | × | | |
| 22,5 et 32,5 | Futaie et mélange | Feuillu | × | × | |
| 22,5 et 32,5 | Futaie et mélange | Résineux | × | | × |
| 42,5 et plus | Futaie et mélange | Feuillu | | × | |
| 42,5 et plus | Futaie et mélange | Résineux | | | × |
| 62,5 et moins | Taillis | Toutes | × | | |

Tableau 4.1: Répartition du bois sur pied forestier entre les produits bruts $w$.

Cette table appelle trois remarques :

1. En premier lieu, les classes de diamètre 22,5 cm et 32,5 cm issues de futaies et de mélanges taillis-futaie sont sollicitées par toutes les filières, il s'agit donc d'un lieu de compétition possible entre filières.
2. Les filières bois d'industrie et bois énergie (BIBE) ne font pas de distinction entre les essences, alors que la filière bois d'oeuvre feuillus (BOF) ne prend en compte que les feuillus et la filière bois d'oeuvre résineux ne prend en compte que les résineux (BOR).
3. Le « diamètre charnière » d'approvisionnement entre les filières BIBE et BOF/BOR (ici, 37,5 cm) est exogène. En particulier cela signifie qu'à court terme, ce diamètre ne peut pas être modifié par les déterminants économiques endogènes (prix des produits).

Nous avons montré que FFSM possède une structure modulaire et récursive. Nous avons pour cela introduit le module ressource relié au module économique à travers le niveau d'offre. Afin de compléter la description de la dynamique dans FFSM deux points restent à étudier : d'une part, les caractéristiques de l'année de référence choisie pour initialiser le modèle, et d'autre part, les deux sources de dynamique exogènes dans le

module économique (prix étranger et capacité de production). Ces deux points font l'objet de la prochaine section.

## 4.2 Année de référence et calibrage

Le calcul du premier équilibre requiert des informations sur l'économie de la filière forêt - bois à l'année $t-1$ et des informations sur l'état de la ressource à la fin de l'année $t-1$ et à la fin de l'année $t-2$ pour calculer les stocks $F_{w,i,t}$ et $F_{w,i,t-1}$.

L'année 2006 étant la dernière année pour laquelle toutes les données nécessaires (ressource et économie) sont disponibles, nous la retenons comme année de référence [22]. L'année 2007 est donc la première année de calcul de l'équilibre.

La démarche du calibrage est la suivante :

1. Nous déterminons l'état de la ressource à la fin de l'année 2005 ;
2. Nous calibrons les informations économiques relatives à l'année 2006 nécessaires au calcul de l'équilibre en 2007 : volumes domestiques offerts, exportations et prix domestiques des produits bruts $w$, $LS_{w,i,2006}$, $X_{w,i,2006}$ et $P_{w,i,2006}$ et volumes domestiques demandés, importations et prix domestiques des produits transformés $p$, $LD_{p,i,2006}$, $M_{p,i,2006}$ et $P_{p,i,2006}$.
3. Nous déduisons de l'étape n° 2 les prélèvements à l'année 2006 et nous calculons l'état de la ressource à la fin de l'année 2006.

À la fin de ces trois étapes, toutes les informations nécessaires pour calculer le premier équilibre sont disponibles.

### 4.2.1 Première étape : calibrage de la ressource pour l'année initiale

La calibrage du module biologique nécessite de déterminer, pour la fin de l'année 2005, le volume $V_{u,i,g,e,2005}$, pour l'ensemble des domaines d'étude. Cette opération est réalisée par l'IFN (Colin et Chevalier, 2009) à partir de la moyenne des données sur trois années (2005/2006/2007) afin de lisser les éventuelles disparités interannuelles.

22. L'année 2006 présente en outre l'avantage d'être suffisamment éloignée des tempêtes de 1999 et de la sécheresse de 2003 pour ne pas être par trop atypique du point de vue de la ressource.

### 4.2.2 Seconde étape : calibrage des variables économiques pour l'année initiale

**Productions de produits bruts (hors bois-énergie)**

Toutes les quantités exprimées dans le modèle sont en mètres cube.

L'enquête annuelle de branche (E.A.B.) du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche fournit les productions régionales de produits bruts ($LS_{w,i,2006}+ X_{w,i,2006}$). Les productions régionales sont données dans le tableau A.5 en annexe A.7. Les exportations régionales $X_{w,i,2006}$ sont approximées au *prorata* de la part de production régionale dans la production nationale. $LS_{w,i,2006}$ est ainsi défini comme la différence entre production régionale et exportations régionales.

**Indices de demande des produits transformés (hors bois-énergie [23])**

Les indices de demande en 2006 ($D_{p,i,2006}$) sont calculés de manière indirecte comme suit :

1. L'enquête annuelle de branche (E.A.B.) fournit les productions régionales de sciages feuillus et résineux ($S_{p,i,2006}$). Pour les autres produits transformés, nous procédons de la manière suivante :
   - Pâte : nous utilisons les données nationales issues de la *Confédération française de l'industrie des papiers, cartons et cellulose*, nous les ventilons régionalement au *prorata* de la part de chaque région dans l'emploi industriel de la pâte [24].
   - Panneaux : nous utilisons les productions nationales [25], que nous ventilons régionalement au moyen de données confidentielles fournies par un syndicat de producteur.
   - Placages : nous utilisons les productions nationales [26], que nous ventilons régionalement au *prorata* de la production de sciages (feuillus et résineux).

   Toutes ces valeurs sont reportées dans le tableau A.5 en annexe A.7.
2. Les importations et les exportations de produits transformés pour 2006 au niveau national sont fournies par le *service des douanes*. Nous n'avons pas accès aux don-

23. Le bois-énergie pose un problème particulier puisqu'une partie du produit transformé bois-énergie (la plaquette par exemple) est produit directement au moment de l'exploitation forestière. Avec les données dont nous disposons, il n'est pas possible de distinguer entre le produit brut et le produit transformé bois-énergie. Dans ce contexte, nous interprétons arbitrairement l'intégralité des valeurs et des quantités de production données par le SSP comme des valeurs et des quantités de produits transformés. Notons que ces données ne comptabilisent que le bois de feu commercialisé. Nous affectons un coefficient de transformation (coefficient input-output) de 1 entre le produit brut bois de feu et le produit transformé bois-énergie.

24. Source : service des études et des statistiques industrielles (SESSI) du Ministère de l'économie, de l'industrie et de l'emploi.

25. Source : SESSI.

26. Source : SESSI.

nées régionales. Pour les approcher nous traitons les importations et les exportations de deux manières différentes. Les importations sont régionalisées au *prorata* du PIB régional en 2006 [27]. Les exportations sont régionalisées en fonction d'un indice d'exportation régional calculé sur la base des niveaux d'exportation régionaux en 2002.

3. Sur la base de 1) et de 2), nous calculons la consommation nationale apparente de chaque produit au niveau national en 2006, comme la somme de la production nationale et des importations moins les exportations ($CA_{p,2006}$ = $S_{p,2006}$ - $X_{p,2006}$ + $M_{p,2006}$). La consommation apparente de chaque produit est ensuite ventilée par région au *prorata* du PIB.
4. On estime la consommation régionale de produit d'origine domestique en 2006 ($LD_{p,i,2006}$) comme la différence entre la consommation apparente du produit p dans la région i et les importations de produit p calculées à l'étape 2) ($LD_{p,i,2006} = CA_{p,i,2006} - M_{p,i,2006}$).
5. On calcule enfin les demandes composites $D_{p,i,2006}$ au moyen de la spécification d'Armington pour la demande [28].

**Prix domestiques**

Tous les prix utilisés dans le modèle sont en euros 2006.

Les prix domestiques des produits bruts en 2006 $P_{w,i,2006}$ sont calculés en divisant la valeur totale de la production de produits bruts donnée par le SSP par la quantité produite calculée ci-dessus. Par manque de données sur la valeur régionale de la production, on estime le prix domestique des produits bruts identique entre région en 2006. Les prix domestiques des produits bruts sont résumés en annexe A.8. De même, on estime le prix des produits $p$ issus des industries de transformation domestiques $P_{p,i,2006}$ en divisant la valeur totale de ces produits (donnée par le SSP) par leur volume total de production domestique. Faute d'information sur la valeur de la production au niveau régional, les prix domestiques estimés en 2006 sont tous égaux entre régions (voir annexe A.8).

**Prix internationaux et capacité de production**

Ces deux variables sont les seules variables économiques dont la dynamique est déterminée de manière exogène.

Les prix internationaux des produits primaires $w$ en 2006 sont estimés de la manière suivante : pour le bois d'œuvre les prix internationaux en 2006 sont calculés grâce aux données de la FAO (FAOSTAT) en divisant la valeur des exportations mondiales totales

27. Source : INSEE.

28. On rapelle que : $D_{p,i} = \left[ \left(1 - b_{D_{p,i}}\right) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} \right]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}}$ (3.11).

sur le volume total des exportations mondiales [29]. Pour le bois d'industrie et bois énergie nous prenons une valeur moyenne de 30 \$/m$^3$ (soit environ 24 €/m$^3$) présentée dans le rapport du Pacific Rim Softwood Log Market (RISI).

L'évolution des prix internationaux des produits bruts et des prix des produits transformés importés du reste du monde par rapport à l'année 2006 est simulée au moyen du modèle GFPM (Buongiorno *et al.*, 2003) dont nous utilisons le scénario de référence pour tirer un indice de l'évolution du prix mondial du bois rond industriel et du bois-énergie d'ici à 2020. L'indice d'évolution du prix du bois rond industriel est ensuite utilisé dans FFSM pour calibrer l'évolution des prix internationaux du bois d'œuvre (BOR et BOF) et l'indice d'évolution du prix du bois-énergie est utilisé pour calibrer l'évolution du prix international du bois d'industrie/bois-énergie (BIBE).

L'évolution de la capacité de production est supposé fixe et égale à 1 %/an [30].

## 4.3 Ajustement de l'offre en fonction de la dynamique de la ressource

Les deux parties précédentes présentent la structure de la dynamique récursive et les caractéristiques de son point de départ. Cette dernière section revient sur l'offre du FFSM et étudie sa sensibilité au paramètre d'ajustement, afin de mieux comprendre le rôle de ce dernier dans le processus d'anticipation.

Il y a deux composantes dans l'ajustement de l'offre :

- D'une part le ratio du stock disponible à l'année $t$ sur le stock disponible à l'année $t-1$.
- D'autre part l'élasticité de l'offre par rapport à ce ratio. Plus cette élasticité est élevée, plus les offreurs sont sensibles à l'évolution de la ressource, ce qui traduit un comportement de gestionnaire « avisé » : sensibilité à la durabilité de la ressource si la ressource s'appauvrit ou crainte d'une sur-capitalisation si la ressource s'accroît.

29. Selon la nomenclature de la FAO les produits considérés sont : pour le bois d'œuvre feuillu : Ind Rwd Wir (NC) Other (World +) et pour le bois d'œuvre résineux : Ind Rwd Wir (C) Other (World +).

30. Beaucoup de modèles s'appuient sur la théorie de l'accélérateur de Clark (Clark, 1917). Ce modèle suppose que la capacité de production à l'année $t$ dépend de l'augmentation de la capacité de production entre les années antérieures successives. Afin d'être initialisé, un modèle de ce type nécessite donc des données sur au moins trois périodes. Les capacités de production de certaines industries de la filière bois étant soumises au secret industriel (pâtes à papier notamment), l'initialisation peut être difficile.

**Effet du ratio**

Nous modélisons la courbe d'offre composite inverse en prenant l'exemple de l'offre de bois d'industrie/bois-énergie (BIBE) [31]. Il s'agit d'une courbe de réponse nationale où l'offre composite correspond à la somme des offres composites régionales et où le prix composite est égal à la moyenne des indices régionaux pondérés par le volume régional de produit composite offert.

L'objectif étant de faire apparaître l'effet du ratio sur le niveau d'offre, nous modélisons une restriction au niveau des volumes de tous les domaines d'étude pour l'année initiale. Cela revient à considérer qu'un pourcentage variable de ce volume est indisponible pour la récolte. Cette approche permet de donner plus de poids à la récolte en forêt dans la dynamique forestière. En particulier, il existe *a priori* un niveau de restriction initiale pour lequel l'accroissement naturel du stock ne compense plus la récolte anthropique. Dans ce cas $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} < 1$ et le ratio joue un rôle de rappel en ralentissant l'offre.

Nous représentons deux modalités de restriction du stock initial : une première modalité où les volumes des domaines d'étude est égal à 80 % des volumes sans restriction et une seconde modalité où il est égal à 30 %. Nous modélisons également une modalité où le stock n'est pas contraint et une modalité où l'offre ne dépend pas de l'ajustement par le stock [32].

Les modalités sans restriction et r = 0,8 correspondent à un stock qui s'accroît, donc à un ratio $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} > 1$. En revanche la modalité r = 0,3 correspond à un stock qui décroît avec $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} < 1$. Comme le montre la figure 4.3, les deux premières courbes se retrouvent naturellement sous la courbe « témoin » (qui correspond au calcul d'une offre pour lequel le ratio n'intervient pas soit un ratio égal à 1).

Comme attendu, le premier enseignement de la figure 4.3 est que la valeur du ratio ajuste l'offre à la rareté du bois : pour un même prix, plus le bois devient rare ($\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} < 1$), plus l'offre est faible et le prix élevé.

Un point intéressant concerne le dernier niveau d'offre calculable par le modèle. Pour les modalités r = 1 et r = 0,8 ce dernier niveau n'apparaît pas sur le graphique [33], en revanche il est explicitement calculé pour la modalité r = 0,3 (la valeur apparaît sur le graphique : il s'agit de 10,7 $\mathrm{Mm}^3$) [34]. Ce niveau d'offre composite correspond à la valeur maximale au delà de laquelle le modèle ne converge plus. Cela provient du fait qu'au delà

31. Pour construire cette courbe d'offre inverse, nous simulons, pour une année donnée, plusieurs niveaux de demande supplémentaire de bois énergie en aval de la filière.

32. Cette modalité correspond à une offre de la forme : $S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,t-1}} \right)^{\epsilon_w}$.

33. Pour l'approcher, il faut simuler des niveaux de demande supplémentaire très importants relativement à la demande initiale ce qui rend la modélisation périlleuse.

34. Nous rappelons qu'il s'agit d'un niveau d'offre composite qui n'est pas égal au volume physique offert.

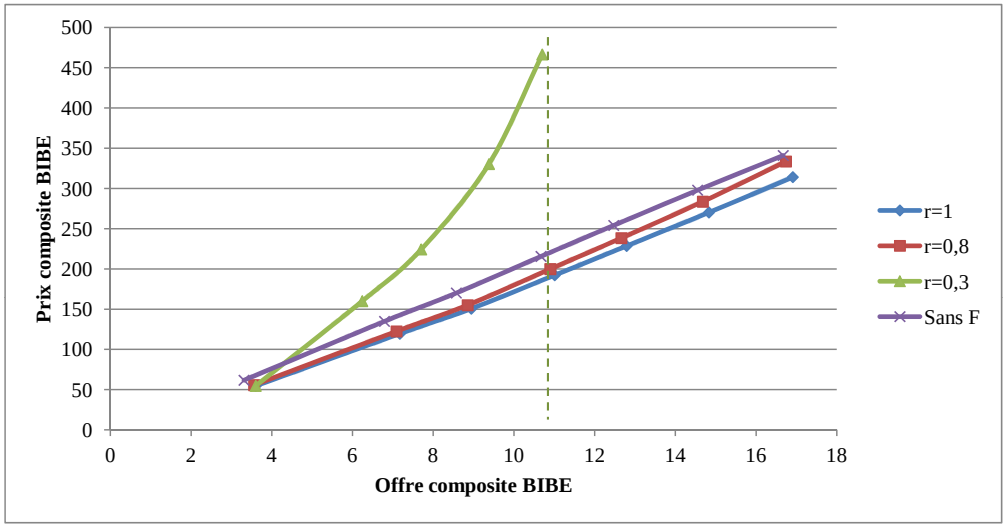



Figure 4.3: Effet de la valeur du ratio $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$ sur l'offre. Pour les valeurs r = 1 et r = 0,8, le ratio est supérieur à 1, le stock s'accroît. Pour la valeur r = 0,2, le ratio est inférieur à 1, le stock décroît.

de cette valeur, le stock $F_{w,i,t}$ dans certaines régions devient négatif. En l'ocurrence, c'est le stock de BIBE dans la région PACA qui devient négatif.

Le modèle d'offre dans FFSM peut donc conduire à la récolte de la dernière unité de ressource sans pour autant rendre les prix associés infinis [35]. Il s'agit d'une limite des anticipations adaptatives représentées par l'ajustement de l'offre au stock disponible : le risque d'épuisement du stock n'est pas directement envisagé et les producteurs ne font qu'ajuster leur offre en fonction de l'appauvrissement de la ressource entre $t-1$ et $t$. Le ratio peut effectivement être inférieur à 1 mais il ne traduit pas nécessairement une offre qui se rapproche de 0. Un second paramètre intervient alors : l'élasticité de l'offre par rapport au ratio des stocks.

35. Dans un modèle d'optimisation intertemporelle qui se base sur la théorie d'Hotelling (1931) comme TSM (Sedjo et Lyon, 1996), cette situation est impossible. La dernière unité de ressource ne sera jamais offerte puisque son prix est infini.

### Effet de l'élasticité de l'offre par rapport au ratio de stock

L'effet de l'élasticité de l'offre par rapport au ratio de stock est mis en évidence sur la figure 4.4. Pour cette figure nous n'avons conservé que deux cas : le cas avec restriction $r = 0,3$ et le cas sans restriction. Nous avons testé la réponse de l'offre à l'augmentation de la demande pour ces deux modalités de restriction et pour deux valeurs de l'élasticité : une élasticité égale à 0,5 qui correspond à l'élasticité de base du modèle (estimée à partir de Buongiorno *et al.* (2003)) et une élasticité de 1,5 qui traduit un comportement de gestionnaire « avisé ».

Dans le cas où la ressource ne s'appauvrit pas (modalité sans restriction) l'offre est peu sensible à l'élasticité. Le ratio étant légèrement supérieur à 1, l'ajustement tend à accroître légèrement le niveau d'offre. En revanche l'effet est beaucoup plus important lorsque la ressource s'appauvrit : les ratios décroissent alors rapidement et le prix de la dernière unité vendue par un gestionnaire « avisé » est trois fois supérieur à ce qui se passe avec une élasticité inférieure.

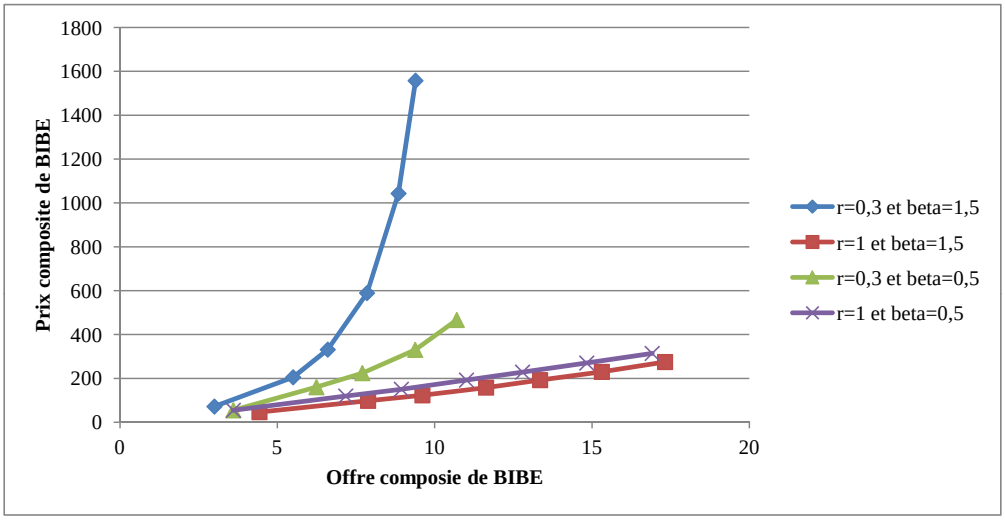



Figure 4.4: Effet de l'élasticité prix de l'offre par rapport au ratio de stock sur le volume offert.

## 4.4 Conclusion

Ce chapitre complète la description de la structure théorique et du cadre méthodologique de FFSM débutée au chapitre précédent. Notre modèle s'articule autour de deux modules : un module économique qui représente la filière bois française et qui calcule, pour chaque période, un équilibre spatial, partiel et statique ; et un module ressource qui représente l'ensemble de la ressource forestière française stratifiée en *domaines d'étude* homogènes par rapport aux paramètres de dynamique biologique.

La dynamique temporelle de FFSM résulte de deux éléments. D'une part des éléments internes aux modules : ce sont des élements exogènes dans le module économique (prix étrangers et capacités de production) et dans le module ressource (accroissement, mortalité naturelle, niveau de recrutement pour la première classe de diamètre). D'autre part de la récursivité qui lie les variables économiques de l'année $t$ aux variables économiques de l'année $t-1$. La combinaison de la récursivité et de la structure modulaire permet au module économique d'intégrer à la date $t$ l'information contenue dans le module ressource à la fin de la date $t-1$. En retour, l'information produite dans le module économique à la date $t$ (calcul du niveau d'offre) est intégrée dans le calcul de la dynamique biologique à la date $t$.

La dernière section du chapitre a mis en évidence les déterminants de l'intensité de l'ajustement modélisé (ratio de stock et valeur de l'élasticité de l'offre par rapport au stock) et les limites de cette représentation.

Les producteurs n'ajustent leur production qu'en fonction de la valeur de ces deux déterminants sans considérer l'ensemble de l'information disponible (comme dans le cas des anticipations rationnelles). En particulier, la représentation de l'ajustement n'exclut pas la situation d'épuisement total de la ressource.

Néanmoins, il s'agit d'une première étape dans la modélisation des anticipations et la mise en place d'ajustements doit être considérée aux autres niveaux de FFSM, par exemple dans la fonction de demande afin de prendre en compte les effets revenus.

# Bibliographie


Bontemps, J.-D., Hervé, J.-C. et Dhôte, J.-F. (2009). Long-term changes in forest productivity : A consistent assessment in even-aged stands. *Forest Science*, 55:549–564.

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model.* Academic Press.

Charru, M., Seynave, I., Morneau, F. et Bontemps, J.-D. (2010). Recent changes in forest productivity : an analysis of national forest inventory data for common beech (Fagus sylvatica L.) in north-eastern France. *Forest Ecology and Management*, 260:864–874.

Clark, J. (1917). Business acceleration and the law of demand : A technical factor in economic cycles. *Journal of Political Economy*, 25:217–235.

Colin, A. et Chevalier, H. (2009). Rapport technique module biologique LEF. Rapport technique, Inventaire Forestier National.

Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2):137–175.

Mills, J. et Adams, D. (2007). Timber inventory management-ATLAS. *in D.M. Adams et R. W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 229–263. Springer.

(RISI), R. I. S. I. (2007). World timber price quaterly.

Schelhaas, M., Eggers, J., Lindner, M., Nabuurs, G., Pussinen, A., Päivinen, R., Schuck, A., Verkerk, P., van der Werf, D. et Zudin, S. (2007). Model documentation for the European Forest Information Scenario Model (EFISCEN 3.1.3), Wageningen, Alterra,. *Alterra-rapport 1559/EFI Technical Report 26, Joensuu.*

Sedjo, R. A. et Lyon, K. S. (1996). Timber Supply Model 96 : a global timber supply model with a pulpwood component. Discussion paper 96-15, Resources For the Future.

Vanclay, J. (1994). *Modelling forest growth and yield.* CAB Interantional, Wallingford UK.

Wernsdörfer, H., Colin, A., Bontemps, J.-D., Chevalier, H., Caurla, S., Leban, J.-M., Pignard, G., Hervé, J.-C. et Fournier, M. (2011). Impact of the heterogeneity of a forest resource on its dynamics - the French case. *Soumis à Annals of Forest Science.*

# Deuxième partie

# La filière forêt-bois au sein de la stratégie climatique française

# Chapitre 5

# Substitution énergétique ou séquestration du carbone en forêt ? Les enjeux environnementaux et économiques du choix du levier d'action

**Sommaire**


**5.1 Présentation des deux politiques . . . . . 159**

5.1.1 Subvention à la consommation de bois-énergie . . . . . 159

5.1.2 Subvention à la séquestration en forêt . . . . . 160

5.1.3 Combinaison des deux subventions . . . . . 161

**5.2 Résultats des simulations . . . . . 162**

5.2.1 Bilans environnementaux des scénarios . . . . . 162

5.2.2 Bilans économiques des scénarios . . . . . 167

**5.3 Coûts d'atténuation . . . . . 169**

**5.4 Discussion des résultats . . . . . 172**

**5.5 Conclusion . . . . . 177**

Au niveau français, la forêt participe à la réduction des émissions de GES à travers la substitution de produits émetteurs de GES avec des produits bois moins émetteurs (matériaux et énergie) et la séquestration du carbone en forêt et dans les produits bois de la filière [1]. Dans ce chapitre nous considérons exclusivement la substitution énergétique (« levier substitution ») et la séquestration en forêt (« levier séquestration »).

Dans un cadre temporel statique et pour un système fermé (pays sans échange avec l'étranger par exemple), les deux leviers sont antagonistes du point de vue du réservoir forestier de carbone : mobiliser le levier substitution augmente la consommation de produits bois ce qui entraîne une diminution du réservoir forestier alors que mobiliser le levier séquestration réduit la récolte et augmente le stock du réservoir. La question du choix optimal du point de vue des émissions de GES se réduit dans ce cas à la comparaison du coefficient de substitution énergétique du bois et du coefficient de séquestration du carbone en forêt. Pour la France, le coefficient énergétique est de l'ordre de 0,625 $tCO_2$ évitée par $m^3$ de bois consommé (ADEME, 2005) alors que 1 $m^3$ de bois en forêt stocke environ 1 $tCO_2$ (Pignard, 2004). Dans ce cas précis, déstocker du bois en forêt pour le transformer en énergie est défavorable du point de vue de l'accumulation de $CO_2$ dans l'atmosphère.

Or la réalité est *a priori* plus complexe. La dynamique d'un peuplement forestier repose sur deux types de paramètres : des paramètres internes qui traduisent l'accroissement naturel et la mortalité naturelle des arbres et des paramètres externes qui traduisent les niveaux de récolte anthropique.

Dans un cadre temporel dynamique, et sans prendre en compte l'effet du changement climatique, les valeurs des paramètres internes dépendent eux-mêmes des niveaux de récolte anthropique. Ainsi une récolte plus intense diminue la densité forestière, ce qui a pour conséquence d'augmenter l'accroissement naturel. De même, en diminuant la densité et donc le risque de chablis lors de tempête par exemple, une récolte plus intense diminue également la mortalité naturelle [2].

Ainsi, en considérant la dynamique du système forestier, la simple comparaison des coefficients de substitution et de séquestration ne suffit pas et le choix est plus ambigu, consommer davantage de bois-énergie pouvant entraîner une séquestration *plus rapide* du carbone en forêt.

C'est ce que mettent en évidence Marland et Schlamadinger (1997) qui montrent que le choix optimal entre les deux leviers repose, *in fine*, sur trois critères : le taux de croissance de la forêt, le coefficient de substitution énergétique et l'échelle de temps considérée. En comparant des scénarios de stimulation de la séquestration en forêt ou d'augmentation de

1. Voir le chapitre 1 pour une discussion plus approfondie de ce point.

2. La prise en compte du changement climatique complexifie encore le problème en intégrant une modification des risques d'évements climatiques extrêmes ayant un impact sur l'accroissement des arbres (sécheresse) ou sur la mortalité (tempête).

la consommation de produits bois dans la filière, Hofer *et al.* (2007) suggèrent que le levier séquestration conduit à une plus grande réduction d'émission de $CO_2$ à court terme mais l'utilisation « en cascade » [3] des produits bois dans la filière entraîne une réduction plus importante de $CO_2$ sur le long terme [4].

Pingoud *et al.* (2010) montrent en outre que les deux leviers peuvent être complémentaires : en stimulant la production de bois d'œuvre en forêt en substitution au bois d'industrie et bois-énergie (BIBE), il est possible d'accroître la durée de vie des arbres en forêt, et donc d'accroître le niveau de séquestration sur une période donnée, tout en stimulant la production de bois d'œuvre à longue durée du vie dans la filière.

Néanmoins ces études n'approchent pas le problème sous l'angle économique [5]. Or les deux leviers ont potentiellement des effets différents sur l'économie du secteur forêt-bois : en stimulant la demande et la production, une politique axée sur la substitution engendre des bénéfices mais également des coûts de mise en place et de fonctionnement. Une politique axée sur la séquestration en forêt procure un revenu supplémentaire au producteur pour la séquestration du carbone mais réduit les flux dans la filière et donc les revenus liés à la production de bois.

Notre objectif est ici de considérer la question du choix entre levier substitution énergétique et levier séquestration à la fois sous l'angle environnemental et sous l'angle économique. Pour cela, nous évaluons les effets de deux politiques, une politique d'incitation à la séquestration en forêt et une politique d'incitation à la substitution énergétique, que nous introduisons la même année et que nous calibrons à partir de la même valeur sociale du carbone [6].

Les deux politiques se basent sur le même type d'instrument, une subvention, mais appliquée à deux niveaux différents. Au niveau du consommateur, la subvention à la consommation de bois-énergie traduit la stimulation de la consommation de bois en substitution aux autres types d'énergies. Au niveau du producteur, la subvention à la séquestration traduit la stimulation de l'assimilation du carbone fossile de l'atmosphère en carbone forestier. Nous regardons ainsi comment le paiement carbone injecté en aval ou en amont se diffuse dans la filière. Les deux politiques que nous simulons étant calibrées sur la même valeur sociale du carbone, la comparaison quantitative de cette diffusion vers l'aval ou vers l'amont fait sens.

3. Une utilisation « en cascade » des produits repose sur le principe qu'un produit bois peut être recyclé plusieurs fois au cours de sa vie. Par exemple du bois de charpente peut être broyé pour fabriquer des panneaux de particules et, *in fine*, être brûlé pour produire de la chaleur. L'avantage ce ce mode de consommation est qu'il permet de cumuler les effets séquestration dans la filière et la substitution énergétique finale.

4. Sur le long terme, le taux de mortalité augmente lorsque la séquestration en forêt est stimulée, l'augmentation de la densité forestière conduisant à un risque accru de chablis.

5. L'article de Seidl *et al.* (2007) constitue une exception notable : en se basant sur un calcul de coûts d'opportunité à l'échelle d'une unité de gestion, ils estiment que la séquestration en forêt est une option peu coûteuse mais que son taux dépend du mode de gestion appliquée et est limité par la taille de la forêt.

6. Pour une définition de ce que nous appelons *valeur sociale du carbone*, voir l'annexe E.

Nous utilisons FFSM 1.0 pour simuler les impacts des deux politiques. La version 1.0 ne permet pas de représenter les évolutions endogènes de la dynamique de la ressource. En particulier les effets de la densité sur le taux de mortalité naturelle et sur l'accroissement de la ressource (rebond de croissance) de sont pas prises en compte. L'horizon de temps considéré dans l'étude étant relativement proche (2020) nous pouvons faire l'hypothèse que ces paramètres restent stables sur cette période.

Trois scénarios sont considérés : un scénario avec subvention à la consommation de bois-énergie, dit *substitution*, un scénario avec subvention à la séquestration, dit *séquestration*, et un scénario qui combine les deux politiques, dit *combinaison*. Pour chaque scénario un bilan environnemental et un bilan économique sont réalisés. Le bilan environnemental prend en compte l'évolution de la ressource en forêt et les bénéfices de la substitution énergétique par le bois-énergie. Le bilan économique traduit (1) les variations de surplus des producteurs et des consommateurs de la filière et (2) le coût budgétaire de la suvention pour l'État. Ces deux bilans sont ensuite utilisés pour calculer les coûts moyens d'atténuation.

## 5.1 Présentation des deux politiques

### 5.1.1 Subvention à la consommation de bois-énergie

Remplacer les sources d'énergie d'origine fossile par le bois pour la production d'énergie permet d'éviter l'émission d'une certaine quantité de GES dans l'atmosphère. Cette quantité, que l'on traduit par un coefficient de substitution, dépend de la nature des combustibles en jeu mais également des rendements des combustions considérées. Dans ce chapitre nous considérons que le bois remplace une énergie composite représentant le mix énergétique résidentiel français. L'ADEME estime dans ce cas que brûler $1\,\mathrm{m}^3$ permet, en moyenne, d'éviter l'émission de $0{,}625\,\mathrm{tCO_2}$ (ADEME, 2005). Ainsi, la subvention appliquée au consommateur de bois-énergie est égale au prix social du carbone multiplié par ce coefficient de substitution.

Nous choisissons un prix du carbone égal à $17\,€/\mathrm{tCO_2}$ en 2010 et croissant de $2\,€$/an jusqu'en 2020. Ce prix est inférieur à celui préconisé dans le rapport Quinet mais correspond à la dernière valeur envisagée avant report indéfini de la contribution climat-énergie CCE (discours Présidentiel à Artemare, le 10 septembre 2009). En multipliant ce prix du carbone par 0,625 on trouve le montant de la subvention à appliquer, celle-ci est comprise entre $10{,}6\,€/\mathrm{m}^3$ en 2010 à $23{,}1\,€/\mathrm{m}^3$ en 2020.

Le choix de n'appliquer la subvention qu'aux seuls consommateurs de bois-énergie s'explique par la difficulté à calculer des coefficients de substitution précis pour les autres

produits de la filière bois [7]. Nous ne captons donc pas la substitution matériaux et les effets de l'utilisation en cascade des produits bois.

### 5.1.2 Subvention à la séquestration en forêt

Cette subvention traduit le paiement au propriétaire forestier pour la séquestration additionnelle en forêt [8]. Derrière le terme « séquestration additionnelle », se cache la question du choix du scénario de référence :

- On peut rétribuer l'ensemble de la séquestration, y compris celle provenant des arbres présents avant la mise en place de la politique. Dans ce cas, le scénario de référence est l'absence de séquestration sur la surface considérée.

- On peut considérer le paiement pour la séquestration additionnelle par rapport au début de la mise en place de la politique (ici 2010) ou par rapport à un autre référentiel temporel.

- On peut considérer la séquestration additionnelle pour une même année, par rapport à un scénario fictif sans politique, dit « Business-As-Usual » (BAU).

En pratique, le choix d'un scénario de référence est le fruit d'un compromis entre les coûts de transaction liés au contrôle *ex post*, les niveaux de transferts et les risques de non-participation.

Dans ce chapitre, nous choisissons la dernière approche. La première entraîne un important effet d'aubaine et la seconde pose la question du choix de l'année de référence pour laquelle il est souvent difficile d'établir un consensus.

Chaque année le propriétaire reçoit donc une somme égale à $P_t$ qui est le produit de la différence de volume de carbone en forêt par rapport au scénario BAU et du coût annuel de séquestration $Pc_t$ : $P_t = Pc_t(C_t - C_t^{BAU})$. Le paiement peut donc être négatif si le stock de carbone est plus faible que dans le scénario BAU. $Pc_t$ représente la valeur annualisée du coût de la séquestration permanente. Le fait de considérer la séquestration comme temporaire et non comme permanente permet de s'affranchir des risques de non-permanence [9].

7. Gustavsson et Sathre (2006) et Eriksson *et al.* (2009) proposent des valeurs pour les produits bois suédois du secteur de la construction, Werner *et al.* (2006) présente les valeurs pour les produits bois construction suisse. Néanmoins les produits considérés ne recoupent que partiellement les produits modélisés dans FFSM. Barthes (2010) a toutefois réalisé les calculs pour quatre produits bois de la seconde transformation dans le cas français, les résultats sont utilisés dans le chapitre 5.

8. Nous ne considérons que le carbone dans la biomasse forestière, en particulier, nous ne prenons pas en compte le carbone présent dans les sols, qui n'est pas représenté dans le FFSM. D'après Pignard (2004) nous estimons le coefficient de séquestration suivant : $1\,\mathrm{m}^3$ de bois en forêt séquestre $1\,\mathrm{tCO_2}$.

9. Si l'on payait au propriétaire la séquestration permanente et que la forêt venait, par exemple, à brûler, ce dernier devrait rembourser le paiement au moment où le carbone est relâché. Dans le cas présent, le

La valeur annualisée $Pc_t$ est calculée en faisant intervenir un taux d'actualisation « à rebours » de sorte que la somme à l'infini des paiements annuels $Pc_t$ au taux d'actualisation choisi soit égal au coût de la séquestration permanente (Chomitz et Lecocq, 2003). Avec un taux d'actualisation de 4% (Lebègue, 2005) cela se traduit par un prix de la séquestration temporaire allant de 0,68 €/t$CO_2$/an en 2010 à 1,48 €/t$CO_2$/an en 2020.

L'introduction du paiement pour la séquestration se fait directement dans la fonction d'offre. Cela a deux conséquences importantes :

- D'une part la rétribution pour la séquestration en forêt n'est pas choisie mais imposée au producteur forestier, il s'agit donc d'une mesure obligatoire et non volontaire. Or, pour l'heure, en France, les projets de séquestration sont uniquement des projets volontaires. Nous ne représentons donc pas l'approche volontaire pour le moment majoritaire à travers ce mécanisme.

- D'autre part, le volume supplémentaire séquestré en forêt à la date $t$ ne tient compte que du ratio des prix entre $t-1$ et $t$ et donc de l'éventuelle différence de prix entraînée par la rétribution à la séquestration entre ces deux dates. En particulier, dans FFSM, les propriétaires forestiers n'anticipent pas les revenus qu'ils pourraient tirer plus tard de la séquestration qu'ils effectuent aujourd'hui. Il s'agit en quelque sorte d'une situation limite, mais pas nécessairement irréaliste, où les propriétaires forestiers n'ont aucune confiance dans la pérennité du système de paiement pour la séquestration du carbone et ne répondent qu'aux incitations financières immédiates.

### 5.1.3 Combinaison des deux subventions

Outre la mise en place des incitations aval et amont séparément, nous considérons un scénario où les deux politiques sont mises en place simultanément. En considérant une incitation à la substitution matériaux et une incitation à la séquestration en forêt, Pingoud *et al.* (2010) montrent que le meilleur bilan environnemental est obtenu en combinant les deux incitations. Dans leur étude, les deux incitations modifient dans le même sens la gestion forestière en rallongeant les durée de révolution afin de produire plus de bois d'œuvre. L'allongement des durées de révolution en forêt se traduit par une augmentation du volume de carbone séquestré en forêt et, indirectement, par une augmentation de la production de bois d'œuvre, dont la durée de vie dans la filière est supérieure à celle du bois d'industrie ou du bois-énergie.

Notre cas est différent puisque nous considérons une incitation à la substitution énergétique qui conduit à un accroissement de la récolte de bois d'industrie/bois-énergie

paiement n'est effectué que pour une durée limitée de sorte que le propriétaire n'a rien à rembourser si le carbone est relâché à la fin de la période.

(BIBE) en forêt, dont une partie est constituée de petits bois d'éclaircies tandis qu'une autre partie est constituée des bois issues des taillis et des rémanents d'exploitation de bois d'oeuvre. Ainsi l'effet sur la durée de révolution moyenne, ou sur le diamètre moyen d'exploitation, est *a priori* ambigu.

En outre, la rétribution à la séquestration pouvant être négative (taxe) dans le cas où le stock de carbone est plus faible que dans le scénario BAU, la question du coût de cette combinaison, et notamment du coût pour le propriétaire forestier, se pose.

L'objectif est donc de chercher si, selon nos hypothèses, cette combinaison résulte en une « moyenne » des effets des deux politiques prises séparément ou si, au contraire, elle entraîne des effets originaux tant sur les coûts totaux que sur le bilan environnemental.

## 5.2 Résultats des simulations

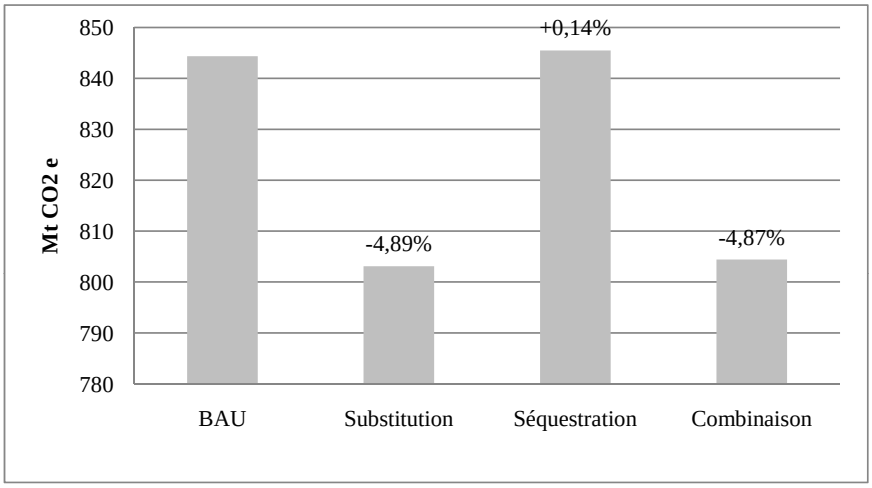
### 5.2.1 Bilans environnementaux des scénarios

Nous évaluons ici les implications des trois scénarios sur le stock de carbone forestier et atmosphérique. L'évaluation environnementale globale repose sur deux composantes :

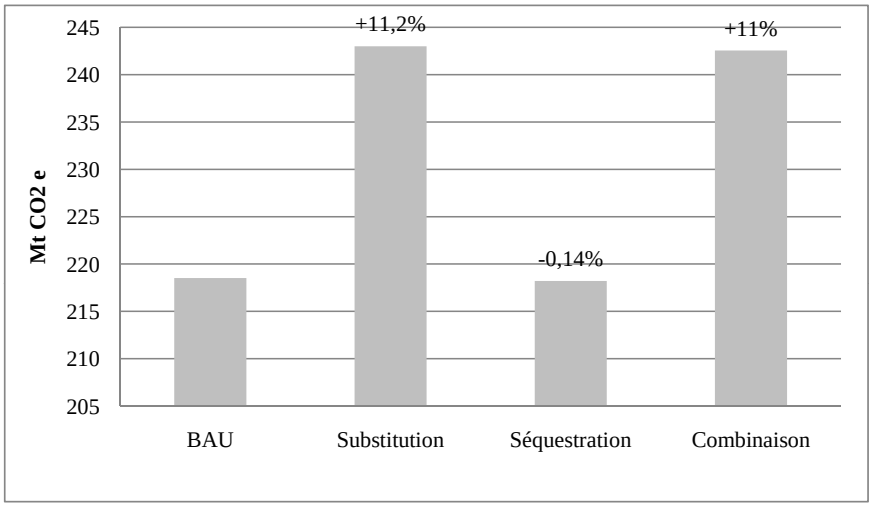
- Le stock de carbone en forêt est calculé en considérant l'accroissement forestier cumulé entre 2006 [10] et 2020 ;

- Le volume d'émissions évitées par effet substitution est calculé en cumulant les effets de substitution annuels entre 2006 et 2020.

10. Nous rappelons que 2006 constitue l'année de référence de FFSM.




(a) Volume total de carbone en forêt en 2020 et variations par rapport au scénario BAU.




(b) Émissions évitées cumulées en 2020 et variations par rapport au scénario BAU.

Figure 5.1: Carbone séquestré en forêt en 2020 et émissions évitées cumulées en 2020 par rapport à 2006.

**Stock de carbone en forêt**

La figure 5.1a présente les résultats pour les trois scénarios. Les scénarios subvention et combinaison entraînent une diminution du stock en forêt par rapport au scénario BAU tandis que le scénario séquestration entraîne une augmentation du stock en forêt.

L'effet de la subvention s'explique par la transmission de l'incitation à la consommation de bois-énergie depuis l'aval vers l'amont de la filière. Cette transmission est représentée sur la figure 5.2 qui montre que la production suit la même évolution temporelle que la consommation, ce qui conduit à une augmentation de la récolte en forêt. Par conséquent, le stock de carbone en forêt diminue d'environ 41,3 $MtCO_2$ par rapport au BAU, soit - 4,89 % . À l'inverse, le scénario séquestration conduit à une augmentation du volume de carbone en forêt de + 1,1 $MtCO_2$ par rapport au BAU soit + 0,14 %. Dans le scénario combinaison, l'effet substitution l'emporte sur l'effet séquestration et le volume en forêt diminue de - 4,87 %.

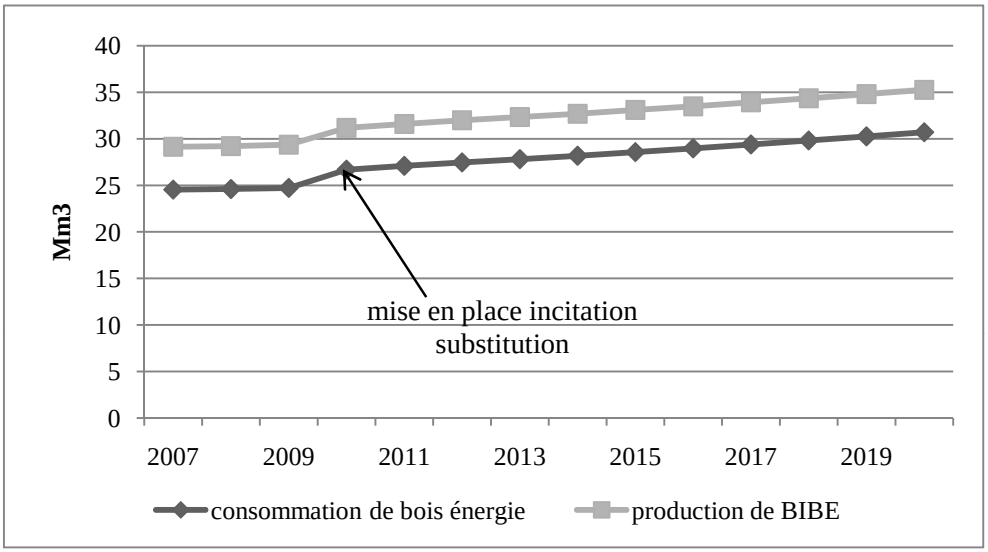



Figure 5.2: Évolution de la production de BIBE et de la consommation de bois-énergie dans le scénario substitution.

L'effet de la subvention à la substitution est donc un ordre de grandeur plus important que la subvention à la séquestration, ce qui rend les effets des politiques assymétriques. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que la rétribution à la séquestration en forêt est annuelle alors que la compensation pour la substitution est permanente. Cela se traduit, comme nous l'avons vu au-dessus, par des signaux prix très différents [11].

Cette assymétrie repose, *in fine*, sur (1) la non-permanence de la séquestration en forêt, et (2) sur l'absence d'anticipations des propriétaires forestiers.

Les prix de la séquestration ne seraient pas modifiés par une meilleure représentation des anticipations mais les volumes séquestrés seraient probablement plus importants. Une manière d'approcher ce qui se passe dans ce cas sans modifier la structure des fonctions d'offre du modèle est de considérer le cas où les propriétaires forestiers recevraient une rétribution non annualisée (soit le prix de la séquestration permanente). Dans ce cas le stock en forêt augmente de 21,4 $MtCO_2$ en 2020 par rapport au scénario BAU, soit plus de 2,7 %. Néanmoins ce cas n'est pas réaliste. D'une part car le risque de non-permanence existe toujours et doit être supporté par le propriétaire, *via*, par exemple, le paiement d'une assurance, or le coût de cette assurance diminue le surplus du propriétaire. D'autre part car les risques que fait courir une sur-capitalisation de la forêt (chablis, incendies) font vraisemblablement peser la balance en sens contraire de sorte qu'en considérant un propriétaire clairvoyant et rationnel, celui-ci aura intérêt à ne pas trop séquestrer s'il est averse au risque.

**Émissions évitées cumulées dans la filière**

Nous utilisons l'approche par changement de stock décrite par Lim *et al.* (1999). Cette approche comptabilise les émissions évitées dues à la consommation de bois-énergie importé depuis l'étranger mais pas les émissions évitées dues à la consommation de bois-énergie d'origine française exporté vers l'étranger.

La figure 5.1b montre qu'en stimulant la consommation de bois-énergie, la subvention à la substitution se traduit par un volume d'émissions évitées supérieur d'environ 24,5 $MtCO_2$ (soit +11,2 %) à ce qui se passe dans le scénario BAU. Inversement, la subvention à la séquestration, en réduisant la récolte, réduit la consommation par rapport au BAU et donc les émissions évitées d'environ 0,31 $MtCO_2$ (soit - 0,14 %). La combinaison des deux politiques conduit, une fois encore, à une situation intermédiaire, dans laquelle les gains liés à l'effet substitution dominent les pertes liés à l'effet séquestration.

11. Rappelons qu'en 2020, le prix de la séquestration temporaire en forêt, qui traduit également le coût d'opportunité à ne pas mettre de bois sur le marché, est de 1,4€/$tCO_2$ alors que la subvention à la consommation traduit un prix à la tonne évitée permanente de 37 €/$tCO_2$.

**Conclusion**

En sommant les deux effets (figure 5.3) il aparaît clairement que l'effet *accroissement du stock* lié à la subvention à la séquestration domine l'effet *émissions évitées* de la politiques substitution. Le scénario séquestration est, sous nos hypothèses, celui qui conduit au bilan environnemental le plus favorable à l'horizon 2020. C'est d'ailleurs le seul à conduire à un bilan net positif par rapport au BAU, la baisse du stock en forêt entraînée par la subvention à la substitution faisant décroître le bilan net du scénario substitution par rapport au BAU. La combinaison des deux politiques conduit à une situation intermédiaire dans laquelle l'effet déstockage lié à la substitution énergétique domine l'effet inverse de la séquestration en forêt.

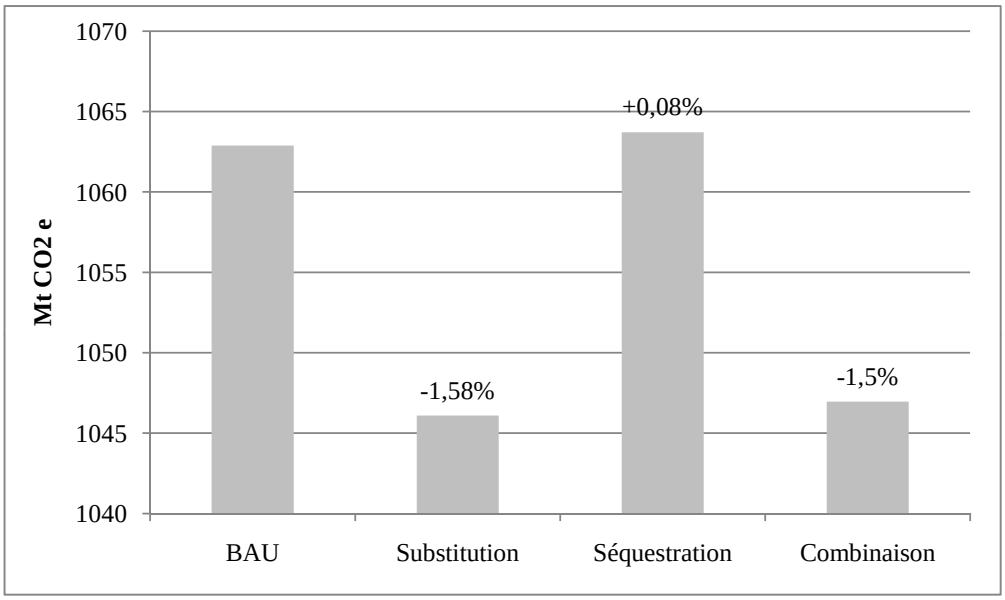



Figure 5.3: Somme des quantités de $CO_2$ séquestrées et des émissions de $CO_2$ évitées dans chacun des trois scénarios. Variations par rapport au scénario BAU.

À l'horizon 2020 ces résultats sont ainsi globalement cohérents avec ceux de Hofer *et al.* (2007) qui montrent qu'une politique axée sur la séquestration conduit à un meilleur bilan environnemental à court terme. Ces résultats sont toutefois contingents à quatre

hypothèses [12] que nous discuterons dans la dernière section de ce chapitre :

- La valeur du coefficient de substitution énergétique, relativement faible ;
- La non-prise en compte des autres produits bois et de l'utilisation « en cascade » des produits bois ;
- La non-prise en compte des effets de densité sur la dynamique forestière (accroissement et mortalité) ;
- Le choix du BAU comme référentiel pour le calcul du bilan net des scénarios.

### 5.2.2 Bilans économiques des scénarios

L'objectif de cette section est de mesurer les impacts des politiques sur l'économie du secteur bois dans les trois scénarios. Pour cela nous considérons trois critères, la variation de surplus des consommateurs, la variation de surplus des producteurs, et le coût budgétaire pour l'État. La somme de ces trois critères constitue le coût en bien-être des politiques. Ces coûts et leur somme, qui représente le coût en bien-être global sont présentés dans la table 5.1.

| | Substitution | Séquestration | Combinaison |
|---|---|---|---|
| Surplus consommateur | 433,2 | -12,3 | 420,6 |
| Surplus producteur | 174 | 12,6 | 108,8 |
| Budget État | -703,7 | -1,7 | -641,2 |
| Coût total | -95,5 | -1,5 | -111,8 |

Tableau 5.1: Variations du surplus des consommateurs et des producteurs, coût budgétaire et coût en bien-être total pour les trois scénarios (en M€). Les valeurs négatives correspondent à des coûts, les valeurs positives correspondent à des bénéfices.

#### Coûts budgétaires des politiques

Le coût budgétaire de la subvention à la substitution est largement supérieur au coût budgétaire de la subvention à la séquestration. Toutefois, les trois quarts de la subvention à la substitution sont la conséquence d'un effet d'aubaine. En effet, la subvention s'applique indistinctement aux nouveaux consommateurs de bois-énergie comme aux anciens, c'est à dire ceux qui auraient consommé du bois-énergie même sans subvention. Une manière de réduire cet effet d'aubaine serait de diriger la politique uniquement vers les nouveaux consommateurs par exemple en ne faisant pas porter la subvention directement sur le combustible (bois-énergie) mais en la faisant porter sur le renouvellement des appareils de chauffage.

12. Les trois premières hypothèses modifient potentiellement la valeur des résultats, la dernière ne modifie pas leur valeur absolue mais leur interprétation.

**Variations du surplus des consommateurs**

En augmentant la consommation, la subvention à la substitution augmente logiquement le surplus du consommateur. À l'inverse, l'effet de la subvention à la séquestration, *via* la réduction de l'offre de bois, se transmet à l'aval de la filière en augmentant le prix des produits transformés (par exemple le prix du bois-énergie augmente de $+0{,}4\,\%$) .

La subvention à la séquestration diminue l'offre de tous les produits primaires, en aval elle affecte ainsi le surplus des consommateurs de tous les produits. La subvention à la substitution, en revanche, est mise en place au niveau des consommateurs de bois-énergie. Les agents affectés par cette politique sont donc essentiellement les consommateurs de bois-énergie en aval et les producteurs de BIBE en amont [13].

Au final, le tableau 5.1 montre que la subvention à la séquestration, bien qu'étant la politique conduisant au meilleur bilan environnemental, est également la seule qui réduit globalement le surplus des consommateurs.

**Variations de surplus du producteur**

La figure 5.2 montre que les effets de la subvention à la substitution sont transmis en amont et entraînent une augmentation de la production de BIBE. Ils induisent ainsi une variation positive des surplus des producteurs de BIBE [14].

La subvention à la séquestration entraîne deux effets différents sur la variation du surplus des producteurs, selon le scénario considéré.

Dans le scénario séquestration, les producteurs de bois subissent deux effets antagonistes : d'une part, leur production diminue mais le prix du BIBE augmente, d'autre part, ils sont rétribués pour le stockage de carbone en forêt. La variation du surplus qui en résulte est positive. Cette augmentation tient principalement ($80\,\%$) dans l'augmentation des prix du bois, la rétribution à la séquestration ne comptant que pour $20\,\%$ dans l'augmentation de surplus.

Dans le scénario combinaison, la variation du surplus des producteurs est également positive, mais pas pour les mêmes raisons. En effet, dans ce cas, cette augmentation provient uniquement de la transmission du signal aval de la subvention à la substitution. La subvention à la séquestration, au contraire, diminue le profit en jouant comme une

13. Par effet de compétition, les agents de la filière trituration sont également affectés négativement par cette subvention, nous détaillerons plus particulièrement cet effet dans le chapitre 7.

14. Les surplus des producteurs de bois d'œuvre augmentent également très légèrement par effet d'entraînement, nous expliquerons cet effet dans le chapitre 7.

taxe (+ 59 M€ pour l'État ; - 59M€ pour les propriétaires forestiers) puisque le stock global décroît par rapport au BAU.

**Coût total en bien-être**

En sommant ces trois composantes, on obtient le coût en bien-être de la politique. Le coût en bien-être du scénario séquestration est largement inférieur au coût en bien-être du scénario substitution. Cette différence d'ordre de grandeur s'explique d'une part par l'assymétrie des ordres de grandeur des signaux prix et, d'autre part, par l'effet d'aubaine entraîné par la substitution énergétique.

Par ailleurs, le coût en bien-être du scénario combinaison est supérieur à celui du scénario substitution.

Dans le scénario combinaison, les producteurs de bois sont taxés pour la « séquestration négative » par rapport au BAU. Or, et c'est la raison de la différence des coûts de bien-être, la taxe induit une diminution de l'offre de produits primaires qui entraîne une réduction du surplus des producteurs.

Ainsi la combinaison des deux politiques conduit à un coût en bien-être total supérieur aux politiques prises séparément. Cela provient du fait que la subvention à la substitution énergétique entraîne une diminution du stock par rapport au scénario BAU. Ceci implique que la subvention à la séquestration se traduit par une taxe à la production qui diminue l'offre de produits bois primaires et diminue le surplus associé à la production de bois.

## 5.3 Coûts d'atténuation

Pour chaque année, nous calculons le coût d'atténuation en divisant le coût en bien-être total par la réduction d'émission de $CO_2$ par rapport au scénario BAU.

*Stricto sensu* il n'y a atténuation que dans le scénario séquestration, les niveaux d'émissions dans les deux autres scénarios étant supérieurs au niveau du BAU. Néanmoins il est possible de calculer un coût d'atténuation portant uniquement sur les émissions évitées dans la filière bois-énergie.

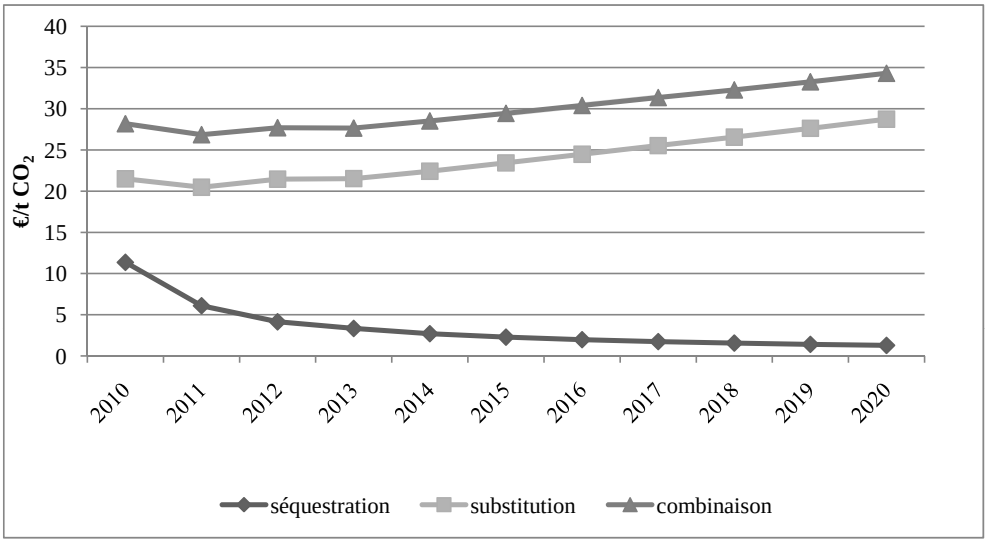



Figure 5.4: Coûts d'atténuation dans les trois scénarios.

La figure 5.4 montre que :

(1) Les coûts d'atténuation dans les scénarios substitution et combinaison sont supérieurs à ceux du scénario séquestration. Ceci s'explique par l'effet d'aubaine mis en évidence dans la section précédente. Les trois quarts du budget alloué à la subvention à la substitution concernent des consommateurs préexistants. Autrement dit, seul un quart du budget total de la subvention est responsable de l'effet total d'atténuation par substitution. Le coût d'atténuation calculé ici est donc en réalité le coût de l'atténuation effective plus le coût de l'effet d'aubaine.

Par ailleurs, la différence entre les coûts d'atténuation des scénarios substitution et combinaison s'explique premièrement par le fait que le coût en bien-être du scénario combinaison est supérieur et, deuxièmement, par le fait que la subvention à la séquestration réduit l'offre de BIBE et la consommation de bois-énergie en aval. Autrement dit ce scénario est plus coûteux et conduit à un niveau d'émissions évitées inférieur à celui du scénario substitution. Le coût d'atténuation est donc plus élevé.

(2) Les coûts d'atténuation sont croissants dans les scénarios substitution et combinaison mais décroissants dans le scénario séquestration. La croissance des coûts dans les

scénarios substitution et combinaison s'explique par la croissance du prix du carbone. En réalisant la même simulation avec un prix social du carbone constant, le coût d'atténuation reste également constant. La décroissance des coûts d'atténuation dans le scénario séquestration s'explique par le fait que les coûts en bien-être augmentent moins vite que le stockage du carbone dans ce scénario. Le stock de bois disponible en forêt étant excédentaire, la conservation de certains arbres à des fins de séquestration du carbone pour une année donnée n'a pas d'effet sur l'offre et donc sur le bien-être des agents les années suivantes.

Outre les coûts d'atténuation, l'État est également intéressé par les coûts d'atténuation budgétaires qui correspondent aux coûts budgétaires divisés par le volume d'émissions évitées de $CO_2$ par rapport au scénario BAU.

Pour le scénario séquestration ces coûts d'atténuation budgétaires correspondent au prix social du carbone annualisé, ils sont donc croissants avec le temps et sont compris entre 0,68 €/t$CO_2$/an en 2010 à 1,48 €/t$CO_2$/an en 2020. Les coûts d'atténuation budgétaires des scénarios substitution et combinaison sont représentés sur le figure 5.5. Contrairement au scénario séquestration, ces coûts sont décroissants. Autrement dit, il y a, au cours du temps, un gain d'efficacité des politiques budgétaires. Ce gain d'efficacité s'explique par une augmentation de la convexité de la courbe d'offre de BIBE. En effet, le calcul de l'offre intègre le ratio du stock disponible à l'année $t$ sur le stock disponible à l'année $t-1$ . Or, la subvention à la substitution, en augmentant l'offre de BIBE, entraîne une diminution de ce ratio par rapport au scénario BAU, ce qui conduit à une convexité plus importante [15].

D'autre part, les coûts d'atténuation budgétaire du scénario combinaison sont plus faibles que ceux du scénario substitution car ils intègrent la recette de la taxe, croissante avec le temps.

15. Voir chapitre 4 pour une explication de ce phénomène.

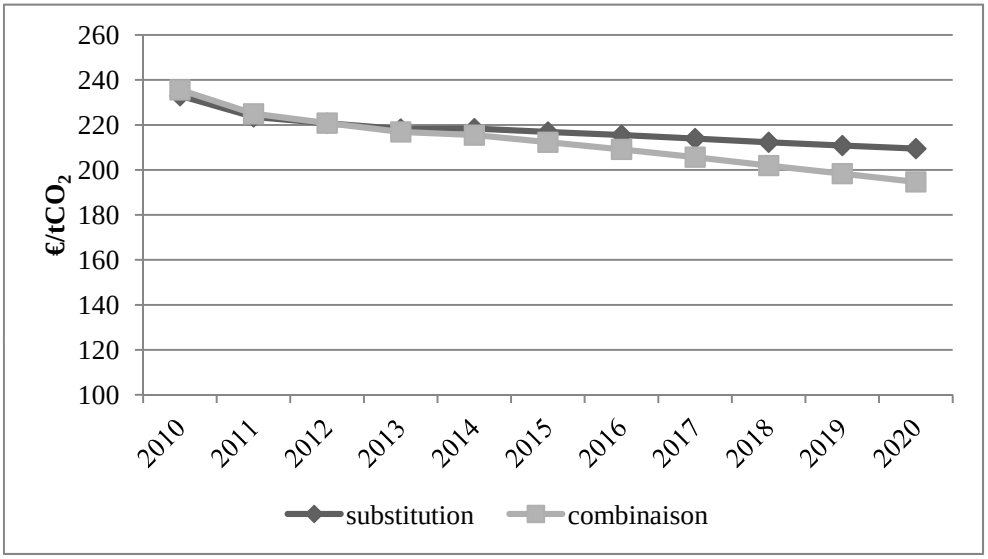



Figure 5.5: Coûts d'atténuation budgétaires des scénarios combinaison et substitution.

## 5.4 Discussion des résultats

Les résultats des deux sections précédentes montrent qu'à court terme, sous nos hypothèses, l'option la moins coûteuse et la plus efficace sur le plan environnemental est la séquestration en forêt. Néanmoins cette conclusion est contingente à quatre hypothèses :

- La non-prise en compte des autres produits bois et de leur utilisation « en cascade » dans la filière ;
- La valeur du coefficient de substitution énergétique qui est relativement faible et qui traduit la part importante de l'énergie nucléaire dans la production électrique française ;
- La non-prise en compte des effets de densité sur la dynamique forestière ;
- Le choix du scénario BAU comme scénario de référence pour le calcul du bilan environnemental net des scénarios et pour le calcul du montant de la subvention (ou de la taxe) à la séquestration.

L'objectif de cette section est de regarder comment ces hypothèses influençent les résultats. Nous réalisons, quand cela est possible, une analyse de sensibilité dans ce but.

**Non prise en compte des autres produits bois et de l'utilisation en cascade**

Une stimulation de la consommation des produits de la filière bois d'œuvre peut réduire les émissions de $CO_2$ par deux mécanismes.

1. En forêt, une incitation à la production de produits bois d'œuvre de qualité se traduit par un allongement des rotations. Martel (2010) et Pingoud *et al.* (2010) mettent en évidence que cet allongement se traduit par une augmentation des stocks moyens de carbone. Cette conclusion dépend du scénario de référence considéré et l'effet est d'autant plus grand que la durée de rotation dans le scénario de référence est courte. Sohngen et Brown (2008) parviennent à la même conclusion mais montrent que cet allongement se traduit par un coût supplémentaire pour le propriétaire forestier.

2. Dans la filière, les produits issus de la filière bois d'œuvre ont des durées de vie supérieures aux produits bois-énergie (Eriksson *et al.*, 2009; Gustavsson et Sathre, 2006). De plus, leur utilisation en substitution aux produits non bois permet généralement de réduire les émissions de $CO_2$ (Barthes, 2010; Hofer *et al.*, 2007; Gustavsson et Sathre, 2006). En outre, l'utilisation à des fins énergétiques de ces produits bois en fin de vie permet de concilier durée de vie moyenne supérieure, substitution matériaux et substitution énergétique.

La prise en compte des autres produits bois et de leur utilisation en cascade conduit donc, *a priori*, à un bilan environnemental plus favorable que la seule substitution énergétique. Toutefois les coûts supplémentaires liés à l'allongement des rotations ou au traitement des produits bois en fin de vie à des fins énergétiques rend le bilan économique ambigu. FFSM 1.0 ne permet pas de tester cette hypothèse, notamment car le calcul des coefficients de substitution matériaux pour la France constitue un travail considérable. Nous restons toutefois conscients que cela constitue un enjeu fort pour la suite des travaux.

**Effet du coefficient de substitution énergétique**

Dans l'hypothèse où le bois ne remplace pas une énergie composite représentant le mix énergétique français mais un mix composite d'énergies fossiles, l'ADEME (2005) estime que l'utilisation de 1 tonne de bois permet d'éviter l'émission de 1,2 $tCO_2$. Si on considère que $1\,m^3$ de bois représente 0,8 tonne, cela se traduit par un coefficient de substitution égal à 1, autrement dit $1\,m^3$ de bois en remplacement d'énergies fossiles permet d'éviter l'emission de $1\,tCO_2$.

En réalisant les simulation avec cette valeur on obtient les résultats suivants :

– Sur le plan environnemental, la conclusion est inchangée : la subvention à la séquestration est toujours la seule à conduire à un gain net en terme de carbone. Néanmoins, en presque doublant le volume d'émissions évitées, les scénarios substitution et combinaison conduisent à des bilans totaux nets moins négatifs que précédemment : -0,25% pour la subvention à la substitution contre -0,4% avec un coefficient de 0,625 et -0,14% contre -0,3% pour la combinaison [16]. Donc augmenter le coefficient de substitution permet à ces deux scénarios de s'approcher d'un bilan net nul à l'horizon 2020.
– Sur le plan économique, la conclusion est également inchangée. Notons simplement que les coûts budgétaires des scénarios substitution et combinaison sont presque deux fois supérieurs au cas initial.

Autrement dit, ne pas intégrer l'énergie nucléaire dans le coefficient de substitution ne change pas les conclusions mais nuance les chiffres en faveur du bilan environnemental dans les scénarios substitution et combinaison.

**Effet de la récolte sur l'accroissement biologique**

L'accroissement biologique est modifié par la récolte à travers deux mécanismes.

La récolte modifie le diamètre moyen, et donc l'accroissement moyen, fonction du diamètre, de la ressource. Ce mécanisme s'explique par le fait que la récolte n'est pas uniforme sur toutes les classes de diamètre. Ainsi dans FFSM la récolte de BIBE est répartie sur un certain nombre de classes de diamètre pour certains domaines d'étude en fonction du type de produit récolté [17]. Ainsi, lorsqu'une politique de stimulation de la consommation de bois-énergie est mise en place, la récolte augmente et le diamètre moyen est modifié par rapport au scénario BAU. C'est ainsi que dans le scénario substitution, le diamètre moyen diminue d'environ -0,1 %, ce qui se traduit par une augmentation de l'accroissement moyen de 0,12 %. Ce mécanisme endogène est pris en compte par FFSM.

La récolte modifie également la densité et induit des « rebonds de croissance » pour les arbres directement à proximité des arbres récoltés. Ce rebond de croissance est rarement quantifiable car il dépend de l'essence, de la station (fertilité) et de la classe de diamètre (Assmann, 1954). Les relations entre la densité des peuplements et l'accroissement individuel des arbres qui les constituent sont étudiées au niveau d'un peuplement ou d'un massif dans une région, pour une essence et un type de gestion donné mais les résultats ne sont *a priori* pas transposables à tous les domaines d'étude du module ressource de FFSM.

16. Le déstockage en forêt augmente également puisque la subvention est plus forte, néanmoins l'effet net est moins défavorable que dans le cas d'un coefficient de substitution égal à 0,625.
17. Par exemple la première classe de diamètre n'est jamais concernée par la récolte.

Néanmoins Assmann (1954) met en évidence que l'accroissement individuel est d'autant plus grand que le peuplement est moins dense. Il montre que, pour une station de bonne qualité et pour une futaie régulière d'épicéa âgée de 100 ans, le diamètre moyen d'un arbre est de 0,46 m lorsque la densité est de 0,5 par rapport à la densité optimale alors qu'il n'est que de 0,37 m lorsque la densité est maximale. La densité optimale est celle qui permet la production maximale du peuplement, c'est à dire celle qui permet, à une date donnée, de maximiser le volume de biomasse produit par unité de surface. Elle est différente de la densité maximale qui représente la limite au-delà de laquelle l'ajout d'un arbre supplémentaire est nécessairement compensée par la mort d'un autre arbre (loi d'auto-éclaircie définie par Reineke (1933)).

Pardé (1961) traduit ce concept sous la forme d'un graphe que nous adaptons sur la figure 5.6. La figure 5.6 met en évidence que l'accroissement courant maximal d'un peuplement n'est pas obtenu lorsque la densité est maximale mais pour un niveau de densité environ 10 % plus faible. Cela s'explique par une augmentation de l'accroissement individuel lorsque le peuplement est moins dense [18]. Lorsque la densité est réduite en-deçà de ce niveau, l'accroissement individuel augmente encore mais ne compense plus la diminution du nombre d'arbres dans le peuplement : la production globale diminue.

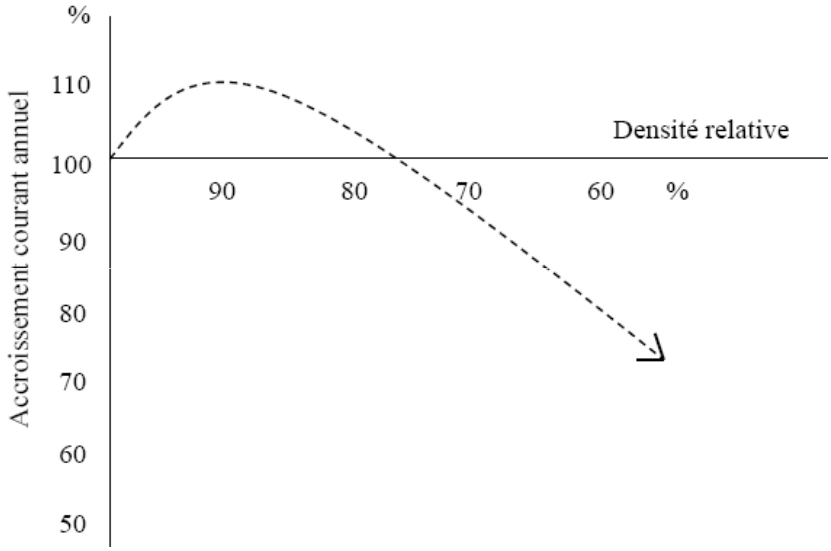



Figure 5.6: Accroissement courant du peuplement selon la densité relative.

18. Cela peut s'expliquer par un meilleur fonctionnement physiologique des systèmes photosynthétiques des feuilles.

Nous réalisons une analyse de sensibilité afin de tester la sensibilité du bilan environnemental à l'effet de rebond de croissance entraîné par une augmentation de la récolte. Pour cela nous faisons l'hypothèse que la récolte supplémentaire de 5 $Mm^3$ liée à la subvention à la séquestration conduit à une augmentation uniforme de l'accroissement, pour toutes les classes de diamètres de tous les domaines d'étude. Nous testons cinq niveaux d'augmentation de l'accroissement (de +1% à +5%) et nous comparons le stock de carbone forestier en 2020 pour les scénarios substitution et combinaison avec le stock du scénario séquestration. Les résultats sont donnés dans la table 5.2.

| | Variation des taux d'accroissement | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Scénario | 1 % | 2 % | 3 % | 4 % | 5 % |
| combinaison | - 2,75 % | - 0,59 % | + 1,62 % | + 3,88 % | + 6,19 % |
| substitution | - 2,91 % | - 0,75 % | + 1,46 % | + 3,72 % | + 6,03 % |

Tableau 5.2: Accroissement du stock de carbone en forêt dans les scénarios combinaison et substitution par rapport au scénario séquestration en fonction de l'intensité de l'effet rebond.

Ces résultats montrent que, pour une augmentation du taux d'accroissement supérieure ou égale à + 3 %, les scénarios substitution et combinaison conduisent à une séquestration en forêt plus importante que le scénario séquestration [19]. Les chiffres de la table 5.2 montent ainsi que le bilan environnmental est sensible à l'effet de rebond de croissance. Ils montrent également qu'une augmentation des prélèvements en forêt n'est pas nécessairement synonyme de déstockage de carbone si l'on prend en compte l'effet sur l'accroissement individuel.

**Choix du scénario de référence**

Dans tous nos scénarios, y compris le scénario substitution, le stock en forêt s'accroît chaque année : la forêt se capitalise. La subvention négative (taxe) à la séquestration dans le scénario combinaison est donc discutable et repose sur le choix d'un élément : le scénario de référence. Nous avons considéré un scénario Business-As-Usual sans politique comme scénario de référence. Si, par exemple, nous avions considéré l'année 2010 comme référence, cela aurait conduit à considérer la subvention à la séquestration et la subvention à la substitution comme complémentaires d'un point de vue environnemental dans le scénario combinaison. La variation de stock étant perçue comme positive, le propriétaire forestier serait subventionné et non pas taxé. Néanmoins ce cas pose la question de la valeur de l'effet d'aubaine lié au paiement pour une séquestration qui aurait eu lieu dans tous les cas. En outre le coût budgétaire pour l'État de la séquestration augmente nettement dans ce cas.

19. Notons que le scénario combinaison, en conciliant subvention à la séquestration et rebond de croissance du à la récolte de BIBE en forêt, est alors le scénario conduisant au meilleur bilan environnemental.

## 5.5 Conclusion

L'objectif de ce chapitre était de comparer les bilans environnementaux et économiques de trois scénarios s'appuyant sur le levier substitution énergétique (scénario substitution), sur le levier séquestration en forêt (scénario séquestration) ou sur les deux leviers simultanément (scénario combinaison). Trois conclusions peuvent être tirées de la comparaison des résultats des trois scénarios :

(1) Sous nos hypothèses, le scénario séquestration conduit à un meilleur bilan environnemental que les scénarios substitution et combinaison à l'horizon 2020. C'est en outre le seul à conduire à un meilleur bilan environnemental que le scénario BAU. Nous avons vu que cette conclusion n'était pas modifiée lorsqu'un coefficient de substitution du bois ne tenant compte que des énergies fossiles était considéré. Si l'on néglige les effets de rebond de croissance induits par une augmentation des prélèvements en forêt, ce résultat semble robuste sur l'horizon de temps considéré.

(2) Bien que le coût en bien-être du scénario séquestration soit plus faible que le coût en bien-être des scénarios substitution et combinaison, sa mise en place pose question du point de vue politique. D'une part car elle se traduit par une répartition des coûts carbone entre l'État et les consommateurs, qui, contrairement à la subvention à la substitution, supportent une partie des coûts. D'autre part car l'effet d'incitation sur le propriétaire forestier dépend *in fine* du choix du scénario de référence. Nous avons vu que le choix du BAU comme scénario de référence rend la subvention à la séquestration négative (taxe) pour le propriétaire forestier dans le scénario combinaison alors même que la forêt se capitalise.

(3) Le scénario combinaison entraîne des effets antagonistes pour les deux politiques selon nos hypothèses. Nous avons vu qu'en modifiant deux de ces hypothèses, la nature du scénario de référence et la prise en compte de l'effet densité sur l'accroissement, la combinaison rend les deux politiques complémentaires d'un point de vue environnemental. Ceci est particulièrement important dans un pays comme la France où l'incitation à la séquestration est, pour l'heure, uniquement portée par des projets volontaires. Les questions du choix du scénario de référence et des coûts de la combinaison constituent les enjeux centraux sur lesquels reposent cette potentielle complémentarité.

# Bibliographie


ADEME (2005). Energies et matières renouvelables : contexte et enjeux. Rapport technique, ADEME. http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=13480.

Assmann, E. (1954). Grundflachenhaltung und Zuwachsleistung Bayerischer Fichten Durchforestungsreihen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 9-10:257–271.

Barthes, J. (2010). Modèle économique de filière : compétition entre bois et autres matériaux. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF, Nancy.

Chomitz, K. M. et Lecocq, F. (2003). Temporary sequestration credits : an instrument for carbon bears. *World Bank Policy Reasearch Working Paper*, 3181.

Eriksson, L., Gustavsson, L., Hänninen, R., Kallio, M., Lyhykäinen, H., Pingoud, K., Pohjola, J., Sathre, R., Solberg, B., Svanaes, J. et Valsta, L. (2009). Climate implications of increased wood use in the construction sector - towards an integrated modeling framework. *SLU Arbetsrapport 257 2009*, (257).

Gustavsson, L. et Sathre, R. (2006). Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. *Building and Environment*, 41:940–951.

Hofer, P., Taverna, R. et Werner, F. (2007). *The $CO_2$ effects of the Swiss forestry and timber industry : scenario of future potential for climate-change mitigation.* Environmental studies no. 0739. Federal Office for the Environment : Bern.

Lebègue, D. (2005). Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport technique, Commissariat Général au Plan.

Lim, S., Brown, B. et Schlamadinger, B. (1999). Carbon accounting for forest harvesting and wood products : review and evaluation of different approaches. *Environmental Science and Policy*, pages 207–216.

Marland, G. et Schlamadinger, B. (1997). Forests for carbon sequestration or fossil fuel substitution ? A sensitivity analysis. *Biomass and Bioenergy*, 13(6):389–397.

Martel, S. (2010). Carbone et gestion forestière en forêt privée française. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Pardé, J. (1961). Comment préciser l'intensité d'une éclaircie. *Revue Forestière Française*, 8-9:551–557.

Pignard, G. (2004). Estimation des stocks et des flux de carbone dans la biomasse des forêts françaises à partir des données de l'Inventaire Forestier National. Rapport technique, Projet Carbofor.

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

Reineke, L. (1933). Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research*, 46:627–638.

Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W. et Lexer, M. (2007). Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, (248):64–79.

Sohngen, B. et Brown, S. (2008). Extending timber rotations : carbon and cost implications. *Climate Policy*, 8:435–451.

Werner, F., Taverna, R., Hofer, P. et Richter, K. (2006). Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic Change*, 71:319–347.

# Chapitre 6

# Conséquences économiques d'une taxe carbone intersectorielle sur la filière forêt-bois

## Sommaire


**6.1 La taxe carbone au cœur de la négociation d'une nouvelle fiscalité environnementale . . . . . 184**

6.1.1 De la valeur théorique à la valeur négociée : filtre scientifique et filtre idéologique . . . . . 185

6.1.2 Dividende faible ou fort : les déterminants d'une controverse . . 188

**6.2 Modéliser les effets d'une taxe dans FFSM . . . . . 190**

6.2.1 Représentation de la compétition dans FFSM et choix des marchés considérés . . . . . 190

6.2.2 Canaux de transmission du signal prix de la taxe à l'économie de la filière . . . . . 192

6.2.3 Calcul des émissions pour chaque produit et chaque processus . . 195

**6.3 Modifications des flux et des niveaux de production : étude des effets de la taxe dans une filière forêt-bois isolée . . . . . 198**

6.3.1 Conséquences au niveau national . . . . . 198

6.3.2 Conséquences sur les échanges interrégionaux . . . . . 200

**6.4 Analyse des substitutions intersectorielles . . . . . 204**

6.4.1 Effets sur la production . . . . . 204

6.4.2 Conséquences sur la consommation de bois-énergie et comparaison avec le chapitre 5 . . . . . 207

6.4.3 Effet d'une modification de l'assiette de la taxe . . . . . 207

**6.5 Conclusion . . . . . 209**

Le chapitre précédent comparait deux politiques calibrées sur le même prix du carbone mais mises en place aux deux extrémités de la filière bois : en amont, la subvention de la séquestration du carbone en forêt, et en aval la subvention de la consommation de bois-énergie. Dans ce chapitre nous prenons du recul pour analyser les conséquences d'une taxe carbone appliquée à l'ensemble de l'économie nationale. L'objectif est d'analyser la réponse de la filière forêt-bois à une politique climatique intersectorielle.

Indépendamment des effets redistributifs que FFSM ne permet pas de capter, les conséquences d'une taxe carbone sur la filière forêt-bois résultent en théorie de deux mécanismes jouant en sens opposés :

- Une augmentation des prix des produits bois dont la récolte, le transport et la transformation émettent du $CO_2$ ;
- Une augmentation des prix des produits non-bois dont l'utilisation est concurrentielle aux produits bois et qui génèrent des émissions de $CO_2$ lors de la production, du transport ou en fin de vie des produits (matières plastiques incinérées).

Dans le chapitre 1 nous avons souligné que les contenus carbone des produits non-bois étaient généralement supérieurs à ceux de leurs substituts en bois. *A priori* donc, les prix des produits non-bois devraient être proportionnellement plus affectés par la taxe que les produits bois. Par conséquent, la filière forêt-bois devrait, par effet de substitution, bénéficier de la taxe.

Néanmoins, des incertitudes persistent à plusieurs niveaux.

Au niveau de l'ordre de grandeur de l'effet attendu tout d'abord. Celui-ci dépend de trois éléments. D'une part du niveau de la taxe, c'est à dire de la valeur tutélaire du carbone [1]. D'autre part de la manière dont le signal prix de la taxe est transmis au prix final du produit. Enfin, de l'importance de l'effet de substitution qui dépend du différentiel des contenus carbone entre les produits bois et les produits non-bois.

Au niveau régional ensuite, l'augmentation du prix des produits bois et du coût des échanges entre régions peut affecter les volumes des produits échangés et induire une augmentation de la production dans les régions importatrices et une diminution de la production dans les régions exportatrices.

Enfin, au niveau de l'assiette de la taxe, la question du bénéfice que la filière bois peut retirer lorsque la taxe n'affecte pas tous les secteurs de l'économie de manière homogène se pose.

Afin d'étudier chaque niveau d'incertitude nous procédons en quatre temps.

Dans un premier temps nous analysons le processus de négociation aboutissant à la définition d'un prix tutélaire du carbone. Pour cela, nous prenons l'exemple de la contribution climat énergie (CCE), mesure à laquelle la France a récemment envisagé de recourir

1. Une définition du prix tutélaire du carbone est donnée en annexe E.

avant que le Conseil Constitutionnel ne l'invalide. Nous conduirons les simulations avec la dernière valeur négociée de la CCE avant abandon, soit 17 €/t$CO_2$ en 2010 avec une augmentation de 2 €/an. Il s'agit du même signal prix que celui utilisé pour le chapitre 4, ce qui facilite la comparaison des résultats.

Dans un second temps, nous présentons la manière dont la taxe est modélisée dans FFSM, notamment la représentation de la transmission du signal prix du carbone au niveau du prix final des produits bois et non-bois.

Dans un troisième temps nous étudions les conséquences d'une taxe sur une filière bois isolée du reste de l'économie nationale. L'objectif est ainsi de révèler les effets d'une augmentation des prix des produits bois après mise en place de la taxe au niveau des échanges entre régions et au niveau de la production régionale.

Enfin, nous intégrons la compétition entre les produits bois et les produits non-bois dans la fonction de demande des produits composites. Nous représentons la compétition pour quatre marchés : le marché des portes et fenêtres en bois [2] (en compétition avec les portes et fenêtres en PVC, aluminium et acier), le marché des revêtements de sols : parquets et stratifiés (en compétition avec la moquette et les revêtements plastiques), le marché des sacs en papier (en compétition avec les sacs en plastique) et le marché du bois-énergie (en compétition avec l'électricité, le gaz, le fioul et le charbon).

Toutes les compétitions entre produits bois et non-bois ne sont donc pas représentées. En ceci l'étude s'apparente plus à un exercice méthodologique de type *proof-of-concept* qu'à une réponse complète à l'étude sectorielle des effets de la taxe.

## 6.1 La taxe carbone au cœur de la négociation d'une nouvelle fiscalité environnementale

La taxe carbone part d'une idée simple : intégrer les effets d'une accumulation de $CO_2$ dans l'atmosphère dans la maximisation du bien-être collectif. L'introduction d'une telle mesure a été envisagée dès le début des années 1990 (Pearce, 1991; Poterba, 1991) et plusieurs pays ont franchi le cap : la Finlande en 1990, la Suède en 1991, l'Italie et l'Allemagne en 1999 ou la Suisse en 2008. Après deux échecs (le projet de taxe carbone de la mission interministérielle de l'effet de serre en France en 1990 et l'écotaxe du gouvernement Jospin en 1998) la proposition est revenue sur le devant de la scène politique française en 2009. Sous le nom de contribution climat énergie (CCE) ce projet a finalement été invalidé par le Conseil Constitutionnel. L'objectif de cette section est d'étudier les déterminants de l'acceptabilité sociale et politique de la taxe ce qui, entre autres, permettra de discuter les résultats des sections 4 et 5.

2. Certains de ces marchés (portes fenêtres, revêtements et sacs) sont des marchés de produits de seconde transformation, nous les intégrons dans FFSM en considérant la matrice input-output en annexe D.3.

### 6.1.1 De la valeur théorique à la valeur négociée : filtre scientifique et filtre idéologique

#### L'approche coût-efficacité : filtre scientifique

L'objectif général d'une taxe est de donner un prix aux émissions du $CO_2$, prix qui, en théorie, résulte de l'égalisation des dommages marginaux entraînés par le changement climatique, lui-même corrélé au niveau d'émissions de $CO_2$ et des coûts marginaux de réduction de ces émissions. L'annexe E montre que cette approche débouche sur le calcul d'une valeur sociale du carbone (VSC) qui représente la valeur permettant d'intégrer l'externalité environnementale constituée par les émissions de $CO_2$ dans une économie.

Or le calcul de la VSC présente de nombreux points d'incertitude, notamment du fait de la difficulté à estimer la valeur des dommages marginaux du changement climatique. C'est la raison pour laquelle le calcul de la valeur préconisée du prix du carbone adopte une approche dite de « coût-efficacité » qui consiste à fixer *ex ante* un objectif de réduction d'émissions et de calculer le coût de réduction auquel il faut consentir pour atteindre ce niveau de réduction. Dans le cas de la CCE trois modèles ont été mobilisés pour estimer ce coût : GEMINI-E3 (équilibre général), IMACLIM-R (équilibre général) et POLES (équilibre partiel du secteur énergétique) (Quinet, 2009).

*Rôle des modèles dans le calcul des valeurs du carbone et de leur profil temporel*

La table 6.1 résume les résultats des trois modèles pour trois scénarios de limitation des émissions. Le premier scénario « Europe seule » consiste en une réduction de 20 % des émissions de l'Union Européenne (UE) en 2020 par rapport au niveau de 1990 (réduction de 60 % en 2050). Il s'agit de la borne basse de la directive « facteur 4 » dont l'objectif est de diviser par 4 les émissions de l'UE à l'horizon 2050. Ce scénario n'admet pas de mécanisme de flexibilité : aucune coopération entre l'Europe et le reste du monde n'est envisagée pour atteindre les objectifs. Le scénario « 550 ppm » consiste en une stabilisation de la concentration du $CO_2$ atmosphérique à 550 ppm. La baisse des émissions mondiale dans ce scénario est ainsi moins ambitieuse que pour le scénario Europe seule et ce scénario admet une action coordonnée au niveau mondial. Enfin le scénario « 450 ppm » repose sur le même principe mais avec un objectif de réduction plus ambitieux.

La table 6.1 montre que les valeurs du carbone et leur profil temporel diffèrent à deux niveaux selon le modèle utilisé.

Au niveau des valeurs absolues calculées, les hypothèses sur les paramètres structurels du modèle (élasticités, représentation du progrès technique induit, endogénéité des prix de l'énergie, représentation des rétroactions macroéconomiques, etc) conduisent à des scénarios de référence « hors politique » (ou *business-as-usual*) très différents. Il est vrai que les effets des politiques sont étudiés relativement à ces scénarios de référence mais il

| Scénario : Europe seule | | | |
|---|---|---|---|
| Année | 2020 | 2030 | 2050 |
| POLES | 26 | 97 | 319 |
| GEMINI-E3 | 25 | 58 | 446 |
| IMACLIM-R | 95 | 150 | 130 |
| Scénario 2 : 550 ppm | | | |
| Année | 2020 | 2030 | 2050 |
| POLES | 9 | 23 | 85 |
| GEMINI-E3 | 4 | 10 | 62 |
| IMACLIM-R | 30 | 55 | 60 |
| Scénario 3 : 450 ppm | | | |
| Année | 2020 | 2030 | 2050 |
| POLES | 16 | 57 | 682 |
| GEMINI-E3 | 9 | 42 | 339 |
| IMACLIM-R | 100 | 160 | 200 |

Tableau 6.1: Valeurs de la tonne de $CO_2$ en €/t$CO_2$ calculées par les trois modèles utilisés dans (Quinet, 2009).

n'en demeure pas moins que, pour un même niveau de réduction d'émission, la valeur du carbone calculée par un modèle dont le niveau d'émission référent est plus élevé sera plus faible que dans le cas d'un modèle dont le niveau d'émission référent est plus faible.

D'autre part, le profil d'évolution de la valeur carbone présente une forme concave dans IMACLIM-R et une forme convexe dans les deux autres modèles. Cette spécificité s'explique par deux mécanismes représentés dans IMACLIM-R. D'une part, la conjonction d'une représentation en anticipation parfaite des prix du carbone (sur un horizon de 10 à 20 ans suivant les secteurs) et de l'inertie des systèmes techniques couplés. Ainsi les nouvelles technologies ne peuvent pénétrer le marché que si le prix anticipé croît assez rapidement, même si cela génère un coût élevé à court terme. D'autre part la représentation d'un progrès technique induit qui limite la hausse voire diminue la valeur du carbone au bout de 30 ans. Ces deux hypothèses sont absentes des modèles GEMINI-E3 et POLES, ce qui explique la différence dans les résultats.

**La valeur préconisée est issue de l'ajustement de la « moyenne » des valeurs des modèles au contexte économique**

En réalisant une moyenne[3] des résultats des trois modèles Quinet (2009) situe les valeurs du carbone pour des objectifs de réduction de 20 % en 2020 et 30 % en 2030 (en ligne avec le facteur 4 en 2050) respectivement à 50 €/t$CO_2$ et 100 €/t$CO_2$. Néanmoins la valeur finalement préconisée ne retient que l'objectif de 100 €/t$CO_2$ à l'horizon 2030 suivi d'une augmentation annuelle de 4 %, ce qui représente le taux d'actualisation tel que proposé par Lebègue (2005) pour les projets publics. Avant 2030, Quinet (2009) préconise de partir de la « valeur Boiteux » de 32 €/t$CO_2$ en 2008 pour progressivement rejoindre l'objectif de 2030.

**Le processus de négociation comme filtre supplémentaire**

La valeur préconisée par les experts doit ensuite être soumise à un processus de négociation. Dans le cas de la CCE, une table ronde réunissant des représentant de tous les acteurs économiques a été organisée (Rocard, 2009). Si certains consensus émanent de la table ronde sur la valeur de la CCE, notamment le fait que la valeur tutélaire doit *in fine* être calibrée en fonction des objectifs de réduction, et non en fonction de condition de rendement fiscal, beaucoup d'éléments sont sujets à des différences d'appréciation. Celles-ci concernent par exemple la balance entre le maintien de la compétitivité des entreprises soumises au régime fiscal et l'impératif climatique, l'introduction de la CCE comme substitut à d'autres outils fiscaux ou encore l'exonération des entreprises soumises au régime EU-ETS, que certains voudraient partielle dans le cas de quotas alloués gratuitement (Rocard, 2009).

Au final, la valeur tutélaire, c'est-à-dire issue du processus de négociation résulte des préconisations des experts, du processus de négociation public et de considérations politiques. Avant report indéfini de la CCE, le prix envisagé était de 17 €/t$CO_2$ soumis à une augmentation de 2 €/t$CO_2$/an soit une valeur et une vitesse d'augmentation deux fois plus faibles que celles préconisées par Quinet (2009).

L'importance du filtre de la négociation sociale et politique pose la question des résultats de la science économique comme éléments de conviction sur la table des negociations. La présentation de la CCE comme une mesure « seulement » environnementale sans mettre en valeur le bouclage de la mesure, notamment les aspects de recyclage, et l'absence de distinction entre effets de court et de long terme ont sans doute contribué à cette issue.

3. On peut néanmoins s'interroger sur la légitimité d'établir une moyenne qui synthétise les résulats de trois modèles reposant sur des hypothèses de modélisation différentes.

### 6.1.2 Dividende faible ou fort : les déterminants d'une controverse

Sans prendre en compte le recyclage des recettes, la hausse des prix à la consommation fait de la taxe une mesure à coût social positif. Cette situation est décrite par la courbe A sur le graphique 6.1. La prise en compte du recyclage de la taxe, autrement dit du bouclage macroéconomique, conduit à trois situations possibles, représentées par les courbes B, C et D (Goulder, 1995; Bovenberg et De Mooij, 1994; Chiroleu-Assouline, 2001). La courbe B représente une situation où les recettes de la taxe sont redistribuées de manière forfaitaire (par exemple par un crédit d'impôt), les coûts sont alors plus élevés que lorsque les recettes sont utilisées pour réduire les prélévements distorsifs, notamment les prélevements sur le travail, ce que nous représentons par la courbe C [4]. Alors que la différence de coût entre une redistribution forfaitaire et une réduction des prélevements distorsif fait consensus chez les économistes (Goulder, 1995), une controverse existe quant au passage de la situation de double dividende « faible » décrite par la courbe C à la situation, dite de double dividende « fort », représentée par la courbe D. Dans ce dernier cas, il existe un potentiel de réduction à coût négatif (égal à z sur le graphique 6.1). Pour les tenants de l'existence de ce double dividende fort, la suppression de mesures distorsives grâce à la taxe carbone permet de surcompenser les coûts de la taxe pour conduire à un potentiel « sans-regret » tel que nous l'avons défini dans le chapitre 1.

Goulder (1995) démontre que, dans le cas d'une économie fermée, il existe de fortes incertitudes quant à l'existence d'un double-dividende fort [5]. De leur côté, Bovenberg et De Mooij (1994) montrent que le double-dividende fort n'existe que lorsque l'élasticité de l'offre de travail au salaire réel est négative, ce qui est un cas très rare en réalité. Les tenants de l'impossibilité d'un double dividende fort s'appuient sur le raisonnement selon lequel la taxe carbone se traduit par une augmentation des prix des paniers de consommation. Or, dans ce cas, deux réponses sont possibles : soit, afin de maintenir leur niveau de consommation, les salariés demandent et obtiennent une augmentation de leur salaire, mais alors la balance entre baisse des cotisations et augmentation des salaires rend incertain le coût du travail pour l'entreprise ; soit les salaires n'augmentent pas et la consommation diminue, ce qui se traduit pas une récession de l'économie.

Néanmoins ce raisonnement ne tient qu'en économie fermée. La baisse des importations d'énergie permet de transmettre une partie des coûts de la taxe aux pays exportateurs d'énergie. En outre, la baisse du coût du travail augmente la compétitivité nationale et accroît le niveau d'exportation.

4. Voir Chiroleu-Assouline (2001) et Combet *et al.* (2009) pour une revue de la littérature sur les conséquences d'une diminution des prélèvements distorsifs grâce aux recettes de la taxe carbone.

5. « Although the evidence is mixed, numerical results tend to militate against the strong double-dividend claim. » (Goulder, 1995, p.176).

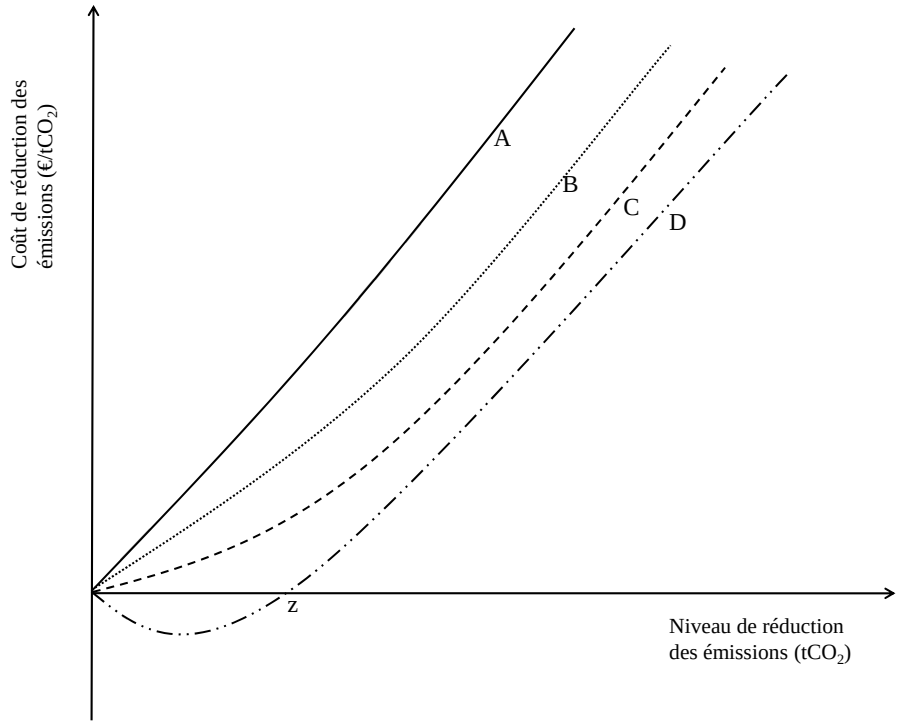



Figure 6.1: Mise en évidence des doubles dividendes faible et fort.

Au final les possibilités d'un double dividende fort dépendent de plusieurs éléments dont la balance entre baisse du coût du travail et augmentation des salaires ou les gains de compétitivité internationale [6].

Cette section a permis de définir la taxe carbone et de montrer quelles sont les étapes de son estimation et de sa mise en place. Notre objectif est maintenant de modéliser les effets d'une taxe dans FFSM.

6. En particulier, l'argument selon lequel la réduction des cotisations sociales et la baisse du coût du travail qui en résulte ne serait qu'un effet d'aubaine profitant aux entreprises est discutable et dépend du niveau de la taxe mise en œuvre, du profil temporel de la taxe, de l'horizon temporel considéré et de la prise en compte explicite des variations de compétitivité nationale.

## 6.2 Modéliser les effets d'une taxe dans FFSM

L'objectif de cette section est de montrer comment une taxe carbone de type CCE est modélisée dans FFSM. Dans un premier temps nous montrons comment la compétition avec les autres secteurs non-bois est représentée dans FFSM [7] et nous revenons sur les déterminants du choix des marchés retenus. Dans un second temps, nous présentons les canaux de transmission du signal prix de la taxe et les modifications entraînées au niveau des paramètres et des variables du modèle. La représentation de la transmission du prix nécessite d'estimer les niveaux d'émission pour le transport et la fabrication de chaque produit, ce que nous détaillons dans la troisième partie.

### 6.2.1 Représentation de la compétition dans FFSM et choix des marchés considérés

#### Module de compétition dans la fonction de demande de produits composites

Nous définissons les substituts non-bois comme des produits issus de filières non-bois mais présentant des propriétés mécaniques et/ou physiques comparables. Les substituts non-bois et les produits bois émettent du $CO_2$ lors des processus de fabrication et de transport. En outre, certains substituts non-bois, notamment ceux issus de la filière pétrochimique, contiennent du carbone fossile dans leurs composants. La question qui se pose est la suivante : *dans le cas d'une taxe généralisée à l'ensemble de l'économie, les produits bois et les produits non-bois sont-ils affectés de la même manière et, si non, existe-t-il un effet de substitution en faveur de l'un ou l'autre groupe ?*

Pour répondre à cette question il est nécessaire de représenter la compétition entre les deux types de produits. Notre modèle étant un modèle d'équilibre partiel, seuls des effets d'équilibre partiel peuvent être représentés, et nous introduisons un critère de compétition *exogène* au niveau de la fonction de demande des produits bois (Barthes, 2010).

Il s'agit d'une approche par compétition sur les prix où les prix des substituts non-bois sont exogènes et le prix des produits bois endogènes [8].

7. FFSM est un modèle en équilibre partiel qui ne permet pas de capturer les effets d'équilibre général, en particulier le recyclage de la taxe ne sera pas simulé.

8. Les prix des produits bois sont les prix des produits composites (donc représentant une sorte de moyenne pondérée des prix des produits importés et des produits domestiques) tandis que les prix des substituts non bois sont des prix apparents, c'est à dire le prix moyen de la consommation apparente qui est égale à la somme de la production domestique et des importations nettes des exportations.

La fonction de demande modifiée est de la forme suivante [9] :

$$D_{p,i,t} = D_{p,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}}{\tilde{P}_{p,i,t-1}} \right)^{\sigma_p} \underbrace{\prod_s \left( \frac{\left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}}{P_{s,i,t}} \right)}{\left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t-1}}{P_{s,i,t-1}} \right)} \right)^{-\epsilon_{p,s}}}_{\text{Modulation par compétition}} \tag{6.1}$$

Avec :
- $D_{p,i,t}$ la demande composite de produits $p$ dans la région $i$ pour l'année $t$ ;
- $\tilde{P}_{p,i,t}$ le prix du produit composite $p$ dans la région $i$ pour l'année $t$ ;
- $\sigma_p$ l'élasticité prix de la demande ;
- $P_{s,i,t}$ le prix apparent du produit substitut $s$ dans la région $i$ pour l'année $t$ ;
- $\epsilon_{p,s}$ l'élasticité prix croisée la demande de produit bois.

Dans le cas général, le substitut $s$ est un produit non-bois et $P_{s,i,t}$ est une variable exogène, mais $s$ peut également être un autre produit bois (cas de deux produits bois en compétition), dans ce cas $P_{s,i,t}$ est le prix composite $\tilde{P}_{s,i,t}$ correspondant au produit bois concurrencé.

La méthodologie de calcul et les valeurs de $\epsilon_{p,s}$ sont fournies en annexe D.1.

**Choix des marchés représentés dans l'étude**

Après avoir vu comment introduire la compétition entre produit bois et non-bois dans le modèle, il faut maintenant déterminer pour quels marchés modéliser la compétition.

Les possibilités de représentation de la compétition dans la version « de base » de FFSM sont limitées car les produits représentés sont des produits de première transformation dont les débouchés sont très divers, avec des concurrents et des relations de concurrence différents sur chacun de ces débouchés. Il apparaît alors plus pertinent de s'intéresser aux produits de la deuxième transformation qui ont des débouchés et utilisations généralement plus ciblés et des concurrents plus facilement identifiables.

Trois critères sont mobilisés pour le choix des marchés retenu : le volume (en quantité et en valeur) des marchés, la substituabilité entre produits bois et non-bois dans un marché donné, et la non-saturation du marché par les produits bois (pour éviter la situation où la substitution induite par la taxe, bien que potentiellement bénéfique aux produits bois, ne serait pas visible à travers l'évolution de la production). Ces trois

9. La demande étant définie de manière récursive, le module de compétition par les prix est également défini de manière récursive. Ce n'est pas le rapport des prix qui est considéré mais la variation de ce rapport d'une année à l'autre.

critères nous conduisent à considérer trois marchés : le marché des portes et fenêtres, le marché des revêtements de sol et le marché des sacs [10]. En outre, et pour assurer une cohérence avec les chapitres 5 et 7, nous choisissons d'intégrer le marché de l'énergie à l'étude. Nous représentons pour cela le bois-énergie en compétition avec quatre sources d'énergie : le fioul, le charbon, l'électricité et le gaz.

Pour chaque substitut non-bois un prix est calculé à partir des données de Eurostat et SESSI (annexe D.2). Enfin la matrice de coefficient input-output pour les produits de seconde transformation est présentée en annexe D.3.

### 6.2.2 Canaux de transmission du signal prix de la taxe à l'économie de la filière

Dans l'hypothèse d'une taxation uniforme de l'ensemble des émissions, la transmission du signal prix de la taxe se fait *a priori* à travers quatre canaux représentés sur la figure 6.2.

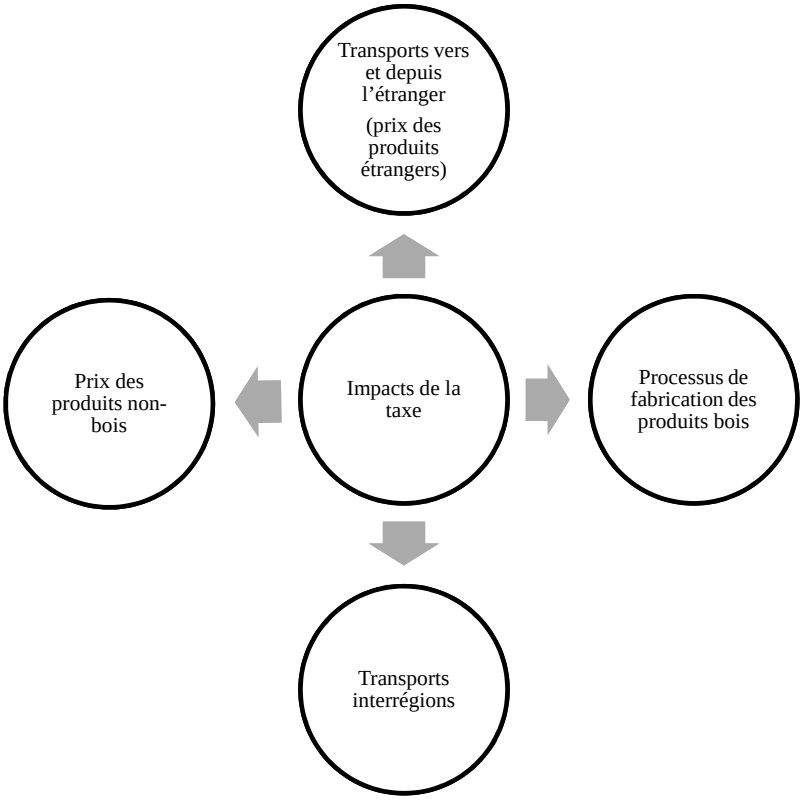



Figure 6.2: Canaux de transmission de la taxe sur la filière bois.

10. Pour une étude de tous les marchés potentiels se référer à Barthes (2010), p.85-95.

**Transmission du signal aux prix des produits non-bois**

Si on appelle $P_{c,t}$ le prix des produits non-bois (c pour concurrentiels) à la date t, l'introduction de la taxe modifie le prix ainsi :

$$P'_{c,t} = P_{c,t} + (1 - t_{\text{Imp}})P_c^{tc} \tag{6.2}$$

Où $P_{c,t}$ est le prix du produit dans le scénario sans taxe, $P'_{c,t}$ son prix dans le scénario avec taxe, $P_c^{tc}$ le supplément de prix induit par la taxe carbone sur un produit français et $t_{\text{Imp}}$ le taux d'importation du produit [11].

$P_c^{tc}$ est calculé de la manière suivante :

$$P_c^{tc} = \sum_{em} GES_{c,em} \times T_{em}^{tc} + GES_c^{\text{transp}} \times T_{CO_2}^{tc} \tag{6.3}$$

Où $T_{em}^{tc}$ est le taux de la taxe carbone pour plusieurs types d'émissions $em$ ={$CO_2$ fossile, autres émissions, contenu en carbone fossile}, $GES_{c,em}$ représente le contenu carbone du produit $c$, pour la catégorie d'émissions $em$ et $GES_c^{\text{transp}}$ représente les émissions liées aux transports du produit $c$ ($CO_2$ fossile).

La partie 6.2.3 montre comment sont calculés les paramètres $GES_{c,em}$ et $GES_c^{\text{transp}}$.

**Processus de transformation des produits bois**

Contrairement aux produits non-bois, dont les prix sont des paramètres exogènes de FFSM, les prix des produits bois sont des variables calculées par le modèle. Le surcoût lié à la taxe carbone est donc transmis de manière indirecte au calcul du prix via un surcoût au niveau de la transformation et au niveau du transport inter-régional.

L'introduction du surcoût au niveau de la transformation se traduit ainsi :

$$m'_p = m_p + m_p^{tc} \tag{6.4}$$

Où $m_p$ est le coût unitaire de production du produit $p$ à partir de bois brut [12], $m'_p$ est la nouvelle valeur de ce paramètre dans un scénario taxe carbone et $m_p^{tc}$ est le coût supplémentaire engendré par la taxe carbone.

11. Évalué à partir des données de 2006 du service des douanes.
12. Dans le chapitre 2, nous avons vu que le surplus du transformateur s'écrivait $\sum_p a_{p,w} S_{p,i,t} - D_{w,i,t} - m_p$

$m_p^{tc}$ se calcule ainsi :

$$m_p^{tc} = \sum_{em} GES_{p,em} \times T_{em}^{tc} \tag{6.5}$$

Où $T_{em}^{tc}$ est le taux de la taxe carbone pour le type d'émissions $em$ ={$CO_2$ fossile, autres émissions, contenu en carbone fossile} et $GES_{p,em}$ représente les émissions de production du produit $p$ à partir de bois brut, pour la catégorie d'émissions $em$.

Le calcul des paramètres $GES_p$ est donné dans la partie 6.2.3.

**Coûts de transport**

Les coûts des transports interrégionaux (pour les produits bois) sont modifiés de la manière suivante :

$$C'_{w,i,j} = C_{w,i,j} + GES_{w,i,j}^{\text{transp}} \times T_{CO_2}^{tc} \tag{6.6}$$
$$C'_{p,i,j} = C_{p,i,j} + GES_{p,i,j}^{\text{transp}} \times T_{CO_2}^{tc} \tag{6.7}$$

Où $C_{w,i,j}$ ($C_{p,i,j}$) correspond au coût de transport avant introduction de la taxe du produit $w$ ($p$), $C'_{w,i,j}$ ($C'_{p,i,j}$) correspond au nouveau coût, $T_{CO_2}^{tc}$ est le taux de la taxe carbone pour les émissions de $CO_2$ fossile et $GES_{w,i,j}^{\text{transp}}$ ($GES_{p,i,j}^{\text{transp}}$) représente les émissions de transport d'une unité de produit $w$ ($p$) entre les régions i et j. $GES_{w,i,j}^{\text{transp}}$ et $GES_{p,i,j}^{\text{transp}}$ sont explicités dans la partie 6.2.3.

**Prix internationaux des produits bois**

Les prix internationaux des produits bois sont affectés par la taxe de la manière suivante :

$$P_{w,t}^{*\prime} = P_{w,t}^{*} - P_{w}^{*tc} \tag{6.8}$$
$$P_{p,t}^{*\prime} = P_{p,t}^{*} + P_{p}^{*tc} \tag{6.9}$$
$$\tag{6.10}$$

Où $P_{w,t}^{*}$ ($P_{p,t}^{*}$ ) est le prix d'achat en France du produit $w$ exporté ($p$ importé) dans le scénario sans taxe, $P_{w,t}^{*\prime}$ ($P_{p,t}^{*\prime}$) son prix dans le scénario avec taxe et $P_{w}^{*tc}$ ($P_{p}^{*tc}$) le supplément de coût induit sur les transports par l'introduction d'une taxe carbone. On

calcule alors $P_w^{*tc}$ et $P_p^{*tc}$ ainsi :

$$P_w^{*tc} = GES_w^{\text{transp}*} \times T_{CO_2}^{tc} \tag{6.11}$$

$$P_p^{*tc} = GES_p^{\text{transp}*} \times T_{CO_2}^{tc} \tag{6.12}$$

Où $T_{CO_2}^{tc}$ est le taux de la taxe carbone pour les émissions de $CO_2$ fossile et $GES_w^{\text{transp}*}$ ($GES_p^{\text{transp}*}$) représente les émissions ($CO_2$ fossile) liées aux transports du produit $w$ pour export (du produit $p$ pour import).

$GES_w^{\text{transp}*}$ et $GES_p^{\text{transp}*}$ sont détaillés dans la partie 6.2.3 .

### 6.2.3 Calcul des émissions pour chaque produit et chaque processus

**Émissions liées au transport ($GES_c^{\textbf{transp}}$, $GES_{w,i,j}^{\textbf{transp}}$, $GES_{p,i,j}^{\textbf{transp}}$, $GES_w^{\textbf{transp}*}$ et $GES_p^{\textbf{transp}*}$)**

Le transport des produits bois est endogène dans FFSM, les distances parcourues sont connues et il suffit de déterminer un contenu carbone du transport par kilomètre et par unité de marchandise transportée.

Par contre, il n'en est pas de même pour les produits non-bois pour lesquels il faut également essayer d'évaluer une distance moyenne parcourue.

Il n'est tenu compte que du transport routier de marchandises (qui représente 86 % de l'ensemble des transport) pour lequel Jancovici (2007) donne les émissions moyennes par t.km de marchandise pour différents types de véhicules. En croisant cette information avec les données de SOeS et SitraM (2008) sur les quantités de transport effectuées par chaque catégorie de véhicule, Barthes (2010) calcule une moyenne des émissions du transport routier de 128 g éq. C/(t.km).

Pour les produits non-bois et les échanges de produits bois avec l'étranger nous retenons la distance moyenne par trajet de 87 km (SOeS et SitraM, 2008), ce qui est équivalent à 11 kg éq. C/t transportée. La table 6.2 présente les résultats pour les produits non-bois (en g éq. C/unité) et la table 6.3 les résultats pour les produits bois (en g éq. C/unité/km)

| Produit | Unité | Masse unitaire kg | Émissions $CO_2$ g éq. C/unité |
|---|---|---|---|
| Fenêtre alu | pièce | 39,7 | 437 |
| Fenêtre fer | pièce | 75,1 | 826 |
| Fenêtre PVC | pièce | 43,7 | 481 |
| Sols plastique | $m^2$ | 1,7 | 19 |
| Moquette | $m^2$ | 2,5 | 28 |
| Sacs plastique | t | 1000 | 11 000 |

Tableau 6.2: Émissions des transports des produits non-bois. Source : Barthes (2010)

| Produit | Unité | Masse unitaire kg | Émissions $CO_2$ g éq. C/unité/km |
|---|---|---|---|
| Bois d'œuvre feuillus | $m^3$ | 892 | 114 |
| Bois d'œuvre résineux | $m^3$ | 716 | 92 |
| Bois de trituration | $m^3$ | 571 | 73 |
| bois-énergie | $m^3$ | 690 | 88 |
| Sciages | $m^3$ | 556 | 71 |
| Placages | $m^3$ | 662 | 85 |
| Panneaux | $m^3$ | 644 | 82 |
| Pâtes | $m^3$ | 442 | 57 |
| bois-énergie | $m^3$ | 690 | 88 |
| Sacs papier | t | 1000 | 128 |
| Portes fenêtres bois | unité | 26,5 | 3 |
| Parquets | $m^2$ | 11 | 1,4 |
| Sols stratifiés | $m^2$ | 7 | 0,9 |

Tableau 6.3: Émissions des transports des produits bois. Source : Barthes (2010)

**Émissions liées à la transformation ($GES_{c,em}$ et $GES_{p,em}$ )**

Les résultats sont synthétisés dans le tableau 6.4 [13] .

| Processus (unité utilisée) | $CO_2$ émis kg éq. C/unité |
|---|---|
| Transformation du bois-énergie ($m^3$) | 0 |
| Transformation des sciages ($m^3$) | 4,5 |
| Transformation des placages ($m^3$) | 8,3 |
| Transformation des panneaux ($m^3$) | 40 |
| Transformation des pâtes ($m^3$) | 64 |
| Transformation des sacs papier (t) | 184 |
| Transformation des portes et fenêtres (pièce) | 5,7 |
| Transformation des parquets (($m^2$) | 0,2 |
| Transformation des stratifiés ($m^2$) | 2,4 |

Tableau 6.4: Émissions de $CO_2$ lors des différents processus de transformation des produits bois. Source : Barthes (2010).

**Facteur d'émission de $CO_2$ pour les énergies fossiles**

L'étude « habitat facteur 4 » (Traisnel *et al.*, 2010) donne :
- Pour le charbon : 0,355 $tCO_2$/MWhef [14]
- Pour le fioul : 0,271 $tCO_2$/MWhef
- Pour le gaz : 0,205 $tCO_2$/MWhef
- Pour l'électricité à destination du chauffage : 0,180 $tCO_2$/MWhef

Pour estimer ces chiffres, Traisnel *et al.* (2010) ne tiennent compte que des émissions « directes » : les émissions liées à la combustion pour le charbon, le gaz et le fioul et le fonctionnement de la centrale pour l'électricité. En particulier les émissions liées à l'extraction ne sont pas pris en compte. Les émissions liées au transport sont approchées en considérant $GES_c^{\text{transp}}$ comme pour les autres substituts non-bois.

13. Nous ne présentons pas ici en détail la méthode d'obtention des résultats, le lecteur intéressé pourra se référer aux pages 136-151 de Barthes (2010).
14. ef = énergie finale

## 6.3 Modifications des flux et des niveaux de production : étude des effets de la taxe dans une filière forêt-bois isolée

L'objectif de cette section est de mettre en évidence l'effet *prix* de la taxe sur la filière forêt-bois. Pour cela nous étudions une filière isolée (sans compétition avec les produits non-bois substituts). L'augmentation des prix des produits bois se traduit par une baisse de la production au niveau national, comme nous le montrons dans la première partie. En revanche la seconde partie révèle que cette baisse n'est pas uniforme pour toutes les régions ce qui traduit un phénomène de réallocation de la production et des échanges entre régions.

### 6.3.1 Conséquences au niveau national

Les figures 6.3 et 6.4 montrent, comme attendu, que la mise en place d'une taxe carbone implique une baisse de la production de tous les produits bois lorsque la filière est isolée du reste de l'économie. La baisse est d'autant plus forte que le contenu carbone des processus de transformation est élevé.

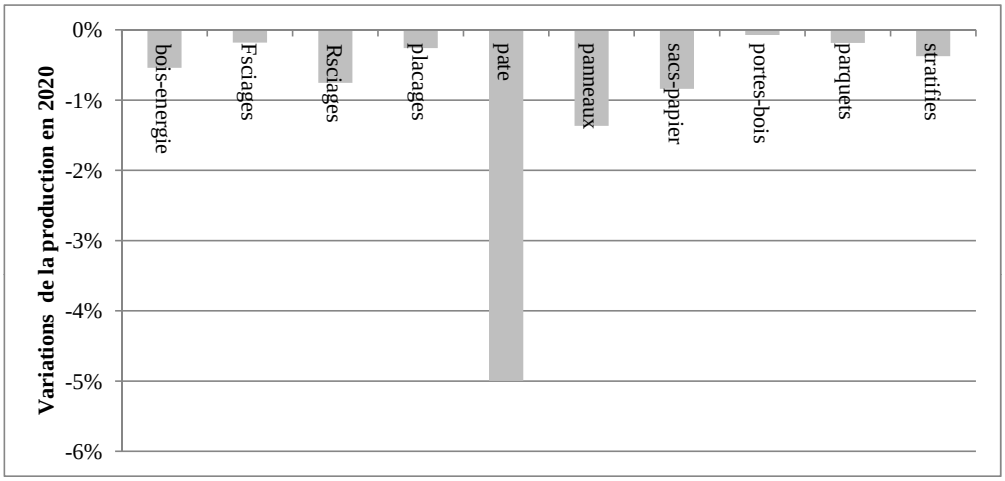



Figure 6.3: Évolution de la production nationale de produits transformés en 2020 lorsqu'une taxe est mise en place par rapport à un scénario de référence sans taxe.

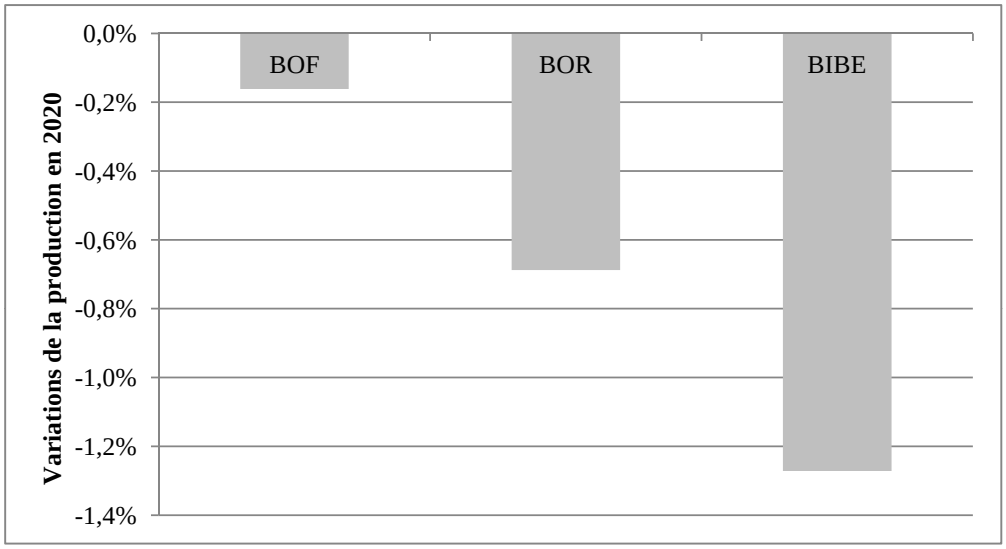



Figure 6.4: Évolution de la production nationale de produits primaires en 2020 lorsqu'une taxe est mise en place par rapport à un scénario de référence sans taxe.

### 6.3.2 Conséquences sur les échanges interrégionaux

Néanmoins il s'agit d'un effet national, en regardant au niveau régional on constate que la production ne diminue pas partout. La figure 6.5 représente la variation de la production régionale de bois-énergie en 2020 dans chacune des 22 régions administratives.

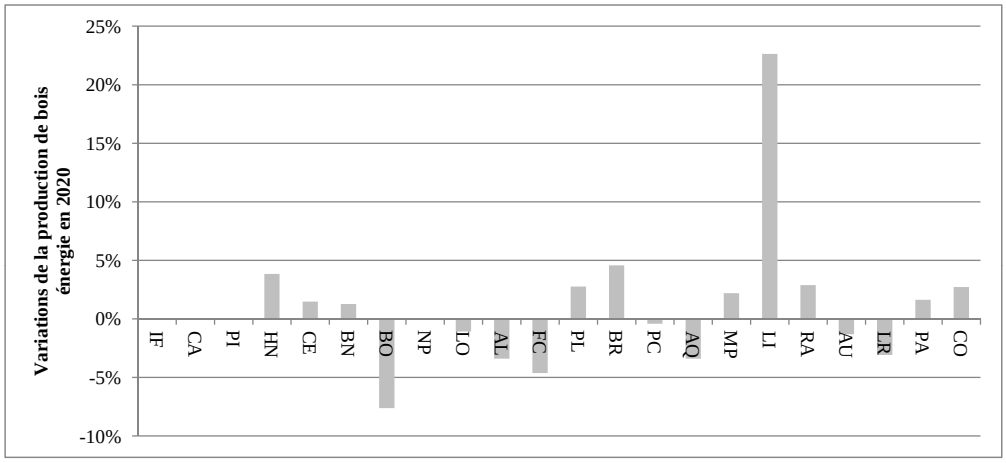



Figure 6.5: Production régionale de bois-énergie en 2020 lorsqu'une taxe est mise en place par rapport à un scénario de référence sans taxe.

Le choix du bois-énergie comme indicateur n'est pas dû au hasard, sa transformation nécessite peu d'énergie et l'essentiel des émissions qu'il engendre est lié au transport (fonction de la distance). Au contraire les produits issus de la première transformation, et plus encore de la seconde transformation, nécessitent des processus de transformation émettant du $CO_2$. L'objectif étant ici de mettre en évidence l'effet de la taxe sur les échanges interrégionaux, dont un des déterminants est le coût de transport, le choix du bois-énergie comme indicateur fait sens. Le graphique montre que la production augmente dans 10 régions sur 22, soit dans près de la moitié.

Ce phénomène s'explique par une diminution des niveaux d'échange. En affectant le coût de transport, la taxe affecte également le niveau des importations dans les régions historiquement importatrices comme l'atteste le graphe 6.6. En parallèle, la production domestique de la plupart de ces régions importatrices augmente comme l'attestent les chiffres du graphique 6.5 ce qui met en évidence une relocalisation de la production à proximité des bassins de consommation.

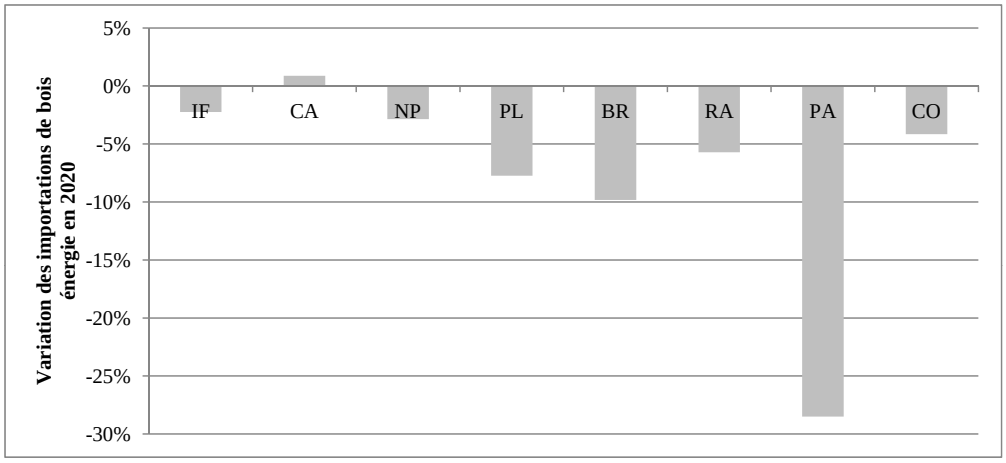


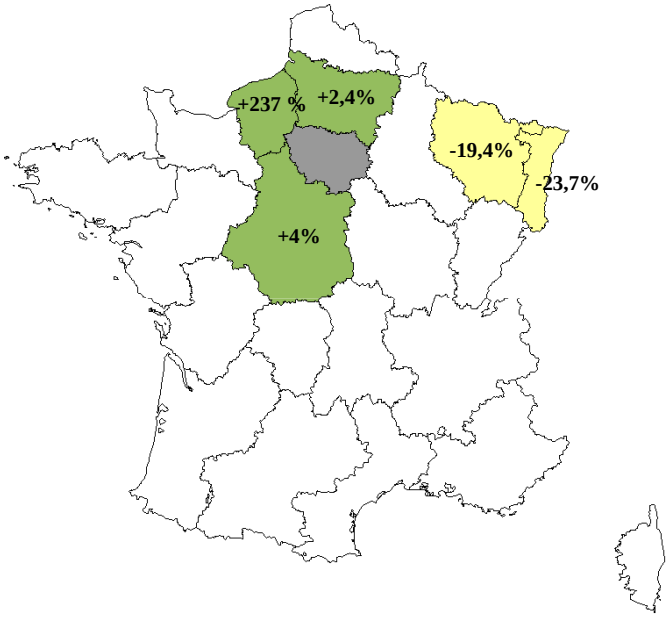

Figure 6.6: Importations de bois-énergie en 2020 dans les régions importatrices après mise en place de la taxe.

Dans certaines régions très consommatrices comme IF [15], la production est limitée par le stock disponible en forêt. Dans ce cas les imports depuis les régions géographiquement proches augmentent et ceux depuis les régions plus éloignées diminuent, l'effet se propage ainsi aux régions proches qui ont deux possibilités : soit augmenter leur production domestique si le stock en forêt le permet, soit favoriser les imports depuis les régions moins éloignées géographiquement. La figure 6.7a illustre ce phénomène dans le cas de la région IF : les régions directement à proximité augmentent leurs exportations de bois-énergie vers IF, en revanche les exportations depuis les régions plus éloignées comme la Lorraine et l'Alsace sont affectées par les coûts de transports et leur volume diminue.

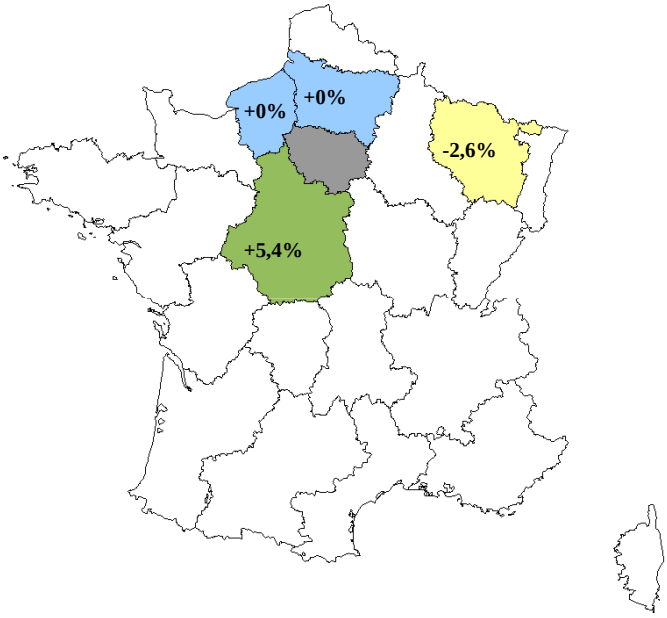
Au final, l'effet prix de la taxe, loin d'engendrer une diminution uniforme de la production, joue un rôle de relocalisation de la production. L'étude d'un autre produit que le bois-énergie, tel que le sciage feuillu par exemple, révèle un mécanisme similaire mais des effets moins nets au niveau des échanges interrégionaux. La taxe joue dans ce cas à la fois sur le coût des transports mais également sur le coût de la transformation de sorte que le surcoût dû au transport n'est pas largement majoritaire comme pour le bois-énergie [16], ce qui entraîne une « dilution » de l'effet transport dans l'effet total. Pour illustrer ce phénomène, la figure 6.7b montre l'évolution des niveaux d'importations de sciages feuillus dans la région IF. La réallocation des échanges est toujours en faveur des régions géographiquement proches (CE versus LO) mais l'effet est moins net, notamment en ce qui concerne les régions HN et PI.

15. IF=Ile-de-France, voir l'annexe G pour les sigles des autres régions.

16. pour les sciages feuillus, la transformation émet 4,5 kg éq C/m$^3$ et le transport 0,06 kg éq C/m$^3$ par km. Pour une distance de 100 km, les deux valeurs sont comparables.




(a) Exportations de bois-énergie vers l'Ile-de-France depuis les cinq régions exportatrices en 2020.




(b) Exportations de sciages feuillus vers l'Ile-de-France depuis les quatre régions exportatrices en 2020.

Figure 6.7: Exportations de bois-énergie et de sciages feuillus vers l'Ile-de-France depuis les quatre régions exportatrices en 2020.

## 6.4 Analyse des substitutions intersectorielles

La section précédente a mis en évidence les effets prix de la taxe. Dans cette section nous intégrons l'effet compétition avec les substituts non-bois. L'objectif est de montrer que la taxe peut induire des effets de substitution entre produits et ainsi augmenter la production et la consommation de certains produits bois. Dans une première partie nous analysons les variations de la production. Ensuite nous comparons l'augmentation de consommation de bois-énergie avec une mesure de subvention directe testée dans le chapitre précédent. Enfin nous détaillons l'effet d'une modification de l'assiette de la taxe.

### 6.4.1 Effets sur la production

Le graphique 6.8 décrit les variations de la production de produits bois de première et seconde transformation lorsque la taxe est introduite. Deux cas sont considérés : le cas où la filière est isolée (section précédente) qui illustre l'effet prix de la taxe et le cas où les produits bois des marchés portes et fenêtres en bois, revêtements de sols en bois, sacs papier et bois-énergie sont en compétition avec leurs substituts non-bois. Les compétitions entre les autres produits bois (pâtes, panneaux, sciages feuillus et résineux et placages) et leurs substituts ne sont pas représentés et les effets mesurés sont dus à des mécanismes indirects que nous expliquons plus loin.

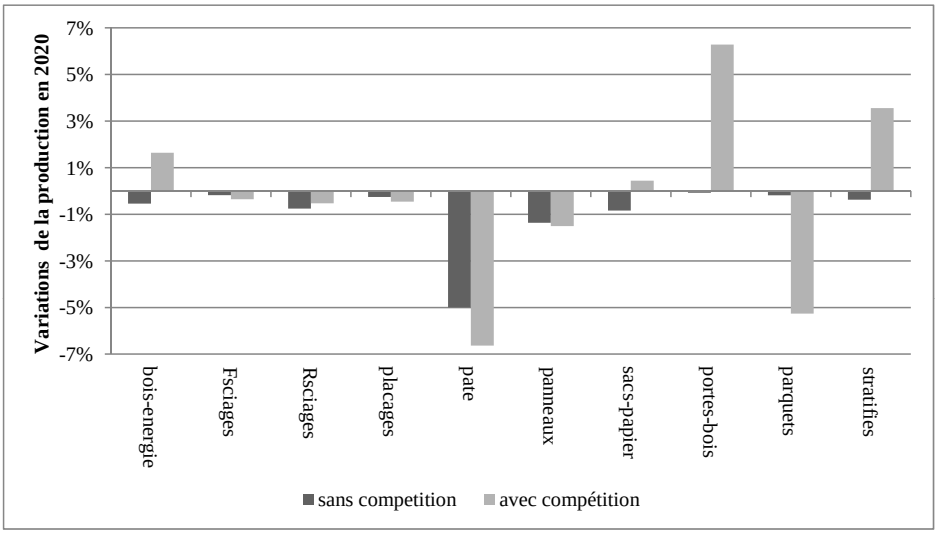



Figure 6.8: Production de produits transformés en 2020 avec et sans compétition.

On distingue deux catégories parmi les produits bois en compétition :

- Ceux dont la production bénéficie de l'introduction de la taxe : le bois-énergie, les stratifiés, les portes et fenêtres bois et les sacs en papier. L'effet substitution surcompense l'effet prix pour ces quatre produits.
- Les parquets dont la production diminue après mise en place de la taxe. L'introduction de la compétition accentue la baisse de production. Ils souffrent de la concurrence avec les stratifiés qui émettent moins de carbone et dont les prix sont moins affectés par la taxe.

Les autres produits sont affectés indirectement par la taxe. La filière trituration (pâtes et panneaux) est en compétition pour le même produit primaire (bois d'industrie et bois-énergie, BIBE) que le bois-énergie. Ainsi, l'augmentation de la production de bois-énergie se traduit par une baisse de celle des produits de trituration.

L'effet sur les sciages et les placages est plus complexe et résulte de deux mécanismes opposés. D'une part, une partie de la production de bois d'œuvre dont ils sont issus est liée à la production de BIBE qui augmente comme le montre la figure 6.9. D'autre part, la production de ces produits est en compétition avec celles des portes et fenêtres pour le bois d'œuvre. Au final l'effet est mitigé : la représentation de la compétition bénéficie légèrement à la production des sciages résineux mais diminue la production de sciages feuillus et des placages par rapport à la situation sans compétition.

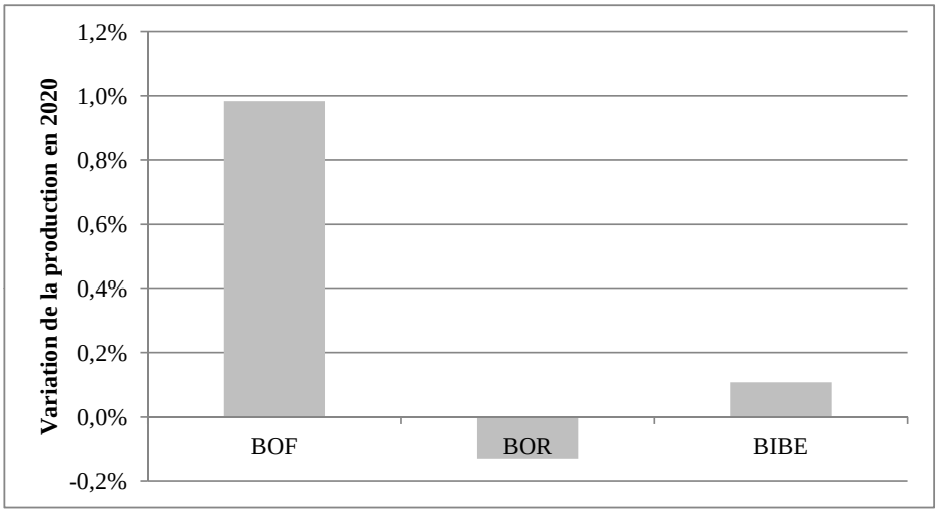



Figure 6.9: Production de produits primaires avec taxe et avec compétition en 2020.

D'une manière générale, l'introduction de la compétition sur la production régionale de bois-énergie (graphique 6.10) augmente les productions régionales. Toutefois, quatre régions échappent à la règle (CE, BO, AU, PA). Ces quatres régions sont exportatrices et nous expliquons ce phénomène par le même mécanisme que celui décrit dans la section précédente. La production dans les régions habituellement importatrices, ou dans les régions proches des régions importatrices, engendre une relocalisation de la production et des échanges qui conduisent, pour certaines régions (notamment celles éloignées des grands bassins de consommation), à réduire leur production. C'est le cas de ces quatre régions.

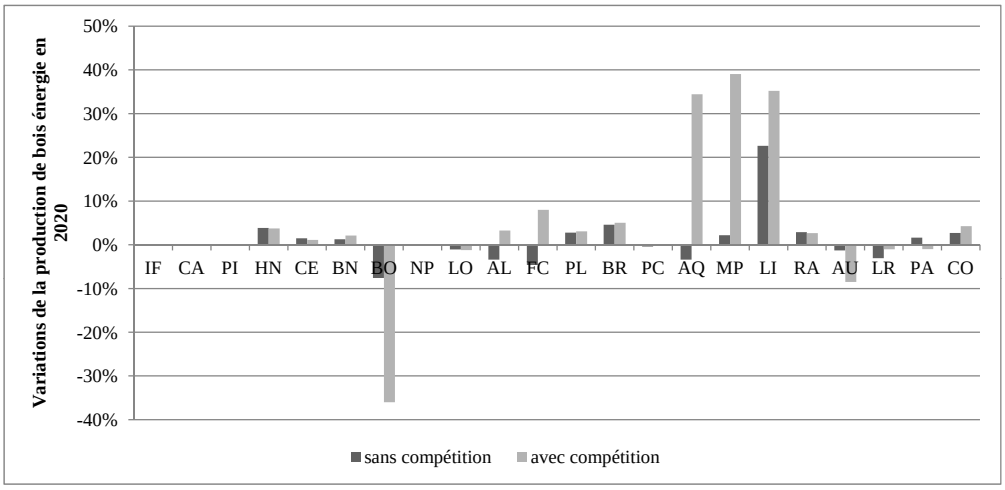



Figure 6.10: Effet de l'introduction de la compétition sur la production régionale de bois-énergie.

### 6.4.2 Conséquences sur la consommation de bois-énergie et comparaison avec le chapitre 5

L'augmentation de la consommation de bois-énergie en 2020 est de l'ordre de 0,93 $Mm^3$ (+ 4,1 %) dans le cas de la taxe alors qu'il était de l'ordre de 5,49 $Mm^3$ (+ 21 %) dans le cas de la subvention à la consommation (chapitre 4). Ainsi l'augmentation de la consommation de bois-énergie avec une taxe carbone est 4 à 5 fois plus faible que celle entraînée par la subvention directe.

La différence entre les effets de la taxe et de la subvention s'explique par deux mécanismes différents de transmission du signal prix du carbone. Dans le cas de la taxe, le coût de changement de système de chauffage et les contraintes que suppose le chauffage au bois (stockage, émissions de particules) sont implicitement pris en compte *via* la valeur de l'élasticité prix croisée $\epsilon_{p,s}$ qui mesure la variation de la demande en bois-énergie en réaction à une variation du ratio constitué par le prix de l'énergie alternative sur le prix du bois-énergie [17]. La prise en compte de cette élasticité et du ratio de prix auquel elle fait référence dans la fonction de demande composite représente ainsi l'évolution de la consommation de bois-énergie en fonction de l'évolution des prix des autres énergies, et capture ainsi mieux les coûts du processus de *fuel switch* que ne le fait la subvention directe dans le chapitre 4, modulée uniquement par l'élasticité prix de la demande.

### 6.4.3 Effet d'une modification de l'assiette de la taxe

Les productions de matériaux tels que l'acier, le ciment, l'aluminum ou les matières plastiques sont fortement émettrices de GES. C'est pourquoi les producteurs sont soumis au dispositif européen d'échange de droits d'émission EU-ETS. Toutefois afin de limiter la concurrence deloyale que font subir les industries homologues implantées dans des pays non soumis au dispositif EU-ETS, il a été envisagé de ne pas recourir au mode de vente aux enchères pour ces industries en leurs fournissant gratuitement les quotas d'émissions. Or dans l'hypothèse de la mise en place d'une taxe carbone, la filière bois serait, elle, soumise au prix tutélaire du carbone, ce dernier n'étant *a priori* pas égal au prix de marché résultant de l'échange de droits d'émission [18]. Ainsi, même dans l'hypothèse où les industriels de l'acier ou du ciment achètent leurs quotas aux enchères, le prix de ceux-ci ne suit pas nécessairement la même tendance que le prix tutélaire de la taxe. Autrement dit filière bois et filières soumises aux quotas ne réagissent pas au même signal prix du carbone.

Il n'est donc pas illégitime d'imaginer une situation où la filière bois supporterait un certain coût carbone pendant que les filières productrices de produits substituts supporteraient un niveau inférieur voire nul.

17. L'annexe D.1 montre qu'une incertitude entoure l'estimation de ces élasticités nécessitant une investigation économétrique supplémentaire.
18. Voir l'annexe E pour une comparaison des deux notions.

Nous choisissons d'illustrer cette situation en simulant deux alternatives à la taxe uniforme : pour l'une d'elles, les filières en compétition sont soumises à la taxe mais à hauteur de 50 %, pour l'autre, les filières non-bois ne sont pas soumises à la taxe. Dans ces deux cas, la filière bois continue d'être soumise à la taxe à hauteur de 100 %. Les résultats sont présentés sur le graphique 6.11.

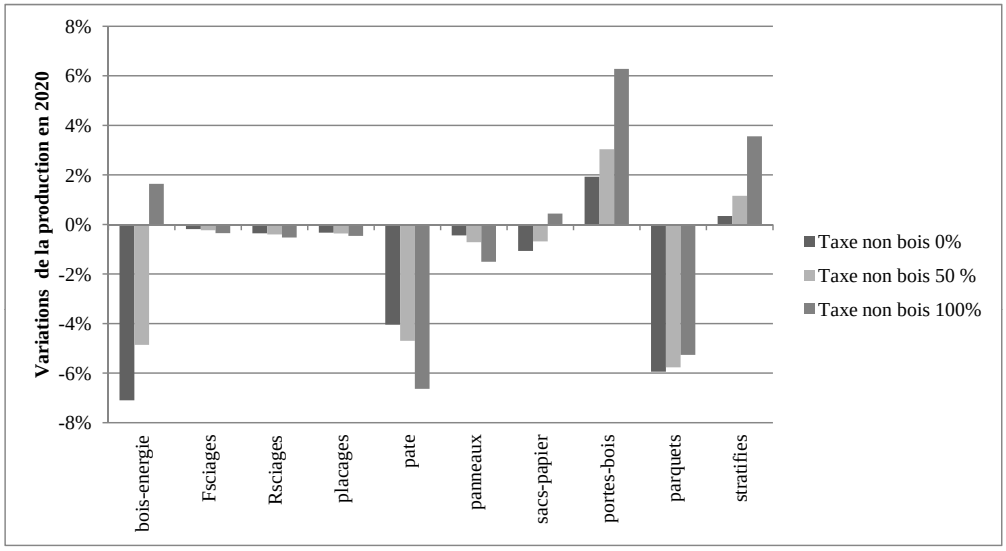



Figure 6.11: Conséquences d'une modification de l'assiette de la taxe en faveur des produits non-bois. Variations de la production en 2020.

Le graphique montre que seuls deux produits, les stratifiés et les portes et fenêtres en bois restent compétitifs pour les deux niveaux de taxes alternatifs sur les filières non-bois. Le bois-énergie et les sacs papiers ne sont plus compétitifs dès la modalité « 50 % ». Nous mettons en évidence qu'avec un taux de taxe de 80 % pour les produits non-bois, la production de bois-énergie est encore inférieure à celle du scénario de référence. En revanche la production des sacs papiers augmente légèrement par rapport au scénario de référence.

Ces résultats suggèrent que l'introduction d'un coût carbone différencié peut conduire certaines filières bois à perdre leur avantage comparatif par rapport à leurs substituts. En cas d'exemption de certains marchés, et dans le cas d'une généralisation de la vente aux enchères des quotas d'émissions, une manière de réduire cet effet serait de fixer une borne basse le prix de marché qui résulte de l'échange à l'aide d'un « prix plancher ». Cette

mesure permettrait de s'assurer que prix tutélaire du carbone et prix de marché sont du même ordre de grandeur.

## 6.5 Conclusion

Après l'échec de la CCE, l'échéance de la mise en place d'une taxe carbone en France est aujourd'hui incertaine. Malgré les bénéfices environnementaux de cette mesure, l'acceptation sociale bute sur l'existence de coûts sociaux qu'il faudrait consentir à supporter, au moins dans un premier temps. Pourtant ces coûts dépendent *in fine* largement de la manière dont les recettes de la taxe sont redistribuées. Même si l'existence d'un double dividende fort, qui ferait de cette mesure un potentiel « sans-regret », est remise en cause, les économistes s'accordent à dire qu'une baisse des prélèvements distorsifs, notamment en allégeant le coût du travail, pourrait conduire à un double dividende faible, une partie des coûts techniques de mise en place étant compensés par la baisse des prélèvements sociaux. L'évolution temporelle de ces coûts sociaux est également sujette à discussion. Le modèle IMACLIM-R en représentant le progrès technique induit donne, malgré des coûts de court terme généralement plus importants que pour les autres modèles, une évolution concave de ces coûts pour des niveaux de réduction d'émission croissants.

Alors que les coûts de la taxe carbone sont mis en avant, l'objectif de ce chapitre était de présenter les bénéfices potentiels d'une taxe carbone pour la filière bois. Pour cela, nous avons mobilisé une version légèrement modifiée de FFSM afin d'introduire de nouveaux marchés et la compétition explicite entre produits bois et non-bois pour ces marchés.

Les résultats des simulations mettent tout d'abord en évidence que, globalement, la production de produits bois augmente avec l'introduction de la taxe. Cet effet s'explique par une substitution de la consommation de produits non-bois, généralement plus émetteurs dans les processus de transformation, avec des produits bois. Il existe néanmoins des exceptions, le cas des parquets est en cela révélateur, leur transformation émettant plus de $CO_2$ que celle des stratifiés (également en bois), ces derniers profitant d'un avantage compétitif en cas de surcoût carbone.

Il s'agit là d'un effet qui repose essentiellement sur la comparaion des émissions de carbone engendrées par la transformation et le transport. FFSM mesure ainsi l'intensité de la substitution, fonction notamment de la valeur de l'élasticité prix croisée choisie. De plus, FFSM met en évidence trois résultats non intuitifs.

Tout d'abord, pour les produits bois dont la production bénéficie de la taxe au niveau national, nous avons montré que cet effet ne se retrouvait pas systématiquement au niveau régional. L'étude d'une filière bois isolée a souligné le fait que l'augmentation des coûts de transport due à la taxe entraînait une réallocation de la production et une modification des échanges. Par conséquent, même si la production augmente au niveau national, elle

diminue dans certaines régions, notamment les régions exportatrices éloignées des bassins de consommation.

Ensuite, l'augmentation de la consommation de bois-énergie entraînée par la taxe est 4 à 5 fois plus faible que celle entraînée par la subvention directe à la consommation dans le chapitre 4. Ce phénomène s'explique par une prise en compte des imperfections de marché lié au changement de système de chauffage (*fuel switch*) dans le cas de la taxe.

Enfin les bénéfices que peut retirer la filière bois de la mise en place d'une taxe dépend de l'assiette de celle-ci. Si les matériaux constitutifs des substituts non-bois (tels que l'acier ou les énergies fossiles) sont exemptés de taxe, le bénéfice est réduit voire inexistant. Nous avons montré que dans le cas où le coût carbone supporté par les produits substituts était deux fois plus faible que le coût supporté par les produits bois, le bois-énergie et les sacs en papier ne bénéficient plus de la taxe.

Notre objectif dans ce chapitre était davantage de définir les mécanismes par lesquels une taxe affecte la filière que de donner une liste complète des effets sectoriels de celle-ci. Néanmoins, cette étude sectorielle complète est un objectif à court terme et nécessite des améliorations au niveau du calcul des contenus carbone des processus de transformation de tous les produits bois et des produits non-bois en compétition. En outre, une estimation économétrique des élasticités prix croisées de la demande est nécessaire pour préciser la réaction de la demande des produits bois à l'évolution des prix des produits non-bois. Enfin, il serait intéressant de déterminer le bilan économique et le bilan environnemental de la taxe. Il faudrait pour cela coupler FFSM avec un modèle en équilibre général qui permettrait de (1) capter les coûts pour les filières en compétition et les effets de redistribution et (2) l'évolution de la consommation des produits non-bois afin de dresser une comptabilité complète des variations d'emissions de $CO_2$.

# Bibliographie


Barthes, J. (2010). Modèle économique de filière : compétition entre bois et autres matériaux. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF, Nancy.

Bovenberg, A. et De Mooij, R. (1994). Environmental levies and distortionary taxation. *American Economic Review*, 84:1085–1089.

Chiroleu-Assouline, M. (2001). Le double-dividende, les approches théoriques. *Revue française d'économie*, 16:119–148.

Combet, E., Ghersi, F., Hourcade, J.-C. et Thubin, C. (2009). Économie d'une fiscalité carbone en France. Rapport technique, CIRED.

Goulder, L. H. (1995). Environmental taxation and the double dividend : a reader's guide. *International Tax and Public Finance*, 2:157–183.

Jancovici, J.-M. (2007). Guide des facteurs d'émissions version 5.0. Rapport technique, ADEME et Mission interministérielle sur l'effet de serre.

Lebègue, D. (2005). Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport technique, Commissariat Général au Plan.

Pearce, D. (1991). The role of carbon taxes in adjusting to global warming. *The Economic Journal*, 101:938–948.

Poterba, J. (1991). Is the gasoline tax regressive ? *Tax Policy and the Economy*, 5:145–164.

Quinet, A. (2009). La valeur tutélaire du carbone. *Rapport du Conseil d'Analyse Stratégique*, 2009-16.

Rocard, M. (2009). Rapport de la conférence des experts et de la table ronde sur la contribution climat et énergie. Rapport technique, MEEDDM.

SOeS et SitraM (2008). Enquêtes auprès des opérateurs ferrovières/ Voies navigables de France. Rapport technique, Commissariat général au développement durable.

Traisnel, J.-P., Joliton, D., Laurent, M.-H., Caffiaux, S. et Mazzenga, A. (2010). Habitat facteur 4. Rapport technique, CLIP (Club d'Ingénierie Prospective Energie et Environnement).

# Chapitre 7

# Conséquences des politiques de mobilisation de bois-énergie en France

## Sommaire


**7.1 Le bois-énergie en France : état des lieux . . . . . 216**

7.1.1 Aspects économiques et environnementaux de l'utilisation de bois pour la production d'énergie . . . . . 216

7.1.2 Le bois-énergie : un élément central dans la réponse nationale aux objectifs communautaires en matière d'énergie renouvelable . . . 222

7.1.3 Les plans de mobilisation modifient les flux de produits bois-énergie 226

7.1.4 Conclusion de la section . . . . . 228

**7.2 Modéliser la mobilisation supplémentaire de bois-énergie forestier dans FFSM . . . . . 229**

**7.3 Politiques de mobilisation et stock forestier : dynamique de la ressource et tensions économiques . . . . . 232**

7.3.1 Imposer une disponibilité supplémentaire limitée dans FFSM . . 233

7.3.2 Impacts des politiques sur la dynamique des niveaux de ressource 234

7.3.3 Transmission des tensions sur la ressource à l'économie de la filière 242

7.3.4 Conclusion de la section . . . . . 244

**7.4 Impacts économiques sur la filière bois . . . . . 244**

7.4.1 Impacts des politiques sur l'économie de la filière BIBE . . . . . 245

7.4.2 Politiques de mobilisation et balance commerciale . . . . . 249

7.4.3 Impacts des politiques de mobilisation de bois-énergie sur la filière bois d'œuvre . . . . . 250

7.4.4 Conclusion de la section . . . . . 251

**7.5 Coûts des politiques . . . . . 252**

**7.6 Conclusion . . . . . 256**

Les deux chapitres précédents simulent des mesures politiques fictives pour comparer les conséquences du choix du levier d'atténuation (chapitre 5) et celles de la mise en place d'une taxe carbone intersectorielle sur la filière forêt-bois (chapitre 6). Dans ce troisième et dernier chapitre de simulation, notre objectif est d'examiner les conséquences des politiques de mobilisation de bois-énergie réellement à l'œuvre en France.

La directive européenne 2009/28/EC porte à 23 % l'objectif d'incorporation d'énergie renouvelable dans le mix énergétique français à l'horizon 2020. Afin d'honorer ces objectifs ambitieux la France s'est engagée sur la voie de la substitution énergétique, en favorisant notamment la consommation de bois-énergie en substitution aux énergies fossiles.

En 2010, la France consommait au total plus de 10 Mtep de bois-énergie dont plus 80 % provenait de l'autoconsommation et des échanges sur les marchés informels (Montagné et Niedzwiedz, 2009). Ces modes de consommation, difficiles à quantifier, montrent également une filière « artisanale » et rurale dont le développement est freiné à plusieurs niveaux : absence de filière d'approvisionnement à grande échelle, coûts du changement de systèmes de chauffage ou présence d'émissions de particules toxiques rendant l'utilisation du bois complexe en milieu urbain.

Depuis la fin des années 90 plusieurs programmes de dynamisation de la filière ont été mis en place. Ces programmes ont pour objectif de structurer la filière en distribuant des aides au changement de système de chauffage pour les particuliers, en développant les chaufferies collectives, les réseaux de chaleur et les filières d'approvisionnement ou en mettant en place des projets de cogénération de chaleur et d'électricité.

Au sein de la communauté forestière, l'accueil réservé à ces programmes est mitigé. Certains voient d'un bon œil la mise en place d'une véritable filière énergie, source potentielle d'emplois et de réduction du déficit commercial de la France pour les produits bois. D'autres craignent une compétition avec la filière trituration (pâtes à papier et panneaux de particules) en concurrence pour le même type de produit forestier (BIBE) que le bois-énergie. D'autres encore, dans un contexte d'incertitude sur la disponibilité supplémentaire en bois [1], s'inquiètent des tensions éventuelles sur la ressource forestière.

Pour répondre à ces incertitudes, la politique de mobilisation « idéale » doit ainsi (1) permettre une relance économique de la filière à coût raisonnable, (2) éviter les effets de compétition avec les autres filières, notamment la filière trituration et (3) maintenir un niveau de récolte soutenable en forêt.

1. Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) estiment qu'une disponibilité brute supplémentaire d'environ 40 à 50 $Mm^3$/an de bois sur pied est présente en forêt. En enlevant la ressource techniquement difficile à exploiter, ou exploitable mais à des prix supérieurs au prix actuel du marché, la ressource supplémentaire de bois industrie et bois-énergie (BIBE), matière première des produits bois-énergie forestiers, serait de 12 $Mm^3$/an.

L'objectif de ce chapitre est d'analyser les politiques à l'œuvre à travers ce cahier des charges. Pour cela trois niveaux d'analyse sont considérés. D'une part, nous analysons les impacts des politiques sur la dynamique de la ressource forestière afin de mesurer les éventuelles tensions. D'autre part, nous détaillons les impacts sur les variables économiques en analysant les effets de compétition, d'entraînement et les conséquences sur la balance commerciale. Cela nous permet enfin de calculer les coûts des politiques pour trois groupes d'agents : les consommateurs, les producteurs et l'État. Avant cela, la première section présente la filière forêt-bois française et la seconde décrit les politiques simulées.

## 7.1 Le bois-énergie en France : état des lieux

L'objectif de cette section est d'établir un panorama de la filière bois-énergie française depuis la fin des années 1990. Pour bien cerner l'enjeu de l'utilisation du bois-énergie, nous détaillons dans un premier temps les caractéristiques des combustibles bois et nous comparons leurs performances économiques et environnementales avec celles des combustibles fossiles. Nous dressons ensuite une chronologie des textes nationaux et communautaires en faveur de la mobilisation de biomasse énergie. Enfin, nous présentons les mesures opérationnelles qui participent à la réalisation des objectifs énoncés dans ces textes en insistant notamment sur les modifications des flux qu'elles sont susceptibles d'entraîner dans la filière.

### 7.1.1 Aspects économiques et environnementaux de l'utilisation de bois pour la production d'énergie

#### Caractéristiques des principaux produits bois-énergie

Le tableau 7.1 regroupe les informations sur l'origine, l'utilisation et les caractéristiques énergétiques des six principaux combustibles bois en France : les bûches, les plaquettes forestières, les écorces, les copeaux et sciures, les briquettes et granulés et les déchets industriels banals.

Les produits sont séparés en fonction de leur provenance :

1. Les bûches et plaquettes forestières sont des produits directement issus de l'exploitation forestière et sont transformées sur le lieu même de l'exploitation ;
2. Les écorces, les copeaux et les sciures sont des produits issus de la première transformation du bois, ils sont appelés « produits connexes de scieries » (PCS). Les briquettes et les granulés sont des produits composites intégrant une part variable de plaquettes forestières et de résidus de scieries (sciures et copeaux), nous les considérons également comme des PCS ;

3. Les déchets industriels banals (DIB) sont issus des industries de la seconde transformation du bois (meubles, palettes, etc) ou de la démolition (fin de vie des produits bois).

La caractéristique énergétique des produits est donnée sous la forme du pouvoir calorifique inférieur ou PCI [2]. Comme les chiffres du tableau le montrent, l'humidité du combustible bois est un paramètre déterminant pour évaluer son pouvoir énergétique. Les combustibles bois ont un taux d'humidité variant de 8 % (granulés et briquettes) à 50 % (bois vert).

Le tableau 7.1 permet en outre de distinguer quatre groupes de consommateurs de combustibles bois :

1. Les particuliers qui consomment essentiellement des bûches, des granulés et des briquettes ;
2. Les chaufferies collectives et les réseaux de chaleur qui consomment des plaquettes, des PCS et des DIB ;
3. Les chaufferies industrielles qui consomment également des plaquettes, des PCS et des DIB ;
4. Les usines de cogénération qui produisent de l'électricité à partir de la biomasse et qui consomment essentiellement des plaquettes forestières.

La diversité des formes (granulométrie), des modes de production et des modes de consommation, et donc des circuits commerciaux, entraîne une grande amplitude dans les prix des combustibles bois. Le tableau 7.2 synthétise les informations des études de l'ADEME (2010b) et de Colin *et al.* (2009) et montre que les prix des combustibles s'échelonnent de 5 à 80 €/MWh PCI selon les produits.

La table 7.3 permet de comparer les coûts par MWh PCI pour différentes sources d'énergie. Les combustibles bois sont en général moins coûteux sauf les granulés et les briquettes. Ceci s'explique par une production plus complexe (compactage de la sciure) et surtout par une densité énergétique plus importante et un mode de commercialisation plus coûteux (ensachage, vente au détail).

2. Le pouvoir calorifique d'un corps est la quantité de chaleur dégagée par la combustion d'une unité de masse de ce corps. Le pouvoir calorifique est dit supérieur s'il prend en compte la chaleur latente de la vapeur d'eau (chaudières à condensation). Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) est mesuré à pression constante (à l'air libre), donc en tenant compte des pertes énergétiques liées à l'évaporation de l'eau.

| Produit | Provenance | Utilisation | PCI (MWh/tonne) (sources : ADEME (2008), Chasset (2007)) |
|---|---|---|---|
| Bûches | Forêt (rondins) | Autoconsommation domestique (cheminées, chaudières, poêles, etc) | 3,9 à 20 % d'humidité |
| Plaquette forestière (verte si elle contient du bois, de l'écorce et des feuilles ; grise si elle contient de l'écorce et du bois et blanche si elle contient uniquement du bois) | Forêt (houppier, éclaircies, souches) | Plaquettes humides (20/25 % d'humidité) : cogénération ou grosses chaufferies collectives ; plaquettes sèches (30/35 % d'humidité) : petites chaufferies collectives et chaufferies domestiques | Entre 3,6 (à 25 % d'humidité) et 2,5 (à 40 % d'humidité) |
| Écorces | PCS (écorcage en scierie) | Grosses chaufferies collectives et industrielles | Entre 1,6 et 2,8 pour des taux d'humidité allant de 20 à 40 % |
| Copeaux et sciures | PCS | Soit énergie directe (autoconsommation des scieries) ou compactage pour briquettes et granulés | De 2,2 à 4,3 (pour des taux respectifs d'humidité de 50 et 12 %) |
| Briquettes et granulés (pellets) | Sciures (transformation de PCS), parfois plaquettes forestières (granulés) | Domestique | 4,6 (taux d'humidité entre 8 et 10 %) |
| Déchets industriels banals ou plaquettes d'industrie de classe A et B (classe A : non traités ; classe B : traités, classe C : traités avec métaux lourds, créosote ou organo-chlorés) | Fin de vie des produits bois | Grosses chaudières (cogénération) équipées de systèmes de traitement de fumées (classe B). Incinération pour les produits de classe C | De 2,7 à 4 (humidité respective de 40 et 20 %) |

Tableau 7.1: Caractéristiques physiques des six principales formes de combustible bois-énergie.

| Produit | Prix ($€_{2009}$/MWh PCI) avec transport (prix entrée chaufferie) (source : ADEME (2010b)) | Prix de la livraison ($€_{2009}$/MWh PCI) et % dans le prix final (source : ADEME (2010b)) | Coûts de production ($€_{2009}$/MWh PCI). Source : Colin *et al.* (2009) conversion avec $1\,m^3 = 2{,}12\,MWh$ |
|---|---|---|---|
| Bûches | 21 à 35 (pour les particuliers, en fonction de la taille des produits) | 1,9 (5%) (particulier) | 9-15 |
| Plaquettes forestières | 17 à 30 (collectivités et particuliers, en fonction de la granulométrie) | 5,2 (16%) (particulier) | 11-17 |
| Écorces | 5 à 11 (collectivités) | 1,7 (30%) (collectivités) | |
| Copeaux et sciures | 8 à 18 | 2,8 (26%) (collectivités) | |
| Briquettes et granulés (pellets) | 62 à 80 (particuliers) | 16 à 29 (9% à 13%) (particuliers) | |
| Déchets industriels banals | 8 à 11 (collectivités et industriels) | 1,5 (14%) (collectivités) | |

Tableau 7.2: Prix des six principales formes de combustible bois-énergie.

| | Gaz | Électricité | Fioul | Granulés-briquettes | DIB | Copeaux-sciures | Écorces | Plaquettes-forestières | Bûches |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Prix en $€_{2009}$/MWH PCI | 60 | 120 | 65 | 62-80 | 8-11 | 8-18 | 5-11 | 17-30 | 21-35 |

Tableau 7.3: Comparaison des coûts des combustibles bois et des combustibles fossiles en €/MWh PCI (source : ADEME (2010b)).

**Conséquences environnementales de l'utilisation de combustibles bois**

La comparaison des émissions liées à l'utilisation de différents types d'énergies pour le chauffage sur la figure 7.1 montre qu'à service énergétique identique, les produits bois émettent moins de GES que les combustibles non-bois. Cette figure se base sur les chiffres de Petersen (2006) pour les produits bois en Norvège [3] et Traisnel *et al.* (2010) pour les combustibles fossiles en France. Petersen (2006) prend en compte l'ensemble des émissions liées à la récolte, au transport, à la production et les émissions de GES autres que le $CO_2$ lors de la combustion de bois [4 5]. Traisnel *et al.* (2010) ne prennent en compte que les émissions « directes » : les émissions liées à la combustion pour le charbon, le gaz et le fioul et le fonctionnement des centrales pour l'électricité. En particulier les émissions liées à l'extraction ou au transport ne sont pas prises en compte.

La méthodologie utilisée par Petersen (2006) prend donc explicitement l'amont de la filière bois-énergie (production et transport) alors que Traisnel *et al.* (2010) n'en tiennent pas compte. Bien que cette différence « défavorise » les produits bois, les niveaux d'émissions de ces derniers sont 7 à 30 fois inférieurs à ceux des énergies fossiles.

Petersen (2006) montre qu'environ la moitié des émissions pour les produits bois sont liées à la mise à disposition du combustible (transport, récolte, déchiquetage), l'autre moitié étant due à l'émission d'autres GES ($CH_4$ et $N_2O$). La plus grande source d'incertitude des chiffres est liée aux technologies utilisées pour la combustion (le rendement d'une cheminée à foyer ouvert est de moins de 10 % alors que le rendement d'une chaudière à flamme inversée peut atteindre 90 %).

Outre les émissions de GES, les chiffres des émissions de $SO_2$, $PO_4$ et de métaux toxiques liées à la combustion de produits bois et non-bois issus de Labouze et Le Guern (2005) pour la France sont synthétisés dans le tableau 7.4. Pour ces polluants, les conclusions sont moins favorables au bois. En particulier le gaz émet moins de $SO_2$ que les produits bois et la combustion de bois constitue un vecteur d'eutrophisation deux à quatre fois plus important que les autres combustibles [6].

3. Aucune étude d'émissions détaillée n'est disponible pour les produits bois en France. L'étude de Labouze et Le Guern (2005) pour l'ADEME ne précise pas quelles sont les opérations prises en compte dans le calcul des émissions.

4. Lorsqu'une forêt est exploitée à des fins énergétiques, le stock de bois se renouvelle en quelques dizaines d'années en fonction du mode de gestion adopté (voire en 3 à 5 ans pour les taillis à courte rotation). Il s'agit d'une durée très faible par rapport aux millions d'années nécessaires à la reconstitution des stocks d'énergies fossiles, c'est la raison pour laquelle les émissions de $CO_2$ engendrées par la combustion du bois ne sont pas considérées dans les analyses de cycle de vie du bois-énergie. Voir le chapitre 1 pour une explication détaillée du cycle du carbone dans la filière bois.

5. Les chiffres sont donnés en $CO_2$ par $m^3$ ou par tonne dans Petersen (2006). Nous les traduisons en $CO_2$/MWh grâce au tableau de l'annexe C.1

6. Pour les combustibles bois, les oxydes d'azote émis lors de la combustion sont les principaux contributeurs à l'eutrophisation des eaux.

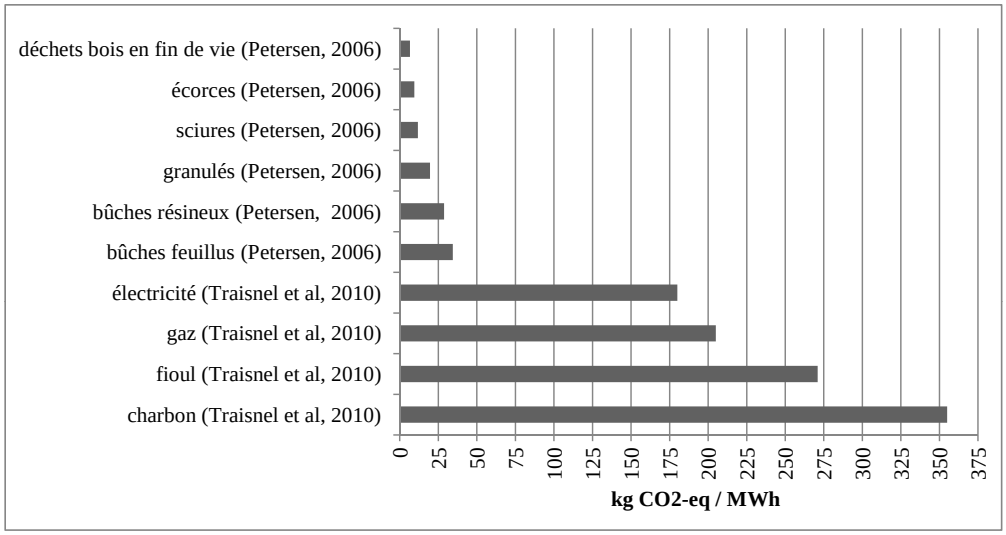



Figure 7.1: Comparaison des émissions de plusieurs combustibles pour le chauffage.

| | $SO_2$ (Acidification de l'air) | $PO_4$ (ou g éq $PO_4$) (Eutrophisation des eaux) | Métaux toxiques air | Métaux toxiques sols |
|---|---|---|---|---|
| Bûches (poêle) | 0,388 | 0,061 | 0,0212 | 0,00160 |
| Bûche (chaudière classique) | 0,360 | 0,057 | 0,0110 | 0,00150 |
| Plaquette (chaudière classique) | 0,358 | 0,061 | 0,0083 | 0,00250 |
| Granulés (poêle à granulés) | 0,395 | 0,055 | 0,0090 | 0,00330 |
| Gaz | 0,128 | 0,016 | 0,0002 | 0,00005 |
| Fioul | 0,904 | 0,037 | 0,0070 | 0,000001 |
| Électricité | 0,669 | 0,031 | 0,0014 | 0,000003 |

Tableau 7.4: Quatre types de pollution générée par les combustibles bois et non-bois. En en g/kWh utile.

**Synthèse**

L'ensemble de ces caractéristiques techniques et économiques montre que les combustibles bois sont globalement plus économiques et moins émetteurs de GES que les combustibles fossiles. Néanmoins le bois est un combustible encombrant (PCI de 2,8 MWh/t pour le bois à 40 % d'humidité contre 11,9 MWh/t pour le fioul) et l'exemple des granulés et briquettes montre que la réduction de la densité énergétique s'accompagne d'une augmentation du prix qui le rend moins compétitif face aux énergies fossiles. D'autre part l'émission de métaux toxiques peut rendre nécessaire un traitement des fumées si le bois est utilisé en milieu urbain par exemple. Enfin la filière bois-énergie est « jeune » [7] et les réseaux d'approvisionnement et les techniques de production se mettent en place progressivement sous l'impulsion de politiques dont nous voyons maintenant les déterminants.

### 7.1.2 Le bois-énergie : un élément central dans la réponse nationale aux objectifs communautaires en matière d'énergie renouvelable

La France, comme l'ensemble des pays de l'Europe des 15 a ratifié le Protocole de Kyoto et s'est engagée à réduire ses émissions de GES de 8 % sous le niveau de 1990 à l'horizon 2012. Outre la séquestration du carbone en forêt, dont on a vu dans le chapitre 1 qu'elle n'était pas considérée dans les textes officiels comme une mesure de réduction des émissions, deux voies sont possibles pour atteindre ces objectifs : les économies d'énergie et la substitution des énergies fossiles par les énergies renouvelables ou par l'énergie nucléaire.

**Niveau communautaire**

Depuis le début des années 2000, ces deux voies font l'objet de directives de la part de l'Union Européenne. Ces directives sont des textes énonçant des objectifs chiffrés de réduction d'émission, d'incorporation d'énergie renouvelable ou de réduction de l'intensité énergétique. Ces chiffres sont présentés au niveau communautaire et déclinés par pays en fonction des efforts relatifs à fournir.

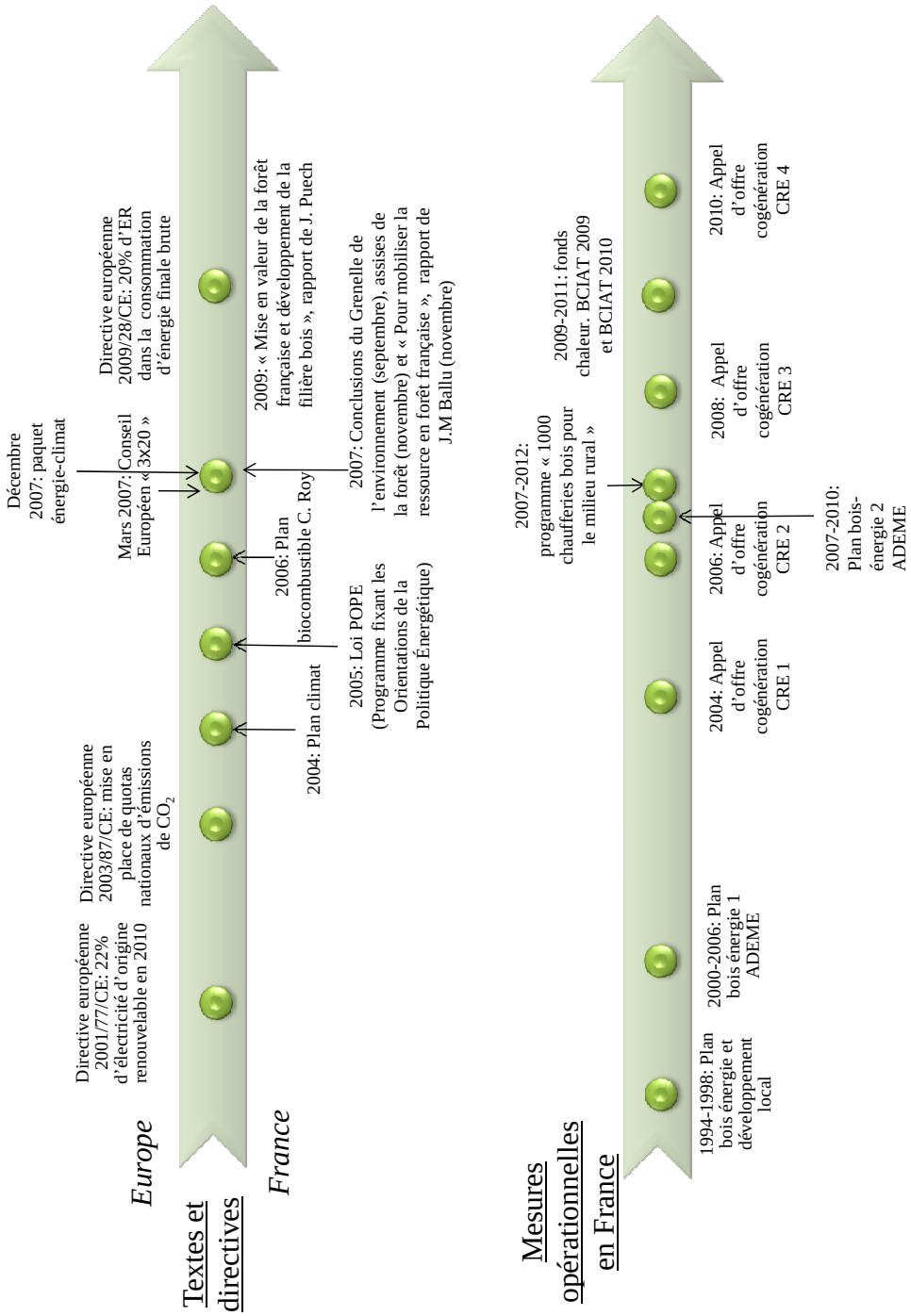
La figure 7.2 distingue quatre temps forts dans la position de l'Union Européenne.

1. En 2001 avec la directive 2001/77/CE dont l'objectif est de faire augmenter le taux d'électricité produite à partir de sources d'énergies renouvelables de 14 % en 1997 à 22 % en 2010 (de 15 % à 21 % pour la France) [8] ;
2. En 2003 avec la mise en place du système de quotas d'émissions européen EU-ETS ;

7. Nous ne parlons pas ici du bois autoconsommé qui constitue au contraire une filière énergétique très ancienne.

8. En 2010 la part d'électricité d'origine renouvelable était tombée à 14 % en France (SOeS, 2009), cette directive s'est donc soldée par un échec.

Figure 7.2: Textes et directives nationales et européennes et mesures politiques nationales pour la mobilisation du bois-énergie depuis la fin des années 1990.



3. En 2007 avec l'adoption les 8 et 9 mars d'une résolution dite des « $3 \times 20$ » par le conseil européen [9] et l'adoption, le 17 décembre, du paquet climat-énergie [10] ;
4. Enfin en 2009, en rappel de la résolution des « $3 \times 20$ », la directive 2009/28/CE fixe à 20 % la part d'énergie renouvelable dans la consommation d'énergie finale.

**Niveau national**

Au niveau communautaire, les objectifs chiffrés concernent les énergies renouvelables dans leur ensemble, chaque État est ensuite libre de développer la filière qu'il souhaite. Au niveau français, les objectifs des directives européennes sont repris dans l'énoncé du Plan Climat (2004) et de la Loi POPE (Programme fixant les Orientations de la Politique Énergétique, 2005). Cinq objectifs de la Loi POPE concernent ainsi directement ou indirectement la mobilisation de biomasse énergie, et notamment de bois-énergie :

1. Réduire les emissions de GES de 3 % par an pour atteindre le « facteur 4 » d'ici 2050 soit une réduction des émissions de 75 % par rapport au niveau de 2005 ;
2. Produire 10 % des besoins énergétiques français à partir de sources d'énergies renouvelables d'ici 2010 [11] ;
3. Produire 21 % de la consommation d'életricité à partir de sources renouvelables d'ici 2010 ;
4. Accroître la production de chaleur renouvelable de 50 % d'ici 2010. C'est-à-dire augmenter la consommation de bois-énergie de 10 Mtep/an à 15 Mtep/an ;
5. Augmenter la part de biocarburants dans l'essence et le gazole pour atteindre 5,75 % au 31/12/2010 (4 % au 31/12/2009)

Ces objectifs ambitieux ont été appuyés et complétés par les conclusions du Grenelle de l'environnement et les assises de la forêt en 2007. En outre les objectifs de la Loi POPE sont repris dans le Plan biocombustibles établi en 2006 par Claude Roy, coordinateur interministériel pour la valorisation de la biomasse. Les deux rapports successifs de Ballu (2007) et de Puech (2009) insistent quant à eux sur la disponibilité forestière et proposent des éléments de solutions pour mobiliser cette ressource.

9. Cette résolution porte à 20 % la réduction des émissions de GES par rapport à 1990 à l'horizon 2020 ; fixe à 20 % la part des énergies renouvelables dans la consommation énergétique totale et, enfin, demande de réaliser 20 % d'économies d'énergie.

10. Il s'agit d'un paquet de directives comportant 6 composantes principales : (1) directives sur les énergies renouvelables, (2) directives sur les échanges de permis d'émissions, (3) décision sur le partage des efforts des États en matière de réduction d'émissions de gaz à effet de serre (hors ETS), (4) directive sur le captage et stockage de $CO_2$, (5) directive sur la qualité des carburants et (6) règlement sur la réduction des émissions de $CO_2$ des voitures.

11. D'après SOeS (2009), en 2009, les énergies renouvelables comptaient pour 8,3 % du mix énergétique total en France

**Plans de dynamisation de la filière**

Plusieurs mesures opérationnelles ayant directement ou indirectement un impact sur la mobilisation du bois-énergie en France ont suivi ces textes.

*Mesures ayant un impact direct*

1. *Les plans bois-énergie de l'ADEME.* Trois plans se sont succédés depuis le milieu des années 1990. L'objectif de ces plans est d'aider à la mise en place et à l'approvisionnement des chaufferies collectives et individuelles (ADEME, 2008) ;
2. *Les appels d'offre de la Commission de Régulation des Énergies (CRE).* Sous l'impulsion de la Loi POPE et du Plan biocombustible quatre appels d'offre pour des projets de cogénération de biomasse ont été lancés depuis 2003. Le dernier appel d'offre a été lancé fin 2010 (CRE, 2010, 2005, 2007, 2009) ;
3. *Le programme 1000 chaufferies pour le milieu rural.* L'ADEME et la fédération des communes forestières (FNCOFOR) ont signé en 2007 un accord pour le développement de 1000 chaufferies sur la période 2007-2012. L'échelle visée est celle d'une charte forestière de territoire, d'un pays, d'un parc naturel ou d'une intercommunalité ;
4. *Les appels d'offre du fonds chaleur.* Ces appels d'offre s'adressent aux entreprises de tous les secteurs qui souhaitent investir dans des projets de chauffage collectif. Plusieurs types d'énergies sont concernés : les énergies renouvelables (biomasse sylvicole et agricole, solaire, géothermie) mais également les énergies de récupération (chaleur issue de l'électricité ne bénéficiant d'aucun tarif de rachat régulé par exemple).

*Mesures ayant un impact indirect*

1. Baisse de la TVA de 19,6 à 5,5 % sur les abonnements aux réseaux de chaleur (Loi n°2006-872 du 13 juillet 2006) ;
2. Dispositif des certificats d'économie d'énergie (CEE) qui reposent sur les décrets du 23 mai 2006 (n° 2006-600, n° 2006-603, n° 2006-604). Grâce à ce dispositif tout organisme (public ou privé) qui réalise des économies d'énergie se voit délivrer une quantité de CEE qu'il peut ensuite revendre aux producteurs d'énergie (la mise en place d'une chaudière au bois peut ainsi délivrer des CEE) ;
3. Crédit d'impôt sur les appareils de chauffage au bois. Depuis la nouvelle Loi de finance de 2011 ce crédit d'impôt est de 22 % sur les appareils de chauffage neufs et 35 % pour le remplacement d'appareils usagés (50 % en 2006).

### 7.1.3 Les plans de mobilisation modifient les flux de produits bois-énergie

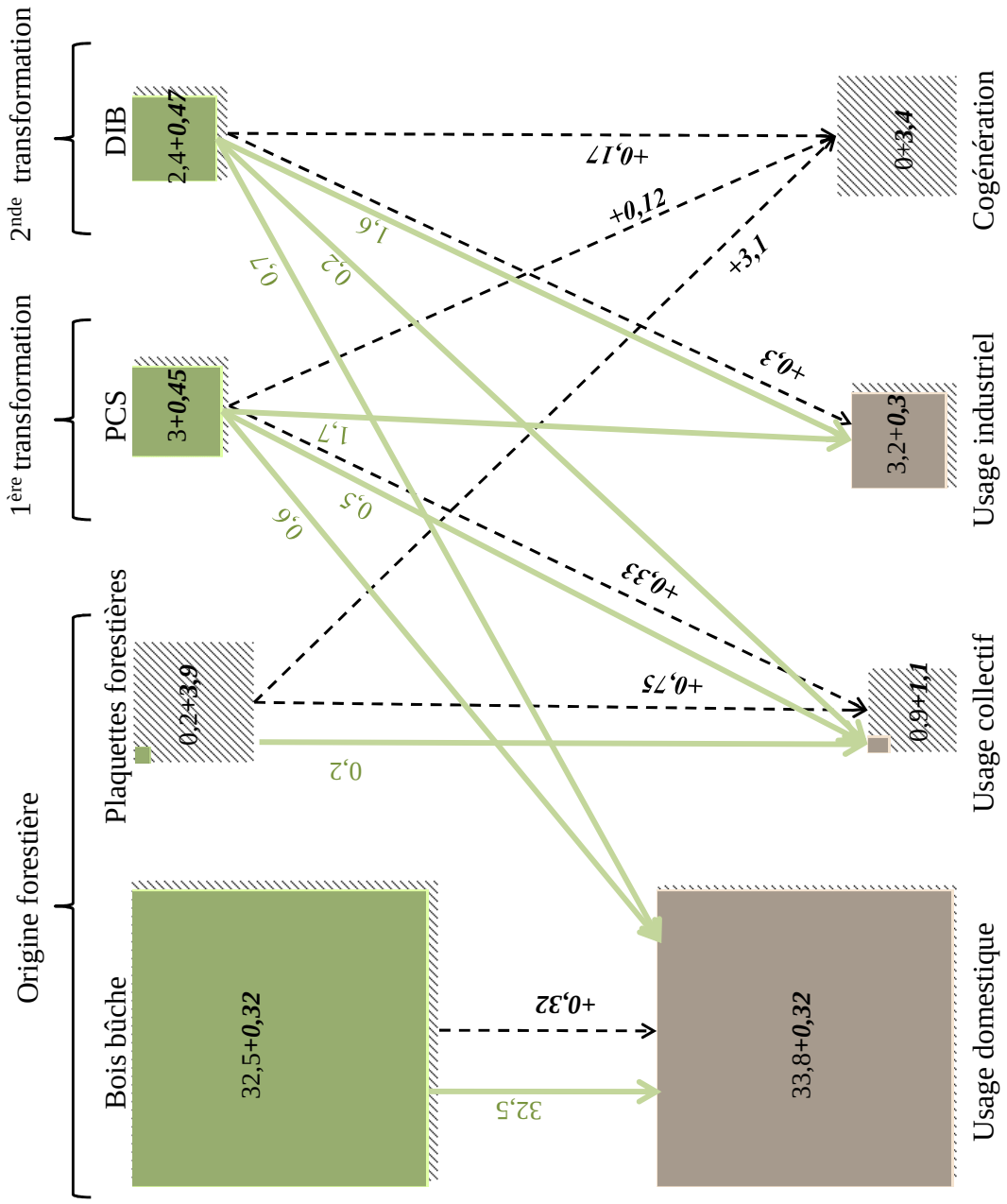
Nous réalisons un inventaire exhaustif des objectifs des plans de mobilisation *directs* de bois-énergie (plan bois-énergie ADEME, CRE, 1000 chaufferies et fonds chaleur) en annexe C.2. En convertissant les objectifs donnés en tep/an en des objectifs en tonne/an nous obtenons le tableau 7.5 suivant. Ce tableau synthétise les objectifs de mobilisation, et non la mobilisation observée en réalité qui n'est connue que dans le cas du programme bois-énergie 2000-2006 de l'ADEME (100 % des objectifs atteints).

| Politique | bûches | PCS | PF | DIB | Date de mise en oeuvre |
|---|---|---|---|---|---|
| Plan bois-énergie 2000-2006 | 365 030 | 249 756 | 134 485 | 163 303 | 2006 |
| Plan bois-énergie 2007-2010 | 316 363 | 210 909 | 175 758 | 149 394 | 2010 |
| Programme « 1000 chaufferies » | | | 242 424 | | 2012 |
| CRE1 | | 260 758 | 469 394 | 260 757 | 2007 |
| CRE2 | | | 2 447 330 | | 2010 |
| CRE3 | | 117 991 | 1 139 700 | 172 624 | 2012 |
| Fonds chaleur 2009 | | 82 863 | 175 130 | 45 327 | 2012 |
| Fonds chaleur 2010 | | 38 473 | 408 033 | 100 291 | 2012 |
| Somme | 681 394 | 960 751 | 5 434 584 | 891 697 | |

Tableau 7.5: Quantités totales théoriquement mobilisées par les différents projets (en tonne/an) calculés à partir de CRE (2005), CRE (2007), CRE (2009), CRE (2010), ADEME (2010a), ADEME (2008) (voir annexe C.2 pour les détails du calcul).

À partir de ces chiffres nous construisons un schéma simplifié des flux de produits bois dans la filière bois-énergie. Ce schéma, représenté sur la figure 7.3 représente les flux dans la filière en 2006 et les évolutions à l'horizon 2012 en tenant compte des chiffres du tableau 7.5. Avant de proposer une lecture du graphique, trois hypothèses de construction sont à noter : (1) les objectifs du plan bois-énergie 2000-2006 de l'ADEME n'apparaissent pas « en plus » sur la figure car ils sont déjà comptabilisés dans les volumes produits et consommés en 2006 ; (2) aucun projet CRE1 n'ayant vu le jour en 2011 (alors que l'échéance de mise en service était 2007), les objectifs de CRE1 ne sont pas comptabilisés dans les flux supplémentaires ; enfin (3) après la mise en service des premiers projets CRE2, les objectifs de mobilisation de plaquettes forestières sont revus à la baisse, ainsi bien que les calculs théoriques à partir de CRE (2007) donnent une consommation supplémentaire de 2,5 Mt, nous ne comptabilisons finalement que 1,5 Mt dans les flux supplémentaires.

Figure 7.3: Modification des flux dans la filière bois-énergie entre 2006 et 2012. Les volumes produits et consommés en 2006 sont représentés par des rectangles pleins. Les volumes produits et consommés en 2012 sont représentés par des rectangles hachurés. La taille des rectangles respecte les proportions des différents volumes de consommation et de production. Les flèches pleines correspondent aux flux dans la filière en 2006. Les flèches en pointillé correspondent aux flux *supplémentaires* en 2012. Unité : Mt



La figure 7.3 montre qu'entre 2006 et 2012, la production de plaquettes forestières est multipliée par 40 tandis que la production de bûche est presque constante. La production de PCS et de DIB augmente mais dans des proportions moins importantes que la plaquette forestière (respectivement 23 % et 33 %). Cela s'explique par le fait que ces produits (PCS et DIB) sont déjà largement autoconsommés par les industries qui les produisent d'où une marge de croissance plus limitée (Montagné et Niedzwiedz, 2009).

Au niveau des consommateurs, un nouveau pôle de consommation apparaît en 2012 : la cogénération. La cogénération constitue un pôle de consommation majeur puisqu'elle consomme les deux tiers des flux supplémentaires en 2012. D'autre part, la consommation par les collectivités est multipliée par 2,5 mais la consommation des particuliers est relativement stable. Enfin la consommation augmente d'environ 12 % pour les usages industriels.

En définitive les flux sont modifiés par l'apparition d'un pôle de consommation, la cogénération, et d'un pôle de production, les plaquettes forestières. Les combustibles issus de la filière (PCS et DIB) sont déjà largement utilisés et le stock est limité. La variable d'ajustement de ces plans de dynamisation de la filière semble donc être la plaquette forestière pour laquelle le stock en forêt est perçu comme important. Ce combustible alimente les usines de cogénération mais également les chaufferies collectives et industrielles.

### 7.1.4 Conclusion de la section

Le bois est un combustible économiquement performant par rapport aux combustibles d'origine fossile. En outre son très faible taux d'émissions de GES le rend intéressant pour participer aux objectifs de réduction des émissions nationaux. Plusieurs plans de mobilisation ont été lancés en France, l'ensemble de ces plans représente une mobilisation supplémentaire d'environ 5,1 Mt dont 4,2 Mt provenant directement de la forêt essentiellement sous forme de plaquettes forestières. L'objectif de la suite du chapitre est d'évaluer l'impact de cette mobilisation supplémentaire de bois-énergie forestier sur la filière. Nous mettons donc volontairement de côté les objectifs de mobilisation supplémentaire de PCS [12] et DIB dans la prochaine section et nous montrons comment ces objectifs de mobilisation sont modélisés dans FFSM.

12. En 2006 en France, les scieries produisaient environ 11 $Mm^3$ de PCS (Montagné et Niedzwiedz, 2009) dont 6 $Mm^3$ étaient captés par la filière trituration. L'essentiel des PCS consommés dans la filière trituration sont utilisés pour la fabrication de panneaux (Montagné et Niedzwiedz, 2009) et 1,8 $Mm^3$ sont vendus pour la production d'énergie (ADEME, 2008), ce qui laisse la place à une consommation supplémentaire de 3 $Mm^3$, soit un peu plus de 2 tonnes. La somme des objectifs des différents plans de mobilisation de PCS est d'environ 1 tonne (voir tableau 7.5) ainsi les volumes supplémentaires devraient être mobilisés sans entrer en compétition avec les filières existantes.

## 7.2 Modéliser la mobilisation supplémentaire de bois-énergie forestier dans FFSM

### Choix d'un scénario de référence

Nous modélisons l'impact d'une consommation supplémentaire de 4,2 Mt de bois-énergie forestier ce qui équivaut à 6 $Mm^3$ de bois rond. Cet objectif correspond à la somme des quantités de bûches et de plaquettes de la figure 7.3. Nous imposons cette consommation supplémentaire à travers trois politiques (voir ci-dessous) à partir de l'année 2012 jusqu'en 2020 et nous en analysons les conséquences en comparant les résultats avec un scénario de référence sans consommation supplémentaire.

### Modéliser les plans d'approvisionnement des projets de cogénération de la CRE

La directive 2009/28/CE du 23 avril 2009 porte la contribution des énergies renouvelables dans la consommation d'énergie finale brute à 23 % pour la France. Un arrêté relatif à la programmation pluriannuelle des investissements (PPI) précise la contribution de chacune des énergies renouvelables à la réalisation de cet objectif. Pour atteindre les objectifs fixés dans la PPI, le ministre chargé de l'énergie peut lancer des appels d'offres que la CRE est chargée de mettre en œuvre. C'est ce qui a eu lieu pour les appels d'offre « biomasse » dont nous avons détaillé les objectifs plus haut.

Tout se passe donc comme si l'État achetait une certaine quantité de bois-énergie sur le marché pour la cogénération. C'est ce que nous représentons par une politique dite « fixed-demand » (fd plus loin) qui représente une demande supplémentaire « publique » sur le marché du bois-énergie.

Pour cela nous modifions le modèle à deux niveaux :

- D'une part au niveau de l'équation de conservation de la matière de produits $p$ (contrainte B.3 dans l'annexe B.1.2) qui devient :

$$LD_{p,i} + \sum_j e_{p,i,j} + fd_{p,i} = S_{p,i} + \sum_k e_{p,k,i} \tag{7.1}$$

  Où $\mathrm{fd}_{p,i}$ est le volume supplémentaire de produit p consommé dans la région i, fd est donc nul pour tous les produits p sauf pour le bois-énergie.

– D'autre part nous rajoutons, dans la fonction objectif (équation B.1 de l'annexe B.1.2), la perte de surplus pour l'État associée à l'achat de la quantité fd au prix de marché.

Nous faisons en outre l'hypothèse que la demande publique supplémentaire est désagrégée régionalement au *prorata* du poids forestier de chaque région. Les usines de cogénération s'installent en effet à proximité des sources de matière première, dans le cas de la biomasse forestière, il s'agit directement des forêts ou indirectement des industries de transformation du bois, elles-mêmes localisées à proximité des bassins forestiers [13].

**Modéliser l'augmentation de la consommation privée *via* des subventions**

Les plans bois-énergie de l'ADEME, le fonds chaleur ou le programme « 1000 chaufferies » ne fonctionnent pas de la même manière que les projets CRE. L'État n'achète pas directement du bois-énergie mais stimule sa consommation *via* des aides. Ces aides peuvent porter directement sur le coût des combustibles et la mise en place de nouvelles chaufferies [14] collectives ou industrielles ou indirectement en rendant les combustibles plus accessibles grâce à des canaux de distribution garantis, en développant des actions exemplaires ou en aidant à la diffusion de certains systèmes techniques.

La majeure partie de ces aides portent ainsi sur l'investissement dans la filière (achat de déchiqueteuses, renouvellement des appareils de chauffages). Or l'investissement n'est pas représenté de manière exhaustive dans FFSM 1.0. Nous choisissons donc d'approcher ces aides à l'investissement par deux types de subvention : une subvention à la consommation de bois-énergie et une subvention à la production de BIBE.

La subvention est intégrée sous la forme d'un taux dans la fonction d'offre et de demande composites :

$$D_{p,i,t} = D_{p,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}(1 - Sub_{p,t})}{\tilde{P}_{p,i,t-1}(1 - Sub_{p,t-1})} \right)^{\sigma_p} \tag{7.2}$$

$$S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}(1 + Sub_{w,t})}{\tilde{P}_{w,i,t-1}(1 + Sub_{w,t-1})} \right)^{\epsilon_w} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} \right)^{\beta_w} \tag{7.3}$$

13. Une exception notable concerne certaines usines de pâte à papier françaises situées dans des zones portuaires.

14. Le système de crédit d'impôt aux particuliers entre également dans cette catégorie.

Nous calibrons ensuite par tâtonnement les taux de ces deux subventions afin d'obtenir la même augmentation de consommation de 6 $Mm^3$ en 2012 par rapport au scénario de référence. Les taux de subvention retenus sont respectivement de 37 % pour la subvention à la consommation et de 145 % pour la subvention à la production. La différence entre les deux taux s'explique par l'effet d'aubaine lié à la subvention de la producion de BIBE [15].

**Conclusion de la section**

Nous modélisons 3 politiques qui permettent une consommation supplémentaire de + 6 $Mm^3$ sur la période 2012-2020 par rapport à un scénario de référence : une politique traduisant une demande publique fixe de la part de l'État dite « fixed-demand » ou « fd » et deux subventions : une subvention à la consommation de bois-énergie et une subvention à la production de BIBE, dont le bois-énergie est issu.

Nous représentons ainsi trois modalités de mobilisation du BIBE en forêt :

- Une modalité directe où la production de BIBE en forêt est directement subventionnée ;
- Une modalité indirecte où la consommation de bois-énergie dans la filière est subventionnée. Dans ce cas, l'ensemble du bois-énergie consommé est subventionné, y compris le bois-énergie importé depuis l'étranger ;
- Une modalité indirecte où une consommation supplémentaire de la part de l'État vient s'additionner à la consommation privée. Contrairement à la subvention à la consommation, cette consommation supplémentaire n'est alimentée que par la filière domestique. En outre, et contrairement à la subvention à la consommation, cette consommation supplémentaire est régionalisée au *prorata* du poids forestier de chaque région.

En stimulant la filière à différents niveaux (bois-énergie en aval ou BIBE en amont) et selon des schémas de prélèvements différents (prélèvements au *prorata* du poids forestier ou calculés par le modèle), les impacts de ces trois modalités de mobilisation sur l'évolution de la ressource en forêt sont *a priori* différents. Et ce d'autant plus que la question du niveau de disponibilité supplémentaire en forêt fait actuellement débat.

En 2009, l'ADEME, l'IFN, le FCBA et Solagro d'un côté (Colin *et al.*, 2009) et le Cemagref, l'IFN et le MAAP de l'autre (Ginisty *et al.*, 2009) ont coordonné deux études complémentaires visant à inventorier la disponibilité supplémentaire (c'est-à-dire le bois non encore exploité et exploitable) en forêt et hors forêt (bocages, peupleraies, arbres

15. La filière trituration puise également dans le stock de BIBE : en subventionnant la production de BIBE, on subventionne également la filière trituration (pâtes et panneaux). Nous y revenons dans la suite du chapitre.

urbains). Ces rapports font état d'une disponibilité de BIBE au prix actuel de marché (donc sans considérer le bois inexploitable car non rentable) de l'ordre de $+12\,\mathrm{Mm}^3$.

D'un autre côté, le SNUPFEN [16], syndicat majoritaire des personnels ONF, a récemment évoqué une erreur de l'IFN sur la disponibilité effective dans les deux rapports de Colin *et al.* (2009) et de Ginisty *et al.* (2009). La disponibilité brute totale de BIBE serait inférieure de $20\,\mathrm{Mm}^3$ aux chiffres présentés par l'IFN, ce qui rendrait la disponibilité supplémentaire plus faible, de l'ordre de $6\,\mathrm{Mm}^3$ [17]. L'IFN a pris note de la remarque et un travail de consolidation et de correction est à l'œuvre. Quelqu'en soit l'issue, cet exemple montre que nous nous trouvons bien dans un contexte d'incertitude quant aux disponibilités supplémentaires effectives.

Ainsi, avant d'étudier les impacts économiques nous consacrons la section suivante à la question des tensions potentielles entraînées par ces politiques dans un contexte d'incertitude sur la disponibilité supplémentaire.

## 7.3 Politiques de mobilisation et stock forestier : dynamique de la ressource et tensions économiques

Cette section est découpée en deux partie. Dans un premier temps, nous analysons les conséquences des trois politiques de mobilisation simulées sur la dynamique du stock forestier à l'horizon 2020. Dans un second temps nous étudions la transmission de ces tensions sur la ressource au niveau des variables économiques de la filière.

La disponibilité de la ressource en forêt ne suit *a priori* pas le même schéma de répartition géographique que la consommation de bois-énergie. FFSM modélise des échanges de produits primaires (BIBE) ou transformés (bois-énergie) entre les régions mais le coût de ces échanges dépend de la distance entre régions de sorte qu'il peut être économiquement optimal d'appauvrir la ressource locale plutôt que d'importer. Afin de mettre en avant les disparités géographiques, nous plaçons notre analyse au niveau régional.

Nous considérons deux niveaux de disponibilité supplémentaire : le niveau calculé par Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009), dite disponibilité *technico-économique* ou « dis-

16. Syndicat national unifié des personnels des forêts et de l'espace naturel.
17. Le SNUPFEN avance le niveau de disponibilité brute après réfaction liée à l'exploitabilité (réfaction technico-économique) de l'ordre de $40\,\mathrm{Mm}^3$. En décomptant la consommation actuelle d'environ $34\,\mathrm{Mm}^3$, on obtient $6\,\mathrm{Mm}^3$ supplémentaires disponibles.

ponibilité supérieure » [18] et un niveau dit de « disponibilité inférieure », de l'ordre de 6 $Mm^3$ traduisant l'incertitude de certains forestiers [19].

### 7.3.1 Imposer une disponibilité supplémentaire limitée dans FFSM

#### Nature de la disponibilité supplémentaire

La disponibilité supplémentaire est définie comme la différence entre deux années successives des stocks $F_{w,i,t}$. Ces stocks représentent la somme des volumes de plusieurs domaines d'études (voir chapitre 3) de telle sorte que :

$$F_{w,i,t} = \sum_{(u,g,e)\in G_w} V_{u,i,g,e,t-1} \tag{7.4}$$

Avec $u$ le diamètre, $g$ le type de gestion et $e$ l'essence et avec $G_w$ la matrice de répartition des domaines d'étude en fonction des triplets $(u, g, e)$.

Le ratio $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$ est utilisé comme paramètre d'ajustement de la fonction d'offre composite [20]

Dans la version 1.0 de FFSM, l'expression 7.4 représente le stock total disponible pour une filière, en particulier elle ne tient pas compte des questions d'accessibilité ou de coût d'exploitation de la ressource.

À l'échelle nationale, la disponibilité *brute* supplémentaire calculée par FFSM pour l'année initiale est ainsi de $\sum(i)F_{BIBE,2008} - F_{BIBE,2007} =+ 65\,Mm^3$, ce qui est comparable avec les valeurs de disponibilité *brute* totale de Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) (respectivement $69\,Mm^3$ et $68\,Mm^3$) [21] mais largement supérieur aux deux niveaux de disponibilité que nous souhaitons tester.

18. Ce niveau de disponibilité laisse de côté les arbres inaccessibles ou trop coûteux à exploiter au prix actuel du marché.

19. Ce niveau de disponibilité peut également être perçu comme la prise en compte explicite de l'hétérogénité des producteurs de bois, paramètre non pris en compte par Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009). En particulier les petits propriétaires forestiers, qui possèdent environ 30% de la surface forestière française ne semblent pas répondre aux déterminants économiques classiques, en particulier aux prix du bois, dans leur gestion forestière. Cela peut être du à un manque d'information (certains sont propriétaires forestiers sans le savoir), à des valeurs environnementales fortes ou à une utilisation de la forêt à d'autres fins que la production de bois.

20. Pour rappel, la fonction d'offre composite s'écrit : $S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1}\left(\frac{\bar{P}_{w,i,t}}{\bar{P}_{w,i,t-1}}\right)^{\epsilon_w}\left(\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}\right)^{\beta_w}$ (3.26).

21. La valeur de $\sum(i)F_{BIBE,2009}$ dépend d'une part des volumes de l'année initiale des domaines d'études et des paramètres d'accroissement et d'autre part du choix de la matrice de répartition $G_w$ . Les premiers sont calibrés par l'IFN et s'appuient sur les mêmes données que les études de Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009), en revanche le choix de la matrice de répartition $G_w$ a été réalisé de manière *ad hoc.* La proximité des valeurs calculées par FFSM et des valeurs de Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) constitue ainsi un élément de validation de la matrice de répartition.

**Restriction de la disponibilité supplémentaire dans FFSM**

Nous intégrons une restriction sur la ressource au niveau du volume initial de chaque domaine d'étude, ainsi :

$$V_{u,i,g,e,2005,\text{avec restriction}} = r \times V_{u,i,g,e,2005} \tag{7.5}$$

Où $r$ est un paramètre à définir en fonction de la disponibilité supplémentaire visée. Nous calibrons r par tâtonnement afin d'obtenir une disponibilité supplémentaire initiale $\sum(i) \in F_{BIBE,2008,\text{avec restriction}} - F_{BIBE,2007,\text{avec restriction}} = +12\,\text{Mm}^3$ ou $+6\,\text{Mm}^3$. Respectivement nous trouvons $r_{+12} = 0,55$ et $r_{+6} = 0,49$.

### 7.3.2 Impacts des politiques sur la dynamique des niveaux de ressource

Afin de comparer l'impact des politiques de mobilisation sur l'évolution de la ressource nous utilisons le taux de croissance du stock, soit $\frac{F_{w,i,t}-F_{w,i,t-1}}{F_{w,i,t-1}}$.

Ce taux s'exprime en pourcentage d'accroissement. Si l'accroissement biologique dépasse le taux de récolte alors $\frac{F_{w,i,t}-F_{w,i,t-1}}{F_{w,i,t-1}} > 0$ (capitalisation de la forêt), sinon $\frac{F_{w,i,t}-F_{w,i,t-1}}{F_{w,i,t-1}} < 0$ (décapitalisation de la forêt). Nous reportons dans la table 7.6 la variation de stock entre l'année 2019 et l'année 2020, au terme de l'horizon de temps considéré dans la simulation.

Quatre points ressortent de la lecture de cette table.

(1) Avant même de regarder l'impact des politiques, l'étude des colonnes 2 et 6 montre que, pour le scénario de référence et pour les deux modalités de disponibilité supplémentaire, le taux de croissance du stock forestier de certaines régions est négatif.

Autrement dit, même sans mettre en place de politique de stimulation de la récolte de BIBE, FFSM modélise une décapitalisation du stock dans ces régions à l'horizon 2020. Ce résultat peut s'expliquer par une sous-estimation de la dynamique forestière dans le module ressource de FFSM mise en évidence par Wernsdörfer *et al.* (2011) et qui est la conséquence d'une sous-estimation de la vitesse de la régénération (exogène dans FFSM) dans la première classe de diamètre des domaines d'étude. Toutefois, la dernière ligne du tableau montre qu'à l'échelle nationale, FFSM modélise globalement une capitalisation de la ressource forestière française à l'horizon 2020 pour les deux niveaux de restriction considérés.

| | Modalité A ( +12 $Mm^3$) | | | | Modalité B ( +6 $Mm^3$) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Régions | référence | fd | $sub_c$ | $sub_p$ | référence | fd | $sub_c$ | $sub_p$ |
| IF | 0,7 | 0,4 | 0,2 | -0,1 | 0,2 | -0,2 | -0,4 | -0,9 |
| CA | -1,1 | -1,8 | -2,1 | -3,6 | -1,9 | -3,0 | -3,3 | -5,2 |
| PI | -5,8 | -8,3 | -8,7 | -23,3 | -9,0 | -12,0 | -12,5 | -35,2 |
| HN | -1,0 | -1,8 | -1,6 | -6,7 | -1,9 | -2,9 | -2,8 | -9,4 |
| CE | 1,4 | 1,0 | 0,9 | 0,1 | 1,0 | 0,5 | 0,3 | -0,7 |
| BN | -1,4 | -2,2 | -2,2 | -6,2 | -2,4 | -3,5 | -3,5 | -8,7 |
| BO | 1,1 | 0,6 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | 0,0 | -0,2 | -0,7 |
| NP | -7,1 | -9,2 | -9,7 | -33,4 | -10,5 | -13,0 | -13,5 | -52,9 |
| LO | -0,7 | -1,6 | -1,7 | -1,6 | -1,5 | -2,7 | -2,8 | -2,9 |
| AL | -0,2 | -0,8 | -0,9 | -1,1 | -1,0 | -1,7 | -1,9 | -2,2 |
| FC | 0,5 | 0,0 | -0,1 | 0,1 | 0,0 | -0,7 | -0,8 | -0,7 |
| PL | 0,9 | 0,5 | 0,3 | -0,5 | 0,3 | -0,1 | -0,4 | -1,6 |
| BR | 2,2 | 2,1 | 2,1 | 2,0 | 1,9 | 1,7 | 1,7 | 1,6 |
| PC | 2,5 | 2,0 | 1,7 | 1,2 | 2,0 | 1,4 | 1,1 | 0,5 |
| AQ | -0,3 | -1,7 | -1,1 | -0,1 | -1,4 | -3,3 | -2,5 | -1,6 |
| MP | 1,6 | 1,2 | 1,4 | 1,0 | 1,3 | 0,9 | 1,0 | 0,7 |
| LI | -0,3 | -1,0 | -0,7 | -2,3 | -1,0 | -2,0 | -1,5 | -3,6 |
| RA | 1,9 | 1,7 | 1,7 | 1,5 | 1,6 | 1,5 | 1,5 | 1,2 |
| AU | 1,5 | 1,3 | 1,2 | 1,3 | 1,2 | 0,8 | 0,8 | 0,9 |
| LR | 1,2 | 0,9 | 0,8 | 0,6 | 0,9 | 0,5 | 0,3 | 0,2 |
| PA | 0,5 | 0,2 | 0,1 | -0,7 | 0,1 | -0,3 | -0,4 | -1,4 |
| CO | 2,9 | 2,9 | 2,9 | 2,9 | 2,8 | 2,8 | 2,8 | 2,8 |
| France | 0,72 | 0,21 | 0,21 | -0,14 | 0,2 | -0,41 | -0,41 | -0,85 |

Tableau 7.6: Taux de variation du niveau de disponibilité du stock entre 2019 et 2020 (en %). Mise en évidence de l'effet de la disponibilité initiale.

(2) Au sein de chaque modalité de disponibilité initiale, les variations entre colonnes montrent que les impacts des trois politiques sur la dynamique de la ressource forestière sont différents. Les trois politiques de mobilisation entraînent, par définition, une augmentation de l'offre de BIBE [22] et, par conséquent, diminuent le stock en forêt par rapport au scénario de référence. Cette diminution est plus importante dans le cas de $\mathrm{Sub_p}$. Ceci s'explique par un effet d'aubaine : la subvention porte sur la production totale de BIBE, y compris le BIBE utilisé dans la filière trituration d'où une récolte plus importante et un appauvrissement de la ressource plus rapide. Les politiques fd et $\mathrm{Sub_c}$, mises en place en aval, n'entraînent pas d'effet d'aubaine pour la filière trituration.

D'autre part, à l'exception des régions AQ, LI et MP, la politique fd entraîne des taux de décroissance plus faibles que $\mathrm{Sub_c}$. Ceci s'explique par la différence dans la répartition des prélèvements en forêt : ceux-ci sont imposés au *prorata* du poids forestier régional dans le cas de la politique fd alors qu'ils sont calculés de manière endogène dans le cas du scénario $\mathrm{Sub_c}$. En particulier, ce calcul endogène tient compte de la dynamique du stock, l'offre étant limitée lorsque la ressource s'appauvrit, mais également des coûts de transport, la maximisation de la fonction objectif entraînant la minimisation des coûts liés aux échanges de produits. Une conséquence de cette différence de traitement est que la contribution des régions très forestières comme AQ, LI et MP est plus élevée dans le scénario fd que dans le scénario $\mathrm{Sub_c}$.

(3) La comparaison des colonnes 3 et 7 (respectivement 4 et 8 ; 5 et 9) montre que, pour une politique donnée, l'impact sur la ressource sera plus fort dans la modalité A ($+\,6\,\mathrm{Mm}^3$) que dans la modalité B ($+\,12\,\mathrm{Mm}^3$). En agrégeant les résultats régionaux, la dernière ligne du tableau montre qu'à l'échelle nationale, les trois politiques conduisent à une décapitalisation de la ressource dans la modalité B alors que seule la politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit à cette situation dans la modalité A. Ceci confirme l'importance de la précision du calcul de la disponibilité supplémentaire dans une situation de choix politique.

(4) La comparaison des lignes 3 à 25 montre de grandes différences dans la variation des stocks au niveau régional. Deux facteurs peuvent expliquer ces différences.

(a) Le niveau initial de stock de bois. La région NP qui présente le taux de décroissance le plus fort pour les deux modalités de disponibilité et les trois politiques est également la région la moins forestière [23]. Néanmoins cela n'explique pas tout, en particulier le stock décroît dans la région AQ pour les deux modalités et les trois politiques bien qu'il s'agisse de la région la plus forestière.

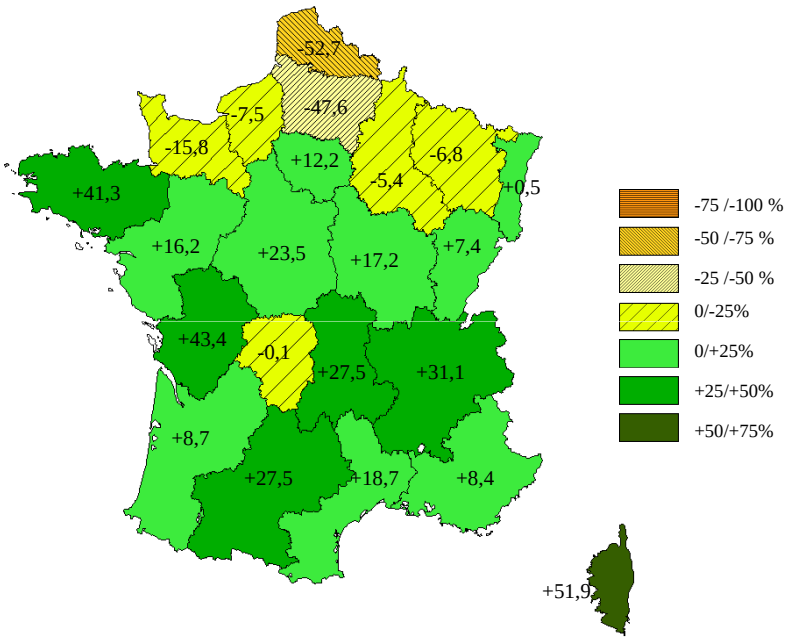
22. Nous analyserons en détail les niveaux d'augmentation de l'offre dans la section suivante.

23. C'est-à-dire la région où, en proportion du volume de bois national, le volume régional est le plus faible.

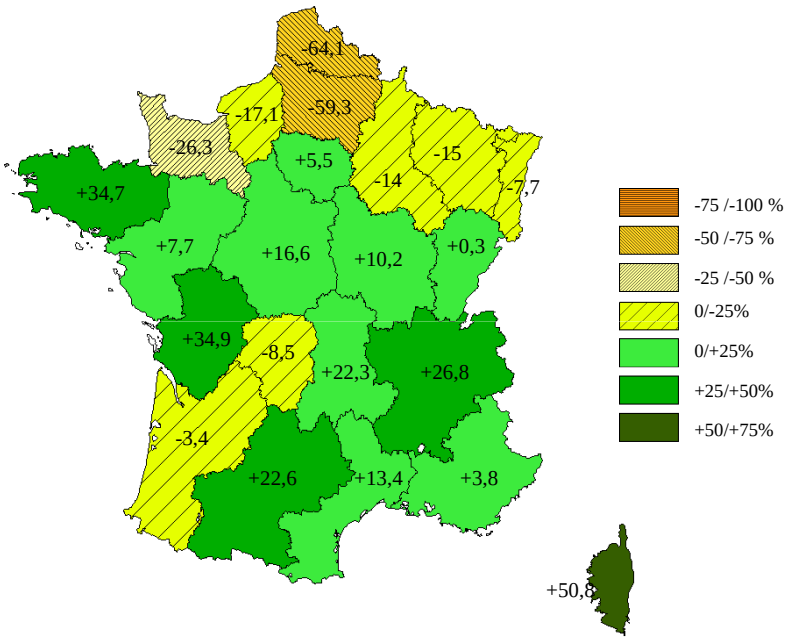
(b) La présence d'industries de la filière trituration dans la région. Ces industries utilisent également du BIBE et contribuent à appauvrir la ressource. C'est par exemple le cas de la région AQ.

Les figures 7.4a à 7.7b cartographient les variations des stocks de bois disponibles sur la période 2007-2020 $\frac{F_{BIBE,i,2020}-F_{BIBE,i,2007}}{F_{BIBE,i,2007}}$ pour les deux modalités et les trois politiques considérées. Cela permet de mettre en évidence l'impact sur l'horizon de temps considéré de chaque politique.

Ces figures soulignent notamment le fait que les politiques accentuent l'appauvrissement de la ressource dans certaines régions (notamment les régions NP et PI). Dans ce contexte, la question de la transmission de ces tensions sur la ressource à la sphère économique se pose. Le niveau d'offre étant fonction du ratio des stocks disponibles entre t-1 et t, une diminution de la ressource devrait se traduire par une baisse de l'offre et par une augmentation des prix de BIBE et donc, *in fine*, par une augmentation des prix des produits en aval de la filière BIBE.

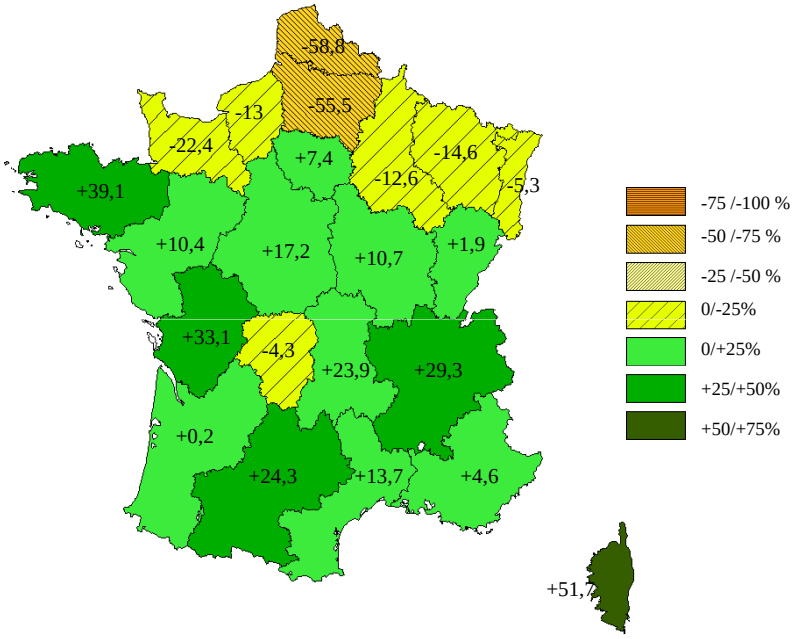



(a) Modalité A

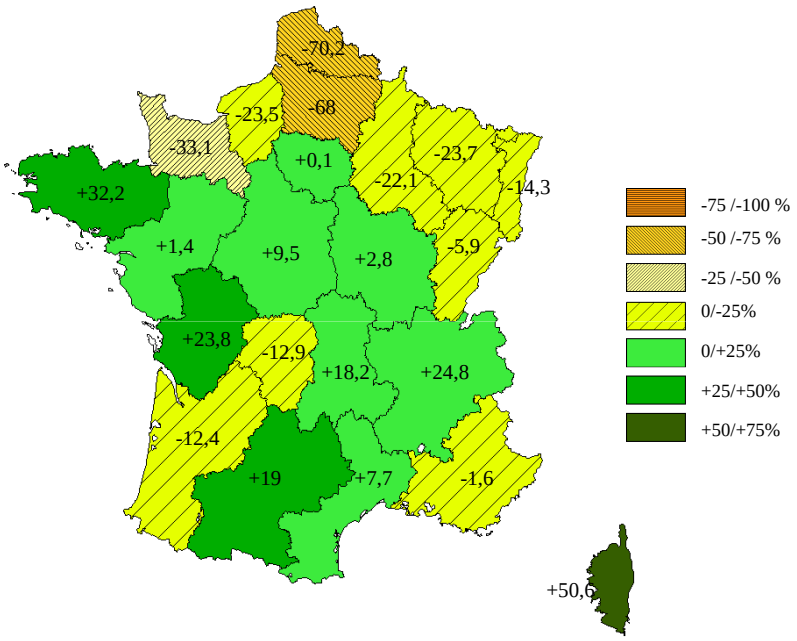



(b) Modalité B

Figure 7.4: Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour le scénario de référence selon les deux modalités de disponibilité supplémentaire (en %).

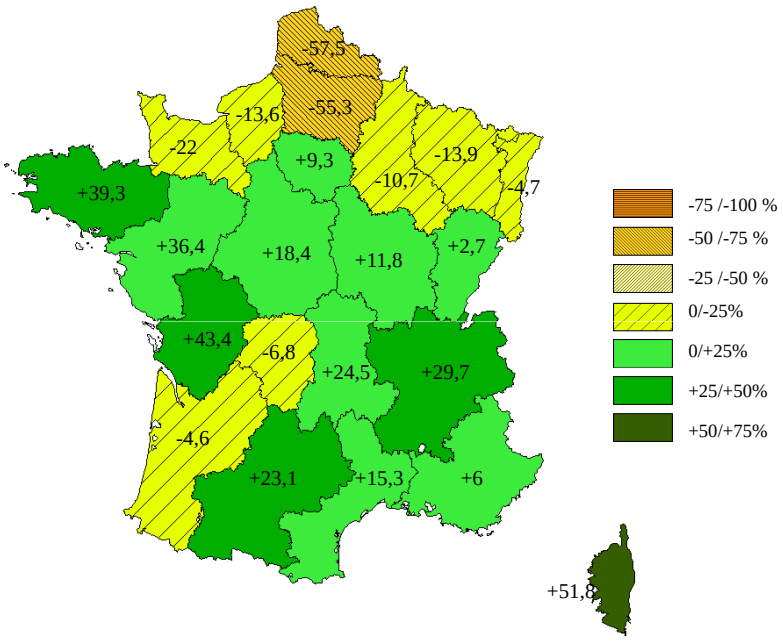



(a) Modalité A

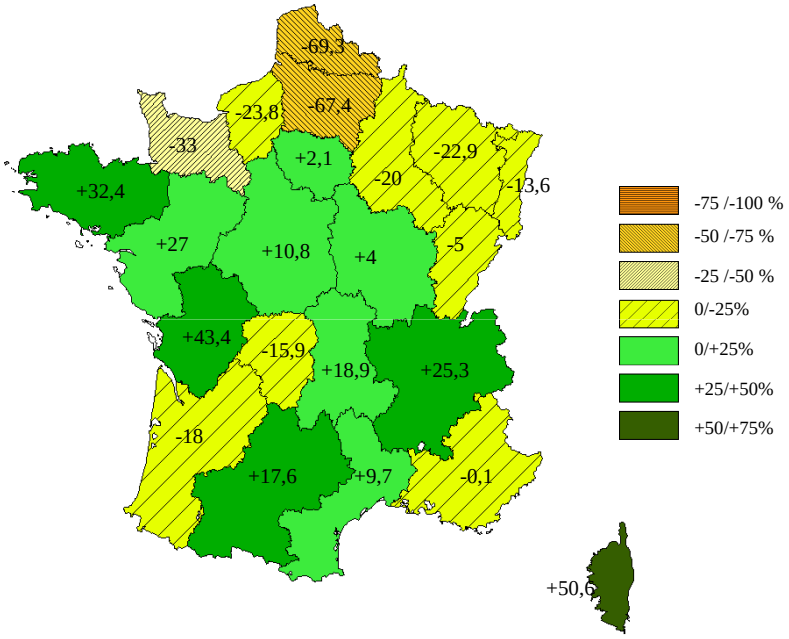



(b) Modalité B

Figure 7.5: Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique $\text{Sub}_c$ selon les deux modalités de disponibilité supplémentaire (en %).

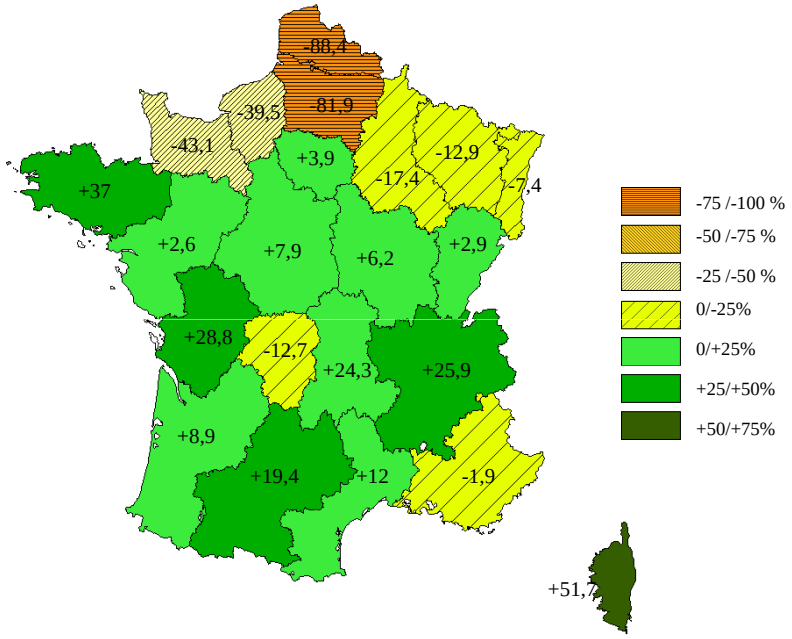



(a) Modalité A

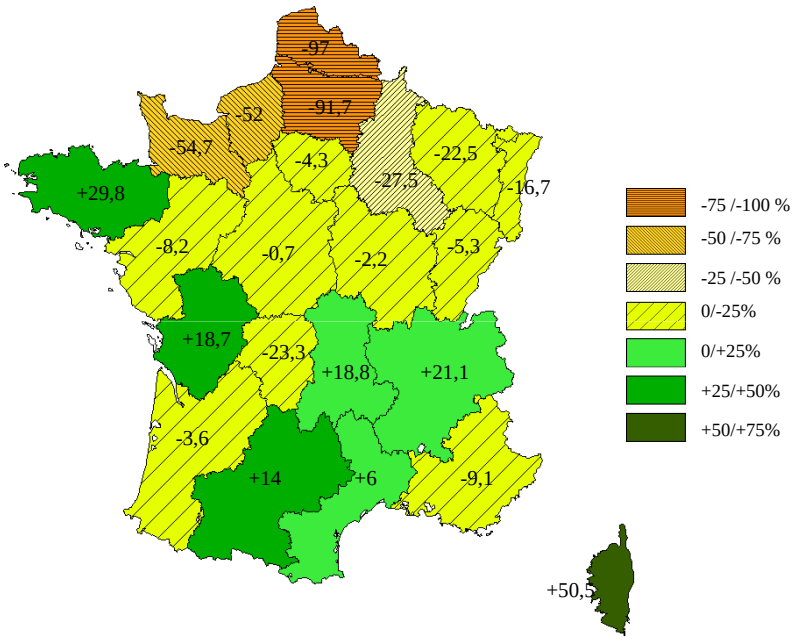



(b) Modalité B

Figure 7.6: Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique fd selon les deux modalités de disponibilité supplémentaire (en %).




(a) Modalité A




(b) Modalité B

Figure 7.7: Variation du stock disponible de BIBE entre 2007 et 2020 pour la politique $\mathrm{Sub_p}$ selon les deux modalités de disponibilité supplémentaire (en %).

### 7.3.3 Transmission des tensions sur la ressource à l'économie de la filière

La transmission des tensions sur la ressource à l'économie de la filière se fait *via* le paramètre d'ajustement dans la fonction d'offre. Ce paramètre d'ajustement intègre, pour l'offre à l'année t, la variation du stock disponible sous la forme du ratio $\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}$.

Dans le chapitre 3 de la thèse, nous avons mis en évidence que cet ajustement n'évite pas l'épuisement total de la ressource [24], ce qui implique que le prix de la dernière unité de bois disponible n'est pas infini. Néanmoins, nous avons vu que la courbe d'offre était d'autant plus convexe que le niveau de disponibilité était faible [25], ce qui se traduit par une augmentation du prix des produits primaires lorsque la disponibilité décroît. La figure 7.8 représente l'évolution du prix des pâtes en fonction du niveau de restriction $r$ sur la ressource et montre que cette convexité se transmet en aval de la filière [26].

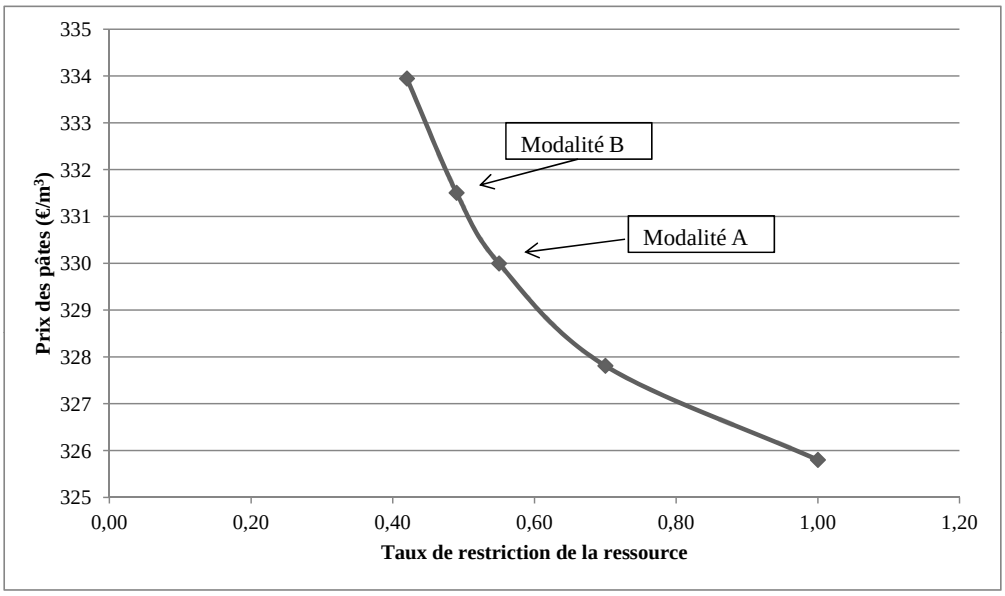



Figure 7.8: Prix des pâtes en fonction du taux de restriction sur la ressource.

24. Le volume des domaines d'étude du module ressource n'étant pas une variable du modèle, il n'est pas possible d'imposer leur positivité stricte dans le calcul de l'équilibre. Voir chapitre 3.

25. Nous avons également vu que la convexité augmentait avec la valeur de l'élasticité de l'offre par rapport au ratio de stock.

26. Nous choissions le prix des pâtes comme indicateur des tensions économiques en aval de la filière BIBE car il n'est pas directement affecté par la subvention au consommateur de bois-énergie.

| | modalité A | | | modalité B | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Régions | fd | $sub_c$ | $sub_p$ | fd | $sub_c$ | $sub_p$ |
| IF | 1,66 | 1,33 | -8,66 | 2,14 | 1,21 | -8,59 |
| CA | 1,95 | 2,52 | -5,30 | 2,45 | 3,24 | -5,59 |
| PI | 1,92 | 1,58 | -5,46 | 2,50 | 2,94 | -5,16 |
| HN | 1,91 | 1,61 | -5,45 | 2,44 | 2,36 | -4,10 |
| CE | 2,02 | 2,56 | -4,93 | 2,51 | 3,27 | -5,09 |
| BN | 2,26 | 2,85 | -2,82 | 2,33 | 2,28 | -3,62 |
| BO | 2,16 | 2,76 | -5,26 | 2,67 | 3,52 | -5,44 |
| NP | 1,70 | 1,40 | -4,91 | 2,25 | 2,64 | -4,55 |
| LO | 2,73 | 2,94 | -5,40 | 3,20 | 3,71 | -5,56 |
| AL | 2,38 | 2,83 | -3,82 | 2,80 | 3,43 | -4,17 |
| FC | 2,57 | 3,38 | -4,29 | 3,42 | 3,98 | -4,47 |
| PL | 1,91 | 1,47 | -5,53 | 2,44 | 1,38 | -4,42 |
| BR | 1,77 | 1,36 | -8,32 | 2,28 | 1,29 | -9,12 |
| PC | 2,25 | 3,79 | -4,24 | 2,66 | 3,68 | -4,88 |
| AQ | 2,94 | 2,30 | -3,99 | 3,59 | 2,07 | -5,22 |
| MP | 2,41 | 1,93 | -4,60 | 2,85 | 1,75 | -6,41 |
| LI | 2,39 | 1,94 | -5,49 | 2,98 | 1,71 | -4,37 |
| RA | 1,73 | 2,40 | -6,34 | 2,40 | 2,88 | -6,68 |
| AU | 2,53 | 3,38 | -3,76 | 3,36 | 3,97 | -4,45 |
| LR | 2,21 | 3,01 | -5,24 | 2,34 | 3,55 | -5,76 |
| PA | 1,68 | 1,50 | -7,80 | 2,17 | 1,43 | -7,65 |
| CO | 0,65 | 0,65 | -10,96 | 0,01 | 0,01 | -13,21 |
| Moyenne France | 2,08 | 2,25 | -5,57 | 2,54 | 2,56 | -5,84 |

Tableau 7.7: Mise en évidence de l'effet de la disponibilité de la ressource sur la variation des prix des pâtes entre le scénario de référence et les scénarios avec politiques (en %).

Dans ce contexte, notre objectif est de montrer comment le prix des produits de la filière BIBE réagit aux politiques selon le niveau de disponibilité. Nous conservons pour cela les deux modalités A et B présentées ci-dessus ainsi que le prix des pâtes comme indicateur des tensions économiques.

La table 7.7 met en évidence l'effet du niveau de disponibilité sur la variation des prix régionaux des pâtes entre le scénario de référence et les scénarios avec politique.

La comparaison des colonnes 2 et 3 avec la colonne 4 et des colonnes 5 et 6 avec la colonne 7 montre que les politiques $Sub_c$ et fd conduisent à une augmentation du prix des pâtes tandis que la politique $Sub_p$ conduit à une diminution du prix des pates. Cela est dû à deux effets opposés : un effet d'entraînement dans le cas de $Sub_p$ et un effet de compétition dans le cas de $Sub_c$ et fd. L'analyse de ces deux effets fera l'objet de la prochaine section.

La comparaison deux à deux des colonnes 2 et 5 (respectivement 3 et 6 ; 4 et 7) montre que le niveau de disponibilité modifie l'impact relatif des politiques sur le prix des pâtes. Dans la majorité des régions, et en moyenne au niveau national, la variation en valeur absolue du prix des pâtes lorsqu'une politique est mise en place est d'autant plus grande que le niveau de disponibilité est faible. Toutefois la différence régionale de ces variations est faible entre la modalité A et la modalité B, en général moins de 1 %. Ainsi, les tensions sur la ressource ne se traduisent pas par des tensions économiques de même intensité dans la filière.

### 7.3.4 Conclusion de la section

Dans cette section nous avons analysé la soutenabilité des politiques selon le niveau de disponibilité supplémentaire de la ressource. Au niveau régional, nous avons constaté de grandes disparités dans la dynamique de la ressource hors politique de mobilisation. Dans certaines régions le stock diminue au cours du temps alors qu'il s'accroît dans d'autres. La mise en place de politiques de mobilisation accentue ces disparités, et ce d'autant plus que le niveau de disponibilité supplémentaire est faible. Au final nous avons montré qu'avec la modalité A, représentant la disponibilité « technico-économique » de Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) la politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit à une décapitalisation au niveau national à l'horizon 2020, ce qui n'est pas le cas avec les deux autres politiques de mobilisation considérées.

## 7.4 Impacts économiques sur la filière bois

Dans cette section, nous analysons les effets des politiques sur l'économie de la filière bois. Pour cela, nous travaillons à disponibilité initiale fixée et égale à $+12\,\mathrm{Mm}^3$ (Colin *et al.*, 2009).

Nous analysons la filière à trois niveaux :

- Dans un premier temps nous regardons l'impact des politiques sur la filière BIBE domestique. Cette filière comporte deux niveaux : en amont l'offre de BIBE et en aval la demande de bois-énergie, de pâtes et de panneaux [27]. Pour chacun de ces produits nous détaillons l'évolution des quantités produites et consommées et des prix entre 2007 et 2020 ;
- Dans un second temps nous analysons les conséquences des politiques sur la balance commerciale entre la France et le reste du monde pour les produits de la filière BIBE ;
- Enfin nous regardons l'impact de ces politiques sur l'économie des autres produits de la filière : bois d'oeuvre résineux (BOR) et feuillu (BOF) en amont et sciages résineux, sciages feuillus et placages en aval.

27. Les pâtes et les panneaux sont les produits de première transformation de la filière trituration.

### 7.4.1 Impacts des politiques sur l'économie de la filière BIBE

#### Deux effets différents sur le prix du bois-énergie

La figure 7.9 représente les niveaux de prix du bois-énergie pour chaque politique et la différence par rapport au scénario de référence pour l'année 2020. Deux prix sont considérés pour la politique $\text{Sub}_\text{c}$ : le prix de marché qui correspond au prix sans subvention et le prix perçu, qui correspond au prix avec subvention, soit le prix effectivement perçu par les consommateurs domestiques.

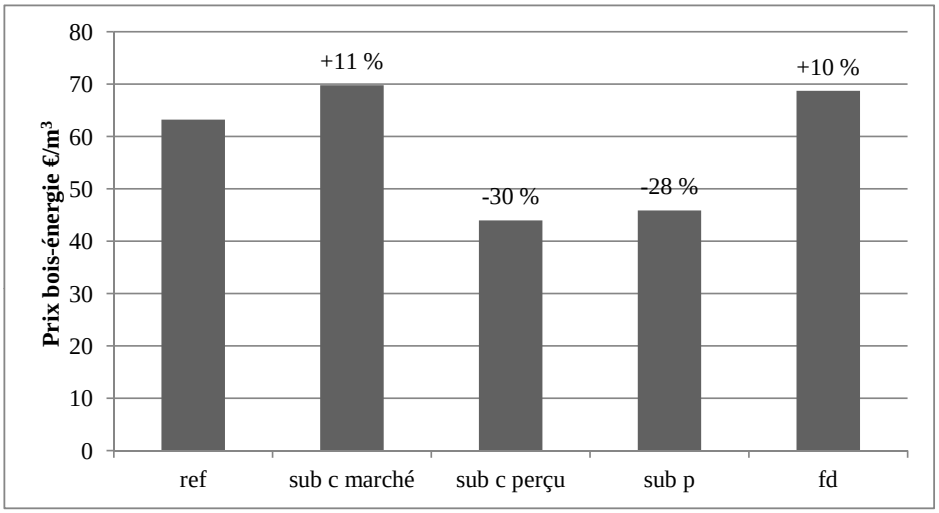



Figure 7.9: Prix du bois-énergie en 2020 et variations par rapport au scénario de référence.

Cette figure met en évidence deux effets potentiels sur le prix de marché du bois-énergie.

D'une part la politique $\text{Sub}_\text{p}$, mise en place en amont de la filière, au niveau du producteur de BIBE, se transmet, *via* les signaux prix, en aval. Le prix du bois-énergie diminue ainsi de 30 % par rapport au scénario de référence.

D'autre part les politiques mises en place en aval entraînent une augmentation du prix de marché de l'ordre de 11 % pour $\text{Sub}_\text{c}$ et 10 % pour fd. Pour $\text{Sub}_\text{c}$, cette augmentation du prix de marché n'a pas de conséquence sur la consommation domestique puisque le prix perçu tient compte du niveau de subvention. En revanche la consommation des agents économiques « privés » diminue dans la politique fd. La mobilisation d'un volume

supplémentaire à destination du marché public conduit donc à un effet d'éviction sur la consommation privée. En 2020, cet effet d'éviction est de l'ordre de 1 $Mm^3$ [28].

Cet effet d'éviction traduit finalement une baisse de la consommation privée du fait de la raréfaction du combustible bois dont une partie est captée par les marchés publics. En pratique, cela signifie qu'un objectif de mobilisation ne s'additionne pas directement à la consommation totale initiale. Dans notre cas, l'objectif de mobilisation modifie le comportement des consommateurs privés *via* l'augmentation du prix du combustible.

**Deux mécanismes expliquent les variations de prix du BIBE**

La figure 7.10 représente le prix du BIBE en 2020 et son évolution par rapport au scénario de référence pour chaque politique. Deux prix sont considérés pour la politique $Sub_p$ : le prix de marché qui correspond au prix sans subvention et le prix perçu, qui correspond au prix avec subvention, soit le prix effectivement perçu par les producteurs domestiques.

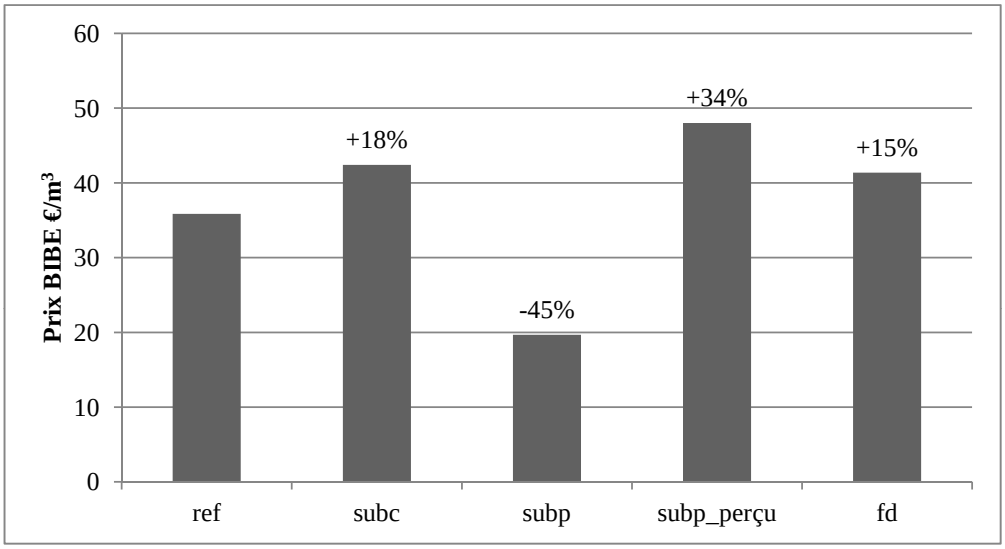



Figure 7.10: Prix du BIBE en 2020 et variations par rapport au scénario de référence.

28. Afin de prendre en compte cette effet d'éviction dans la calibration, il est nécessaire de calibrer le volume supplémentaire à destination du marché public à $+7\,Mm^3$ pour obtenir une augmentation de la consommation totale de $+6\,Mm^3$.

La figure 7.10 met en évidence une baisse du prix de marché dans le cas de la politique $\mathrm{Sub_p}$ et une hausse du prix de marché pour les politiques aval $\mathrm{Sub_c}$ et fd.

L'augmentation du prix de BIBE perçu lorsque $\mathrm{Sub_p}$ est mise en place est deux fois plus importante que celle induite par les politiques aval. Dans le cas précédent, l'ordre de grandeur de la diminution du prix du bois-énergie sur le marché final était comparable entre $\mathrm{Sub_p}$ et $\mathrm{Sub_c}$.

Cette différence peut s'expliquer par le fait que le BIBE est également utilisé pour la filière trituration. Lorsque $\mathrm{Sub_p}$ est mise en place, une partie de l'aide irrigue donc, *in fine*, la filière trituration. Ainsi, afin d'obtenir la même augmentation de consommation de bois-énergie en aval pour toutes les politiques, il est nécessaire d'injecter une subvention proportionnellement plus importante en amont. Le BIBE étant environ pour moitié destiné à la filière trituration et pour moitié à la filière énergie, cela explique que l'augmentation du prix perçu est deux fois plus importante dans le cas de $\mathrm{Sub_p}$.

**Effet d'entraînement ou compétition : deux effets possibles sur la filière trituration**

Nous choisissons les pâtes comme indicateur économique de la filière trituration. La figure 7.11 représente l'évolution du prix des pâtes en 2020 pour les trois politiques et les variations par rapport au scénario de référence.

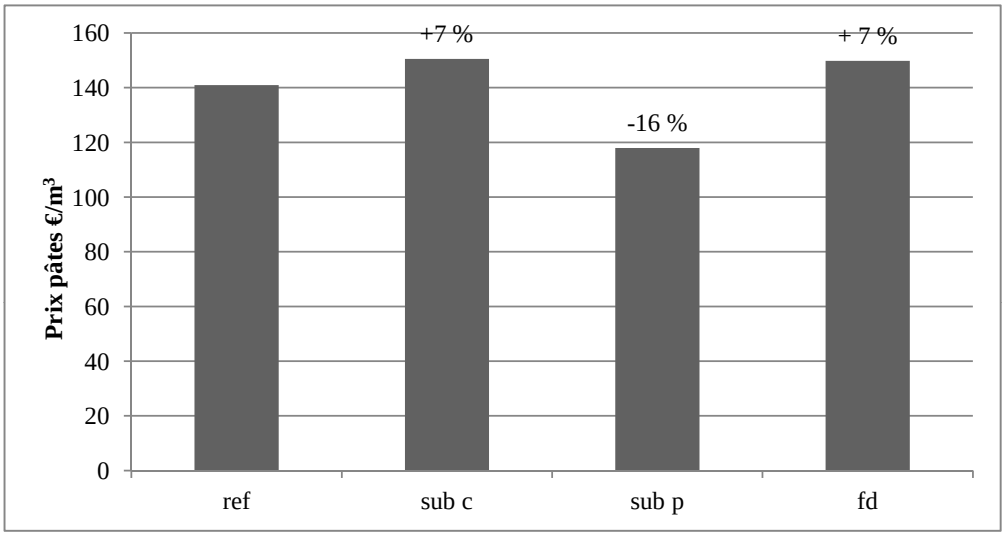



Figure 7.11: Prix des pâtes en 2020 et variations par rapport au scénario de référence.

La politique $Sub_p$ mise en place en amont entraîne une baisse du prix des pâtes tandis que les politiques mises en place en aval l'augmente. Cela traduit deux mécanismes opposés : un effet de compétition entre filière énergie et filière trituration dans le cas des politiques aval et un effet d'entraînement pour la politique amont. Comme indiqué dans le paragraphe précédent, cela s'explique par le fait que les politiques amont stimulent la production de BIBE dont une partie est captée par la filière trituration. Au contraire, les politiques aval ne stimulent que la consommation de bois-énergie et créent une compétition avec les filières pâtes et panneaux pour la ressource de BIBE.

### 7.4.2 Politiques de mobilisation et balance commerciale

La filière bois représente le second pôle de déficit de la balance commerciale française après l'énergie, la prise en compte des impacts des politiques de mobilisation sur cette balance commerciale fait donc sens. FFSM modélise explicitement les exports de produits primaires, dont le BIBE, et les imports de produits transformés à travers le modèle d'Armington (1969) qui fait dépendre les niveaux d'échanges des prix relatifs entre la France et le reste du monde et de l'élasticité de substitution qui traduit la substituabilité entre produits domestiques et produits étrangers. La figure 7.12 représente, pour l'année 2020, les variations par rapport au scénario de référence des volumes d'importations de pâtes et de bois-énergie et des volumes d'exportations de BIBE.

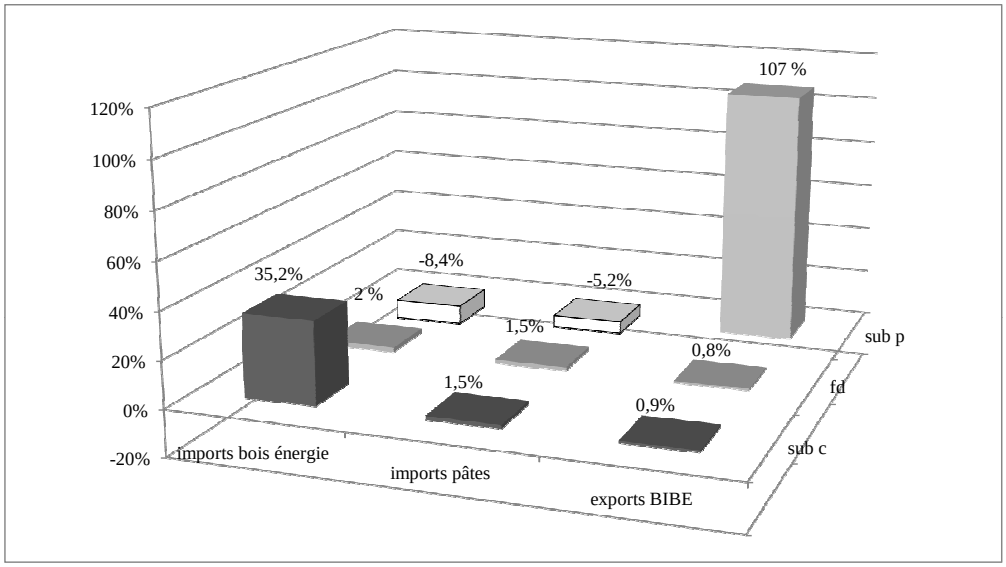



Figure 7.12: Taux de variation des importations de bois-énergie et de pâtes et des exportations de BIBE par rapport au scénario de référence en 2020.

Cette figure souligne le fait que les deux subventions agissent en sens contraire : alors que $\text{Sub}_\text{c}$ augmente le niveau d'importation de bois-énergie, $\text{Sub}_\text{p}$ augmente le niveau d'exportation de BIBE. En outre $\text{Sub}_\text{p}$ diminue les importations de produits en aval alors que $\text{Sub}_\text{c}$ augmente très peu les exportations. Il était en effet attendu que celles-ci diminuent compte tenu de l'augmentation de la demande en France, ce qui n'est pas le cas. La raison provient de la spécification d'Armington (1969) utilisée dans les calculs des niveaux d'exportations. Cette spécification stipule que le niveau d'exportations dépend du ratio des prix domestiques sur les prix étrangers de BIBE mais également du niveau d'offre. Dans le

cas de $\text{Sub}_\text{c}$, le ratio des prix du BIBE diminue mais le niveau d'offre augmente, les deux effets s'annulent presque dans ce cas particulier. Au final, $\text{Sub}_\text{c}$ agit en creusant le déficit de la balance commerciale alors que $\text{Sub}_\text{p}$ le réduit.

La politique fd en revanche a peu d'effet sur la balance commerciale. Cette politique, en réduisant la consommation privée par effet d'éviction et en augmentant le ratio prix domestique sur prix étranger entraîne, *a priori*, un effet ambigu compte tenu de la spécification d'Armington. Les résultats montrent que l'effet prix domine ici l'effet quantité avec une légère augmentation des niveaux d'importation.

En définitive, d'après les résultats du FFSM, la seule politique permettant de réduire le déficit de la balance commerciale pour les produits de la filière BIBE est la subvention au producteur $\text{Sub}_\text{p}$. En dynamisant la filière BIBE française en amont, cette subvention permet ainsi de doubler les niveaux d'exportation. La subvention au consommateur $\text{Sub}_\text{c}$, en revanche, creuse le déficit de la balance commerciale en rendant attractifs, pour le consommateur français, les produits étrangers dont le prix de marché devient plus faible que celui de produits similaires en France. La politique fd a peu d'effet sur la balance commerciale, ce qui fait sens puisque cette politique est explicitement dirigée vers la consommation publique française et ne touche que des produits récoltés et consommés en France.

### 7.4.3 Impacts des politiques de mobilisation de bois-énergie sur la filière bois d'œuvre

Dans l'annexe A.10, nous montrons que la filière BIBE est liée aux filières BOF et BOR par la vente des rémanents et du bois-énergie « lié » au bois d'œuvre. Un arbre abattu pour la filière bois d'œuvre produit une certaine quantité de « déchets » bois (houppiers, grosses branches) valorisables en tant que BIBE. Nous intégrons ce phénomène à deux niveaux : d'une part en rajoutant le profit lié à la vente de ce BIBE lié dans la fonction objectif et, d'autre part, en décomptant ce BIBE lié du volume total de BIBE produit dans l'équation de conservation de la matière.

La mise en place de politique de mobilisation de bois-énergie, et donc indirectement de BIBE, devrait ainsi participer à dynamiser les filière bois d'œuvre.

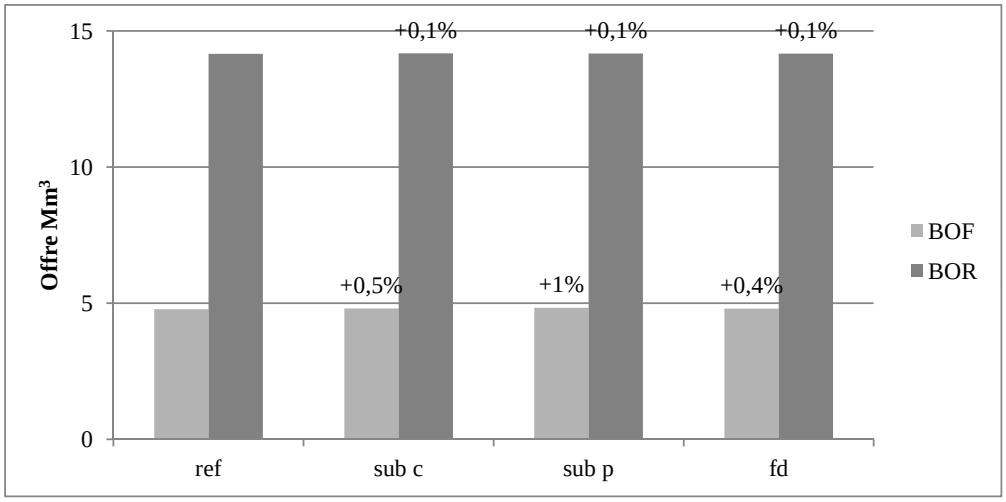



Figure 7.13: Production de BOF et BOR en 2020 et variations par rapport au scénario de référence.

La figure 7.13 montre que l'offre de BOR et de BOF augmente légèrement lorsque les politiques de mobilisation de bois-énergie sont mises en place. Cette augmentation est plus importante pour le BOF, ce qui peut s'expliquer par un taux de BIBE et de rémanents liés plus élevé. Toutefois la variation totale reste inférieure à 1 % à l'horizon 2020 pour tous les cas. Cette quasi-absence d'effet d'entraînement sur la filière bois d'œuvre peut s'expliquer par le fait que nous supposons les coûts de production de BIBE libre égaux à ceux du BIBE lié. En réalité, les coûts de production sont probablement inférieurs dans le cas du BIBE lié (Wisselmann, 2008; Chasset, 2007). En ce sens, les résultats du modèle pourrait ainsi sous-estimer l'effet d'entraînement effectif sur la filière bois d'œuvre.

### 7.4.4 Conclusion de la section

Dans cette section nous avons mis en évidence que la politique $\mathrm{Sub_p}$ en amont et les politiques $\mathrm{Sub_c}$ et fd en aval n'ont pas les mêmes impacts sur les variables économiques de la filière bois.

En dynamisant l'ensemble de la filière BIBE, la politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit à un effet d'entraînement sur la filière trituration et réduit le déficit commercial en doublant les exports de BIBE vers le reste du monde. Les politiques aval, en revanche, entraînent une compétition avec la filière trituration et, dans le cas de $\mathrm{Sub_c}$, une augmentation des

imports de bois-énergie en France. Enfin aucune des trois politiques ne semble dynamiser significativement la filière bois d'œuvre.

Afin de complèter le diagnostic, nous calculons les coûts de chaque politique dans la prochaine section.

## 7.5 Coûts des politiques

FFSM calcule, pour chaque année, les coûts budgétaires et les variations de surplus des agents économiques. En sommant les coûts budgétaires (négatifs) et les variations de surplus des agents (positives ou négatives) on obtient le coût en bien-être sectoriel [29].

L'ensemble de ces coûts sont représentés sur la figure 7.14.

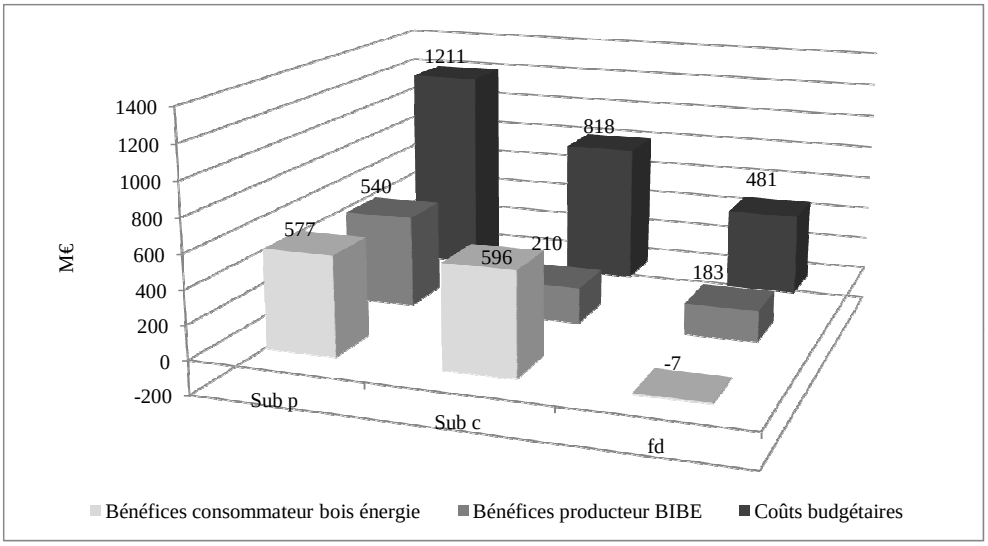



Figure 7.14: Coûts budgétaires moyens, bénéfices au producteur de BIBE et au consommateur de bois-énergie à l'horizon 2020 pour les trois politiques.

29. FFSM étant un modèle en équilibre partiel, il ne permet pas de calculer les effets d'équilibre général induits par les politiques.

### Calcul des coûts budgétaires

Dans les cas des politiques $\mathrm{Sub_c}$ et $\mathrm{Sub_p}$, les coûts budgétaires sont égaux aux taux de subvention multipliés par les prix composites et par les niveaux d'offre ou de demande composites. Pour la politique fd la coût budgétaire est calculé en multipliant le volume supplémentaire mobilisé par l'État (soit $7\,\mathrm{Mm}^3$ chaque année) par le prix de marché.

La figure 7.14 met en évidence le fait qu'en stimulant l'offre de BIBE sans distinction entre filière énergie et filière trituration, la politique $\mathrm{Sub_p}$ est la plus coûteuse pour l'État. En outre le coût budgétaire de la politique $\mathrm{Sub_c}$ est plus élevé que celui de la politique fd, ce qui s'explique par l'existence d'un effet d'aubaine pour les produits qui auraient été consommés même sans politique. Tous les consommateurs, y compris ceux qui consommaient du bois-énergie avant la mise en place de politique sont en effet subventionnés, l'État subventionne ainsi la consommation de plus de $31\,\mathrm{Mm}^3$.

Or, si la subvention porte sur le combustible il est en réalité difficile de ne subventionner que les nouveaux consommateurs, à moins de proposer le combustible sous une nouvelle forme incompatible avec les équipements existants. Une manière de réduire ce phénomène est donc de faire porter la subvention non pas que le combustible mais sur l'équipement de chauffage. C'est le principe des crédits d'impôts à l'achat et au renouvellement des chaudières bois pour les particuliers ou encore des aides à la mise en place d'équipements collectifs et industriels des plans biomasse de l'ADEME ou du fonds chaleur.

### Calcul des variations de surplus des agents de la filière

Pour les politiques $\mathrm{Sub_c}$ et $\mathrm{Sub_p}$, les variations de surplus sont calculées par différence avec les surplus calculés dans le scénario de référence. C'est également le cas pour le calcul des variations de surplus du producteur pour la politique fd. En revanche le calcul de la variation de surplus des consommateurs pour fd est plus complexe :

- L'effet d'éviction et l'augmentation du prix de marché associé font baisser le surplus des consommateurs « privés » par rapport au scénario de référence.
- En revanche, un nouveau groupe de consommateur, les consommateurs « publics », apparaît par rapport au scénario de référence. FFSM ne calcule pas directement le surplus de ces consommateurs. On peut néanmoins considérer que la disponibilité à payer moyenne des consommateurs publics est la même que celle des consommateurs privés. On peut ainsi approcher la variation de surplus entraînée par une augmentation de $7\,\mathrm{Mm}^3$ en multipliant cette valeur par la variation de surplus unitaire d'un consommateur privé. Cette dernière est calculée en divisant la variation de surplus

des consommateurs entraînée par la politique $Sub_c$ ou $Sub_p$ [30] par la quantité de bois-énergie consommée dans ces mêmes scénarios.

La somme des deux effets conduit à une variation de surplus négative pour les consommateurs dans le cas de la politique fd.

**Calcul des coûts en bien-être**

En sommant les variations de surplus des consommateurs et des producteurs et en retranchant les coûts budgétaires (figure 7.14) on obtient le coût en bien-être des politiques. Respectivement le calcul donne 305 M€, 94 M€ et 11,6 M€ pour les politiques fd, $Sub_p$ et $Sub_c$. Il s'agit donc d'ordres de grandeur différents, la politique fd étant 30 fois plus coûteuse que la politique $Sub_c$. Il convient néanmoins d'être prudent sur l'interprétation de ces coûts :

(1) Le coût élevé de la politique fd est principalement dû aux hypothèses sur la variation de surplus des consommateurs. En effet le coût budgétaire de cette politique est plus faible que celui des politiques $Sub_c$ et $Sub_p$ et l'ordre de grandeur de la variation du surplus du producteur est le même que pour la politique $Sub_p$. Nous avons calculé la variation de surplus des consommateurs publics en faisant l'hypothèse qu'il ont la même disponibilité à payer que les consommateurs privés. Or, en réalité, il est possible que le bois constitue une énergie de remplacement meilleur marché que les énergies fossiles pour ces nouveaux consommateurs. La variation de surplus devrait donc, en théorie, intégrer l'économie engendrée par le changement de source d'énergie.

(2) Comme indiqué ci-dessus les coûts des politiques $Sub_c$ et $Sub_p$ prennent en compte les effets d'aubaine liés à la consommation ou à la production de produits qui auraient été produits ou consommés sans politique. En outre la politique $Sub_p$ traduit également un effet d'aubaine pour la filière trituration. Or nous ne prenons en compte que la variation des surplus des producteurs de BIBE et des consommateurs de bois-énergie. En particulier nous ne considérons pas les variations des surplus des consommateurs des produits de la filière trituration (pâtes et panneaux) qui sont positives dans le cas de $Sub_p$ et négatives dans le cas de $Sub_c$.

(3) Les coûts du changement d'équipement en forêt et pour le consommateur ou les coûts de production de BIBE sont intégrés *via* les élasticités prix des équations d'offre et de demande. Ces élasticités sont fixées pour l'année initiale et ne dépendent pas du temps.

30. Les résultats sont quasiment identiques selon que l'on choisisse $Sub_c$ ou $Sub_p$.

### Coûts d'atténuation

Les coûts d'atténuation sont présentés sur la figure 7.15. Ils sont calculés en divisant le coût en bien-être par le volume de $CO_2$ non émis du fait de l'utilisation de bois-énergie [31].

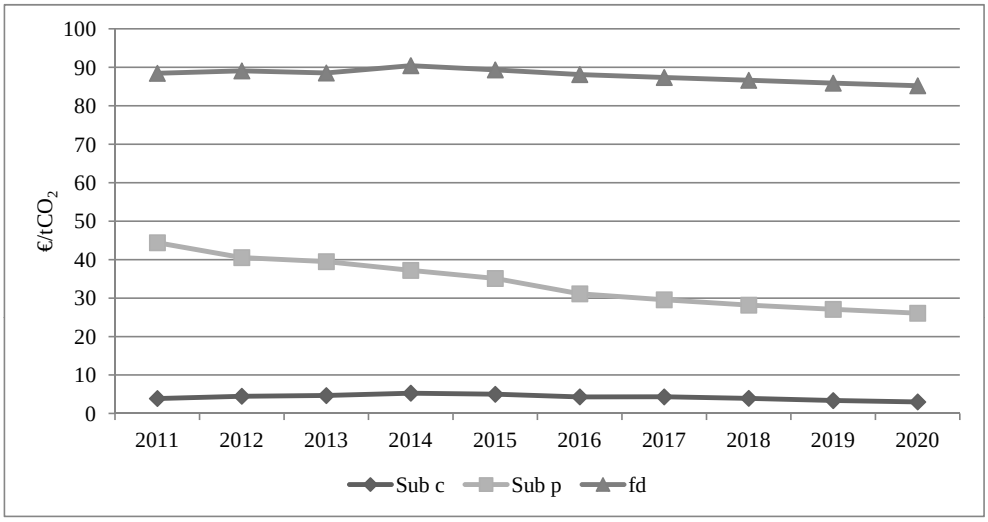



Figure 7.15: Coûts moyens d'atténuation pour les trois politiques.

La quantité de $CO_2$ non émise étant par définition identiques pour les trois politiques [32], les coûts d'atténuation suivent le même ordre que le coût en bien-être calculé ci-dessus. Ces coûts sont compris entre 3 €/t$CO_2$ pour la politique $Sub_c$ et 85 €/t$CO_2$ pour la politique fd. Ils sont relativement constants au cours du temps pour les politiques $Sub_c$ et fd mais décroissants pour la politique $Sub_p$. Cette décroissance s'explique par la décroissance des prix étrangers exogènes. En réalisant la même simulation avec des prix étrangers constants, les coûts d'atténuation sont constants pour la politique $Sub_p$.

31. Le coefficient de substitution retenu est égal à 0,625 t$CO_2$eq/$m^3$ et correspond au $CO_2$ non émis du fait de l'utilisation de bois en substitution à une source composite d'énergie représentant le mix énergétique français dans le secteur résidentiel (donc incluant l'électricité peu émettrice du fait du nucléaire) comme proposé par l'ADEME (2005).

32. Les trois politiques sont calibrées sur la même augementation de consommation de bois-énergie ($+6\,m^3$).

## 7.6 Conclusion

Ce chapitre avait pour ambition d'évaluer les impacts d'une consommation supplémentaire de bois-énergie forestier sur l'économie de la filière et sur l'évolution de la ressource en forêt selon différentes modalités de mobilisation.

Pour cela nous avons modélisé les objectifs de mobilisation des programmes récemment mis en place à l'échelle nationale pour calibrer trois types de politiques : une subvention à la consommation $\mathrm{Sub_c}$, une subvention à la production $\mathrm{Sub_p}$ et une demande publique fixe fd. Les impacts de ces trois politiques ont ensuite été analysés à trois niveaux.

Tout d'abord, au niveau de la dynamique de la ressource forestière, les trois politiques considérées conduisent à des niveaux de tension variables. Cette variabilité est régionale et dépend du niveau de disponibilité initial. La politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit à une décapitalisation à l'horizon 2020 à l'échelle nationale pour les deux niveaux de disponibilité considérés. Les politiques $\mathrm{Sub_c}$ et fd conduisent à une décapitalisation pour le niveau de disponibilité inférieur mais à une capitalisation pour le niveau de disponibilité supérieur. En outre ces tensions sur la ressource ne se transmettent que de façon atténuée aux variables économiques du modèle.

Ensuite, trois conclusions peuvent être tirées de l'analyse des impacts économiques des politiques :

(1) Les politiques $\mathrm{Sub_c}$ et fd entraînent une augmentation des prix des pâtes, ce qui traduit une compétition avec la filière trituration alors que la politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit, au contraire, à un effet d'entraînement sur la filière trituration.

(2) En augmentant les exports de BIBE, la politique $\mathrm{Sub_p}$ participe à réduire le déficit commercial national pour les produits bois, tandis qu'en augmentant le niveau d'imports de bois-énergie, la politique $\mathrm{Sub_c}$ le creuse. Dirigée uniquement vers les produits français, la politique fd est neutre de ce point de vue.

(3) Aucune des trois politiques modélisée ne conduit à un effet d'entraînement significatif pour la filière bois d'œuvre.

(4) L'analyse des coûts fait apparaître des coûts budgétaires plus élevés dans le cas des subventions, notamment du fait des effets d'aubaine. Néanmoins l'effet d'éviction entraînée par la politique fd sur la consommation privée de bois-énergie réduit le surplus des consommateurs privés. Il en résulte un coût en bien-être largement supérieur à celui calculé dans le cas des subventions.

En introduction, nous présentions la politique idéale de mobilisation de bois-énergie comme une politique qui (1) n'entraîne pas de tensions sur la ressource afin d'éviter l'épuisement total, (2) redynamise l'ensemble du secteur bois et ne conduit pas à une

compétition accrue avec la filière trituration, (3) participe à la réduction du déficit commercial du secteur. Le tout en présentant un coût minimal.

À l'issue de ce chapitre, il faut reconnaître qu'aucune des trois politiques modélisées ne remplit entièrement ce cahier des charges comme le tableau de synthèse 7.8 le montre.

| | $\mathrm{Sub_p}$ | $\mathrm{Sub_c}$ | fd |
|---|---|---|---|
| Tensions sur la ressource | +++ | ++ | + |
| Dynamisation du secteur bois | + | - | - |
| Déficit commercial | - | + | 0 |
| Coût | + | - | ? |

Tableau 7.8: Synthèse des impacts des trois politiques considérées.

En particulier, ce tableau montre qu'une stimulation en amont semble nécessaire pour redynamiser le secteur bois et réduire le déficit commercial. Néanmoins la politique $\mathrm{Sub_p}$ que nous avons testé est coûteuse et entraîne un appauvrissement de la ressource à l'horizon 2020.

Une solution possible consiste à combiner politique aval de type fd ou $\mathrm{Sub_c}$ et politique amont de type $\mathrm{Sub_p}$. Afin de vérifier cette hypothèse, nous testons un scénario qui combine la politique $\mathrm{Sub_c}$ et la politique $\mathrm{Sub_p}$, dont les taux de subvention sont respectivement calibrés à 0,2 et 0,6 afin d'augmenter la consommation de bois-énergie de $+\,6\,\mathrm{Mm}^3$.

Nous obtenons les résultats suivants :

- Effet d'entraînement sur la filière trituration (les prix des pâtes baissent de 7 %) ;
- Augmentation des exports de BIBE (+51 %) et donc réduction du déficit de la balance commerciale ;
- Réduction de l'appauvrissement du stock en forêt par rapport au scénario avec politique $\mathrm{Sub_p}$ seule. À l'horizon 2020, on n'observe pas de décapitalisation globale du stock pour une disponibilité de $+\,12\,\mathrm{Mm}^3$ ;
- Coût total égal à 52 M€, soit près de deux fois moins que $\mathrm{Sub_p}$ seule mais cinq fois plus que $\mathrm{Sub_c}$ seule.

Il s'agit là d'un premier pas vers la recherche d'une combinaison « optimale » selon le cahier des charges retenu.

# Bibliographie


ADEME (2005). Energies et matières renouvelables : contexte et enjeux. Rapport technique, ADEME. http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=13480.

ADEME (2008). Programme national bois-énergie 2000-2006 : rapport d'activités. Rapport technique, ADEME.

ADEME (2010a). Dossier de presse : fonds chaleur et biomasse : bilan et perspectives. Rapport technique, ADEME.

ADEME (2010b). Enquête sur le prix des combustibles bois en 2008 et 2009. Rapport technique, réalisé pour le compte de l'ADEME par BASIC. http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=71418&p1=02&p2=07&ref=17597.

Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Ballu, J.-M. (2007). Pour mobiliser la ressource de la forêt française. Rapport technique, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, n° CGAAER 1639.

Chasset, C. (2007). Perspectives de mobilisation de bois-énergie à la société forestière de la caisse des dépôts. Mémoire de D.E.A., ENGREF.

Colin, A., Barnérias, C., Salis, M., Thivolle-Cazat, A., Coulon, F. et Couturier, C. (2009). Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020. Rapport technique, ADEME.

CRE (2005). Les résultats du premier appel d'offres biomasse-biogaz lancé par le DGEMP en 2004. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2007). Appel d'offre biomasse 2006 : Résultats. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2009). Appel d'offres : État des lieux. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2010). Rapport d'activités 2009. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P. et Colin, A. (2009). Evaluation des volumes de bois utilisables à partir des données de l'IFN « nouvelle méthode ». Rapport technique, CEMAGREF et IFN.

Labouze, E. et Le Guern, Y. (2005). Bilan environnemental du chauffage domestique au bois. Rapport technique, ADEME.

Montagné, C. et Niedzwiedz, A. (2009). Comptes intégrés économiques et environnementaux de la forêt en France : méthodologie et analyse pour la période 2000-2006. Rapport technique, Convention LEF/MEEDDAT.

Petersen, A. (2006). A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass and Bioenergy*, 30:605–617.

Puech, J. (2009). Mise en valeur de la forêt française et développement de la filière bois. Rapport technique.

SOeS (2009). Chiffres clés de l'énergie édition 2009. Rapport technique, Service de l'Observation et des Statistiques-Commissariat Général au Développement Durable.

Traisnel, J.-P., Joliton, D., Laurent, M.-H., Caffiaux, S. et Mazzenga, A. (2010). Habitat facteur 4. Rapport technique, CLIP (Club d'Ingénierie Prospective Energie et Environnement).

Wernsdörfer, H., Colin, A., Bontemps, J.-D., Chevalier, H., Caurla, S., Leban, J.-M., Pignard, G., Hervé, J.-C. et Fournier, M. (2011). Impact of the heterogeneity of a forest resource on its dynamics - the French case. *Soumis à Annals of Forest Science.*

Wisselmann, R. (2008). De l'arbre sur pied à la plaquette livrée chez le client : étude technico-économique de la filière plaquette forestière. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech.

# Chapitre 8

# Réflexions sur la signification des résultats de FFSM

## Sommaire


**8.1 Nature de l'information contenue dans FFSM . . . . . 263**

8.1.1 FFSM est une représentation intelligible de deux systèmes complexes . . . . . 263

8.1.2 FFSM synthétise trois niveaux d'information . . . . . 264

**8.2 De la manière de présenter les résultats de FFSM . . . . . 265**

8.2.1 Le résultat de FFSM comme indicateur du fonctionnement d'un système . . . . . 266

8.2.2 Le modélisateur face à un double défi pour la présentation des résultats . . . . . 270

**8.3 Des liens entre le modèle et la réalité qu'il représente . . . . . 272**

8.3.1 Le résultat de FFSM : un résultat scientifique *fondamentalement* différent d'une opinion d'expert . . . . . 272

8.3.2 Validation relative des résultats de FFSM . . . . . 273

8.3.3 FFSM dans le débat sur le fonctionnement réel de l'économie : l'exemple de la représentation des anticipations . . . . . 275

8.3.4 L'évaluation comme principe de connaissance du modèle . . . . . 277

**8.4 Conclusion . . . . . 280**

À l'issue de cette thèse, l'objet de ce dernier chapitre est de proposer quelques réflexions sur les enseignements que l'on peut tirer de l'utilisation de FFSM et d'ouvrir une piste méthodologique pour une meilleure évaluation des résultats qui en sont issus.

Ce chapitre se découpe en trois sections. La première section donne une définition de FFSM à partir de la nature de l'information qu'il contient et montre que les résultats de FFSM, sous leur simplicité apparente, synthétisent cette information d'une manière absolument impossible à réaliser *à la main*.

La seconde partie souligne néanmoins que la manière de présenter les résultats de FFSM dans cette thèse ne révèle pas l'intégralité de l'état d'équilibre et n'en présente qu'une partie. Se pose alors la question de la nature des résultats présentés et de la manière de les présenter.

La troisième section étudie les liens entre les résultats du modèle et la réalité qu'ils sont censés représenter. Nous montrons que la validation est rendue impossible en économie par la coexistence de plusieurs cadres de pensée irréductibles et nous proposons deux pistes alternatives pour explorer les liens entre résultats du modèle et mécanismes réels.

## 8.1 Nature de l'information contenue dans FFSM

### 8.1.1 FFSM est une représentation intelligible de deux systèmes complexes

En couplant une représentation des activités économiques de la filière bois et une représentation de la dynamique de la ressource forestière, FFSM réalise une synthèse de connaissances appartenant à deux domaines éloignés sous la forme d'un système d'équations mathématiques.

FFSM comporte ainsi 9 900 variables économiques réparties dans 5 677 équations auxquelles il faut rajouter les 1 320 équations de dynamique biologique du module ressource. Ces équations s'appuient sur 12 696 valeurs exogènes, représentant l'ensemble des paramètres et des variables de l'année initiale pour les deux modules.

À chaque période, la recherche de l'équilibre économique s'appuie sur la maximisation d'une fonction objectif sous 5 676 contraintes. La recherche d'un maximum par tâtonnement walrasien *à la main* est donc tout simplement impossible sans outil numérique.

En permettant d'« étendre les capacités analytiques du cerveau », FFSM rend ainsi intelligible une réalité trop complexe pour être appréhendée par l'esprit humain.

### 8.1.2 FFSM synthétise trois niveaux d'information

Sous leur apparente simplicité, les résultats présentés dans cette thèse constituent l'aboutissement d'un double défi : (1) la traduction des comportements économiques et de la dynamique biologique des forêts sous des formes mathématiques et le calibrage de ces formes ; (2) le calcul d'équilibres successifs à l'aide de l'outil numérique afin de définir, à chaque période, l'état des variables économiques et biologiques.

La taille du modèle et la difficulté du calcul traduisent la complexité des liens modélisés et la quantité d'information prise en compte. Nous hiérarchisons cette information en trois niveaux dans le tableau 8.1.

| | Module économique | Module ressource |
|---|---|---|
| Niveau 1 | Paramètres économiques et valeurs des variables pour l'année initiale | Paramètres de dynamique (accroissement, mortalité) |
| Niveau 2 | Représentations des comportements économiques des agents | Équation de dynamique de la ressource |
| Niveau 3 | Calcul de l'équilibre partiel | Répartition de la récolte dans les domaines d'étude |

Tableau 8.1: Trois niveaux d'information dans les deux modules de FFSM.

Le premier niveau correspond à l'information contenue dans les paramètres de calibrage du modèle. Cette information résulte de l'observation ou de calculs simples sur les données issues de l'observation (mesure des émissions de $CO_2$, calcul du contenu carbone des produits), des traitements économétrique et statistique des données issues de l'observation (calcul des différentes élasticités dans le module économique, calcul de l'accroissement et de la mortalité dans le module ressource), ou des résultats d'autres modèles (le prix international provient de GFPM (Buongiorno *et al.*, 2003)).

Le second niveau correspond à l'information contenue dans la représentation des comportements économique et biologique. Les comportements économiques sont traduits sous la forme de fonctions d'offre et de fonctions de demande à partir de théories économiques : micro-fondements des fonctions d'offre et de demande agrégées à partir de la fonction de production Cobb-Douglas et représentation de la substitution imparfaite entre produits domestiques et étrangers à travers la spécification d'Armington. Les comportements biologiques sont traduits dans les équations de dynamique de la ressource.

Enfin, le dernier niveau d'information correspond au calcul de l'équilibre. Dans le module économique, ce niveau d'information se réfère à la maximisation de la somme des surplus. Cette méthode s'appuie sur le cadre théorique de la recherche de l'équilibre spatial de Samuelson (1952) et utilise la programmation non-linéaire comme mode de résolution. Dans le module ressource, ce niveau correspond au choix de la clé de répartition de la récolte calculée par le module économique dans chaque domaine d'étude (tableau 4.1, chapitre 4).

*Stricto sensu*, le résultat du modèle à une date donnée est défini comme la synthèse de ces trois niveaux d'information et prend la forme d'un vecteur constitué de 9 900 variables représentant entièrement l'état d'équilibre à cette date. Or, les résultats présentés dans cette thèse, que ce soit sous la forme de la valeur d'une variable pour une année donnée, de l'évolution temporelle de la valeur d'une variable ou de l'agrégation des valeurs de plusieurs variables (somme, moyenne), ne représentent qu'une infime partie de ce vecteur. Ils n'en reportent que la partie jugée pertinente pour répondre à la problématique.

Cette constatation débouche sur une double problématique. D'une part il s'agit de comprendre comment le modélisateur distille le résultat brut en un résultat « simplifié » intelligible et, d'autre part, il s'agit d'examiner les liens que ce résultat final entretient avec la réalité qu'il est censé représenter.

Ces deux programmes de réflexions font respectivement l'objet des deux prochaines sections.

## 8.2 De la manière de présenter les résultats de FFSM

La présentation des résultats du modèle peut paraître un obstacle insurmontable puisqu'il s'agit *a priori* de choisir, parmi les 9 900 variables représentant entièrement l'état d'équilibre à chaque date, celles qui donnent les informations pertinentes pour répondre à la problématique.

En réalité, nous montrons dans une première partie que l'utilisation du modèle pour évaluer la valeur d'une variable à une période donnée est minoritaire.

La seconde partie souligne néanmoins que cela ne dispense pas le modélisateur de relever deux défis dans la présentation des résultats : celui de s'assurer de la validité des résultats au regard des théories dont ils sont issus (défi interne), et celui de communiquer clairement la forme du modèle afin d'assurer leur reproductibilité (défi externe).

### 8.2.1 Le résultat de FFSM comme indicateur du fonctionnement d'un système

La fascination dont les résultats chiffrés font parfois l'objet peut faire oublier que le modèle est bien plus qu'une boîte noire qui élabore des chiffres en réponse à une problématique donnée.

Une propriété essentielle du modèle est de combiner une représentation intelligible d'un système complexe avec un mode calculatoire rapide. Moyennant un coût d'entrée lié à la compréhension de la structure et du mode opératoire global, il est facile de modifier une variable, une équation, une hypothèse de construction et d'en analyser les conséquences. Le modèle permet alors de collecter les indices du fonctionnement d'un système complexe, de sa sensibilité aux valeurs d'un paramètre ou aux effets induits par une représentation d'un comportement différent afin de comprendre les déterminants et les rouages de ce comportement *dans la réalité*. Le pouvoir du résultat n'est alors plus tant dans sa valeur chiffrée que dans sa capacité à révèler les caractéristiques du fonctionnement du système économique modélisé.

Dans le tableau 8.2, nous répertorions les résultats présentés dans cette thèse [1] en trois types : les résultats définissant l'ordre de grandeur d'un phénomène, les résultats soulignant les déterminants d'un mécanisme et les résultats présentant la sensibilité d'un mécanisme à la valeur d'un paramètre.

Nous distinguons également les résultats « non attendus » des autres. En effet, si la plupart des résultats obtenus sont délibérément recherchés [2], certains sont obtenus « par hasard », au detour de la recherche d'un autre résultat.

1. En réalité le nombre de « résultats » est largement supérieur à vingt. Chacun des résultats présenté dans ce tableau contenant plusieurs composantes constituant, pour chacune, un résultat. Par exemple, pour le résultat 5.1, on peut donner l'ordre de grandeur du phénomène, ce qui forme un résultat distinct.

2. Nous ne parlons pas du contenu des résultats qui est, *a priori*, inconnu mais du résultat en tant qu'aboutissement d'un processus de recherche délibéré.

| Chapitre | Numéro | Résultats | Résultat exploratoire/non attendu | Mise en évidence de la sensibilité d'un paramètre | Ordre de grandeur d'un phénomène | Mise en évidence des déterminants d'un mécanisme |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 5 | 5.1 | Le bilan environnemental du scénario séquestration est meilleur que ceux des scénarios substitution et combinaison | | | | × |
| 5 | 5.2 | Le bilan environnemental du scénario séquestration est le seul à être meilleur que celui du scénario de référence | | | | × |
| 5 | 5.3 | La non-prise en compte de l'énergie nucléaire dans le mix énergétique français ne modifie pas 5.1 et 5.2 | | × | | |
| 5 | 5.4 | Le rebond de croissance du à la baisse de densité peut modifier 5.1 et 5.2 | | × | | |
| 5 | 5.5 | Le coût total du scénario séquestration est plus faible que ceux des deux autres scénarios | | | × | |
| 5 | 5.6 | Le scénario combinaison conduit à des effets antagonistes pour les deux politiques selon nos hypothèses | | | × | |
| 6 | 6.1 | Globalement la production de produit bois augmente avec l'introduction de la taxe | | | × | |
| 6 | 6.2 | Il existe des exceptions à 6.1 | | | × | |
| 6 | 6.3 | En 2020, la variation de la production nationale après introduction de la taxe et de la compétition est comprise entre -5 % pour les parquets et +6 % pour les portes en bois | | | × | |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 6 | 6.4 | La production des produits bois diminue dans certaines régions avec la taxe | × | | | × |
| 6 | 6.5 | L'augmentation de la consommation de bois énergie est 4 à 5 fois plus faible avec une taxe carbone qu'avec une subvention à la consommation | | | | × |
| 6 | 6.6 | Le bénéfice pour la filière bois est réduit lors d'une modification de l'assiette de la taxe | | | | × |
| 7 | 7.1 | Dans l'hypothèse d'une disponibilité forestière supérieure, la politique $\mathrm{Sub_p}$ entraîne une décapitalisation au niveau national en 2020 alors que $\mathrm{Sub_c}$ et fd conduisent à une capitalisation à cette échéance | | × | | |
| 7 | 7.2 | Les tensions sur la ressource ne se transmettent que de manière atténuée aux variables économiques du modèle | | | | × |
| 7 | 7.3 | La politique $\mathrm{Sub_p}$ conduit à un effet d'entraînement sur la filière trituration, alors que fd et $\mathrm{Sub_c}$ entraînent une compétition avec cette filière | | | | × |
| 7 | 7.4 | Aucune politique ne conduit à un effet d'entraînement significatif pour la filière bois d'œuvre | | | | × |
| 7 | 7.5 | $\mathrm{Sub_p}$ réduit le déficit commercial, $\mathrm{Sub_c}$ le creuse, fd est neutre | | | × | |
| 7 | 7.6 | Les subventions présentent des coûts budgétaires plus élevés du fait de l'existance d'effets d'aubaine | | | × | |
| 7 | 7.7 | fd conduit à un effet d'éviction de la demande privée | × | | | × |
| 7 | 7.8 | Il résulte de 7.1 un coût en bien-être largement supérieur pour fd que pour les autres politiques | | | | × |

Tableau 8.2: Typologie des résultats des chapitres 5, 6 et 7.

**Mise en évidence de l'ordre de grandeur d'un phénomène**

En mettant en évidence l'ordre de grandeur d'un phénomène, le résultat mesure l'intensité de la transmission des signaux économiques dans la filière forêt-bois. Par exemple, le modèle mesure l'augmentation de la production des produits de la filière bois après mise en place de la taxe carbone. Le résultat selon lequel la filière bénéficie, globalement, de la taxe est intuitif et repose sur la comparaison des émissions de $CO_2$ entre filières (résultat 6.1). En revanche, l'ordre de grandeur de l'augmentation de la production après mise en place d'une taxe de 17 €/t$CO_2$ (+2 €/t$CO_2$/an) n'est pas intuitif (résultat 6.3). Pas plus que la baisse de la production d'un produit bénéficiant de la taxe dans certaines régions (résultat 6.4). Le modèle agit ici en représentant et en quantifiant la propagation d'un phénomène dans la filière.

**Mise en évidence des déterminants d'un mécanisme**

Les résultats de FFSM révèlent les déterminants des mécanismes. Par exemple, le calcul du bilan d'émissions dans le chapitre 5 (résultats 5.1 et 5.2) ne fait intervenir que trois paramètres : le coefficient de substitution énergétique, le coefficient de séquestration en forêt et la modification de l'accroissement moyen lors d'une augmentation de la récolte – modification qui dépend elle-même de la modification du diamètre moyen lors d'une augmentation de la récolte. Les résultats 5.1 et 5.2 montrent ainsi que le résultat du modèle dépend effectivement de ces trois paramètres (critère de contribution) [3].

Une conséquence est que, dans le cadre d'un débat sur le choix du levier d'action par rapport aux bilans d'émission de la substitution et de la séquestration, le modèle peut agir en polarisant les discussions autour de ces trois paramètres ce qui le transforme en outil de négociation rationnel et *a priori* objectif.

**Mise en évidence de la sensibilité d'un mécanisme à la valeur d'un paramètre**

Le modèle permet de quantifier l'effet d'un paramètre sur la valeur d'un résultat. Pour reprendre l'exemple du bilan d'émissions, il existe *a priori*, dans la réalité, d'autres déterminants que les trois paramètres présentés. Parmi ces déterminants, l'effet « rebond de croissance » induit par la diminution de la densité forestière lorsque le taux de prélèvement augmente est régulièrement mis en avant comme étant en mesure de modifier les bilans d'émissions en faveur du scénario substitution à long terme. Or, ce rebond de croissance n'a, à notre connaissance, pas fait l'objet de mesure ou de modélisation pour la ressource forestière française. Ce paramètre n'est donc pas pris en compte dans FFSM mais peut être

3. Toutefois, FFSM n'indique pas que le mécanisme réel ne dépend que de ces trois paramètres : il peut exister d'autres déterminants dans la réalité.

modélisé à travers un coefficient prenant plusieurs valeurs, c'est ce que nous faisons dans la partie 5.4 du chapitre 5. Il est alors possible d'estimer le taux de rebond de croissance pour lequel la conclusion sur les bilans d'émissions est modifiée.

Les résultats de FFSM, s'ils ne permettent pas de répondre définitivement à la question posée dans un débat, soulignent les axes de recherche prioritaires pour le faire. Ainsi, si l'analyse de sensibilité révèle que le résultat final est très sensible au rebond de croissance et que la conclusion sur les bilans d'émissions est modifiée pour un taux de rebond de croissance très faible, il devient légitime d'entreprendre la recherche d'une valeur précise et robuste du paramètre en question.

D'une manière plus générale, le modèle permet de problématiser les discussions et, s'il ne permet pas de répondre à une question de manière précise, au moins permet-il de la soulever, de la situer sur le devant de la scène et d'indiquer des pistes pour y répondre.

### 8.2.2 Le modélisateur face à un double défi pour la présentation des résultats

Si l'utilisation du résultat du modèle dans un contexte de négociation apporte *a priori* rationnalité et objectivité au débat, cela exige néanmoins du modélisateur une éthique de modélisation et une transparence dans la présentation de son outil. Sans cela, le modèle se transforme en boîte noire produisant des résultats au mieux inutilisables, au pire dangereux dans un tel contexte.

#### Défi interne : la compréhension de l'outil

Un élément fondamental de connaissance interne du modèle est la résolution analytique de l'équilibre. Cette résolution permet d'exposer les déterminants du calcul de l'équilibre, d'examiner les liens entre les variables du modèle et de mettre en évidence les caractéristiques théoriques de l'état d'équilibre.

Cependant, la résolution analytique ne suffit pas pour s'assurer de la validité des résultats chiffrés fournis pas le modèle numérique. La traduction des équations mathématiques en programme numérique va de pair avec la transformation des variables et paramètres analytiques en variables et paramètres numériques. Il convient ainsi, tout d'abord, de vérifier que les résultats chiffrés respectent les conditions théoriques de l'équilibre. Ceci permet de s'assurer que la maquette mathématique du modèle est correctement traduite dans le langage de programmation choisi. Ensuite, il est nécessaire de vérifier que les résultats présentés sous la forme d'indicateurs agrégés (consommation nationale d'un produit, moyenne des prix, etc.), ne masque pas des tendances individuelles divergentes.

Prenons deux exemples pour illustrer cet enjeu. Dans le chapitre 6, nous avons mis en évidence que la production nationale de tous les produits bois, à l'exception des parquets,

augmentait suite à l'introduction d'une taxe carbone intersectorielle. Or, en désagrégeant la production nationale au niveau régional, on met en évidence que cette conclusion n'est pas vraie dans chaque région. De même, dans le chapitre 7, même si les politiques $\mathrm{Sub_c}$ et fd n'entraînent pas, au niveau national, une décapitalisation de la ressource forestière dans l'hypothèse d'une disponibilité supérieure, cela n'est pas le cas dans toutes les régions, certaines régions voyant leur stock forestier diminuer.

Enfin, la connaissance du modèle passe également par l'évaluation de la robustesse des résultats à l'aide d'analyses de sensibilité. Nous testons par exemple la sensibilité de l'offre aux valeurs des élasticités prix et des élasticités par rapport au stock dans le chapitre 3. L'objectif est d'apporter une nuance aux conclusions et de pouvoir quantifier cette nuance [4].

**Défi externe : la communication de l'outil**

Néanmoins, la compréhension interne de l'outil ne suffit pas, le modélisateur doit également être capable de communiquer clairement la forme de la maquette à l'extérieur et ce afin d'assurer la reproductibilité des résultats, condition nécessaire pour associer le modèle à une négociation ou pour éclairer un débat.

Un exemple des risques qu'encourrent les modèles trop opaques dans le débat public est donné dans un article du *Financial Times* daté du 6 Novembre 2011. L'article expose les critiques d'un groupe d'experts chargé d'évaluer un rapport européen de prospective énergétique rédigé à partir des résultats du modèle *Primes*. Le modèle *Primes* est une propriété de l'université technique nationale d'Athènes qui refuse de rendre public le code du modèle [5] [6]. À côté des interrogations sur la nature des hypothèses du modèle, les discussions entre experts se concentrent surtout sur l'opacité du modèle et la non-reproductibilité des résultats qui, selon eux, enlève toute valeur aux résultats présentés dans le rapport.

Dans cette thèse nous avons mis un point d'honneur à rendre FFSM le plus transparent possible : nous en avons retracé l'historique (chapitre 1), nous avons détaillé sa structure mathématique et les théories sur lesquelles elle s'appuie (chapitres 3 et 4), nous avons démontré l'existence et les conditions de l'équilibre à travers la résolution analytique de

4. Le travail d'évaluation de l'outil à travers une analyse de sensibilité systématique de l'ensemble des paramètres est néanmoins une tâche considérable qui sort du cadre de notre thèse.

5. « The advisory group recommends the Primes model be made publicly available so that its results can be replicated by interested parties. Professor Pantelis Capros, the economist from the National Technical University of Athens who built the Primes model, told the Financial Times he agreed transparency was important and would not mind if some of the model's working were made public, "but not the code itself, not the software". ».

6. On peut en outre questionner l'intérêt de garder le code secret. Outre l'opacité qui en résulte, un inconvénient est que le modèle n'évolue pas aussi vite qu'un modèle en *open source* qui bénéficie de contributions plus nombreuses. On se dispense ainsi *a priori* d'une partie des bénéfices que l'on peut tirer du modèle.

l'équilibre statique[7] (annexe B) et nous avons réalisé plusieurs analyses de sensibilité (chapitres 5, 6 et 7).

## 8.3 Des liens entre le modèle et la réalité qu'il représente

Si la connaissance interne et la communication externe du modèle sont des gages de transparence de l'outil, elles ne suffisent pas lorsqu'il s'agit d'analyser les liens entre les résultats et la réalité qu'ils sont censés représenter.

Dans cette section, nous voyons dans un premier temps que les résultats de FFSM, en tant que résultats scientifiques, sont contingents à un jeu d'hypothèses et ne peuvent prétendre formuler une réponse portant directement sur le réel, comme le feraient des résultats d'expertise. Dans un second temps, nous montrons qu'outre le jeu d'hypothèses, le modèle est également contingent à un cadre de pensée. Plusieurs cadres de pensée existent en économie, ce qui traduit une absence de consensus sur ce qui constitue un « bon » modèle économique. Partant de là, nous soulignons qu'il n'est pas possible, *a priori*, de « valider » les résultats mais qu'il est néanmoins envisageable de (i) situer les hypothèses du modèle dans les débats sur le fonctionnement « réel » de l'économie et (ii) situer les résultats par rapport à des observations de la réalité, ce que nous désignons par le terme d'« évaluation » du modèle.

### 8.3.1 Le résultat de FFSM : un résultat scientifique *fondamentalement* différent d'une opinion d'expert

Roqueplo (1997) définit l'expertise comme « l'expression d'une connaissance formulée en réponse à la demande de ceux qui ont une décision à prendre et en sachant que cette réponse est destinée à être intégrée dans un processus de décision ». Or, le résultat du travail scientifique ne constitue pas toujours un résultat directement utile à la décision car le chercheur choisit le domaine qu'il souhaite étudier et, surtout, « il reformule systématiquement les questions qu'il traite, précisément pour les mettre sous une forme telle que, dans l'état de ses connaissances et des moyens dont il dispose, il soit en mesure de leur apporter une réponse scientifiquement valide »(Roqueplo, 1997, p.36).

Ainsi le résultat lorsqu'il est issu d'un processus d'obtention scientifique n'a pas à se plier aux contraintes du concret, il est valide selon les hypothèses faites en amont. Le changement de la valeur du résultat du fait de la modification d'une hypothèse n'est pas perçu comme une atteinte à la crédibilité du chercheur mais comme une opération normale dans un processus de recherche.

L'expert, en revanche, doit parler au nom de la réalité et non en fonction des hypothèses, parfois non réalistes, du cadre scientifique.

7. Il faut, à ce propos, noter que la formalisation mathématique présente un intérêt majeur dans l'entreprise de communication : tout en présentant de manière exhaustive et rigoureuse la structure de l'outil, elle permet *a priori* de s'affranchir de la barrière de la langue.

Ainsi, lorsque le chercheur devient expert et qu'il utilise les résultats produits dans un cadre scientifique pour formuler une expertise, deux transformations bien distinctes, l'une explicite et l'autre implicite, s'opèrent. D'une part, la forme du résultat est transformée afin de le rendre intelligible et susciter le dialogue avec l'utilisateur final. D'autre part, le résultat est déconnecté du jeu d'hypothèses et du système de justification qui l'ont vu naître. Le résultat n'est donc plus relatif à la construction scientifique qui lui donne son sens mais est considéré comme un énoncé valide en valeur absolue. C'est la somme de ces deux opérations qui transforme le résultat scientifique en opinion d'expert.

Les résultats issus de FFSM présentés dans cette thèse, bien que traduits sous une forme intelligible, sont systématiquement interprétés en fonction du jeu d'hypothèses dont ils sont issus. De fait, l'information qu'ils contiennent n'est pas toujours directement exploitable dans un contexte d'aide à la décision. Or, le jeu d'hypothèses, et plus globalement le cadre scientifique d'obtention des résultats, s'ils constituent une limite à l'utilisation de ces résultats dans un contexte décisionnel, représentent également un rempart contre leur utilisation abusive.

Si les énoncés scientifiques ne portent pas directement sur le réel, la question reste posée de savoir dans quelle mesure les hypothèses de construction du modèle sont pertinentes relativement à la réalité que le modèle est censé représenter. La réponse à cette question est rendue d'autant plus difficile qu'il n'existe pas de consensus sur ce qui constitue un « bon » modèle économique, c'est-à-dire qu'il n'existe pas, comme nous le voyons dans la partie suivante, de consensus sur les traits les plus importants du fonctionnement des systèmes socio-économiques modélisés.

### 8.3.2 Validation relative des résultats de FFSM

Une théorie est validée lorsqu'elle est jugée représentative de la réalité. Cette représentativité passe par l'évidence et la nécessité : les choses se passent évidemment et nécessairement comme la théorie le prévoit. En ceci, et en particulier, la validation remplit les critères d'objectivité et de prédictibilité des phénomènes réels.

*Objectivité*

Le critère d'objectivité étant par définition unique, la validation, en tant qu'acceptation universelle de la représentation de la réalité, est rendue impossible en économie par la coexistence de plusieurs écoles de pensée ou paradigmes [8].

8. Un paradigme représente un cadre de pensée dans lequel la réalité est représentée de manière cohérente. La théorie de l'équilibre général ou la théorie générale de Keynes constituent des paradigmes en économie. Chaque paradigme est irréductible, c'est-à-dire qu'il propose un cadre de pensée dont les caractéristiques ne sont pas toutes partagées par un autre paradigme, de sorte qu'un paradigme A ne peut pas être complètement englobé dans un paradigme B (le paradigme A ne peut pas être *réduit* au paradigme B).

Cette coexistence s'explique notamment par l'irréfutabilité des résultats en économie. Pour Popper (1934), le propre d'une science est de produire des résultats réfutables, c'est-à-dire qu'il est possible de définir un énoncé de l'observation qui les contredise [9]. En économie, les observations ne correspondant jamais aux conditions de la théorie, il n'est pas possible de réfuter celle-ci. Cette irréfutabilité conduit à considérer les résultats comme valides dans les conditions de la démonstration, autrement dit dans le paradigme considéré.

*Capacités prédictives*

La capacité prédictive d'un modèle représente son aptitude à prévoir un phénomène et donc à modéliser correctement sa *causalité*. La causalité d'un phénomène est l'ensemble des antécédents qui permettent de le comprendre, c'est-à-dire de le reproduire. Plus précisément la causalité scientifique relie un phénomène à un autre phénomène, « par un cheminement qui nous permet de reproduire l'effet à partir de la cause, au moins en pensée »(Mouchot, 2003, p.94). Pour Walliser (1987), « la causalité est exprimée en économie sous une forme faible, à savoir qu'une variable en cause une autre si elle exerce sur elle une influence stochastique ni forcément nécessaire, ni forcément suffisante ». En outre la présence de causalités circulaires (la demande engendre l'offre qui engendre la demande et ainsi de suite) complexifie encore la représentation des causalités en économie.

Ainsi, il n'est pas possible de tester directement et complètement la capacité prédictive du modèle économique par l'expérience, comme on peut le faire dans d'autres disciplines.

Il est néanmoins possible de porter un jugement sur la pertinence de la représentation du modèle. Ce jugement s'appuie sur trois éléments :

(1) sur la qualité du calibrage des variables de l'année initiale et des paramètres (niveau 1 du tableau 8.1) ;

(2) sur le positionnement du modèle relativement à ce que l'on connaît de la réalité (niveaux 2 et 3 du tableau 8.1). Cela permet, d'une part, de s'assurer que les hypothèses de construction sont cohérentes avec les représentations de la réalité et, d'autre part, de positionner le modèle lorsqu'il y a controverse, ce que nous montrons à travers l'exemple des anticipations dans la partie 8.3.3 suivante ;

(3) sur l'évaluation des résultats du modèle par rapport à une serie de critères « raisonnables ». Ces « expériences » sont nécessairement imparfaites au regard de celles pratiquées dans d'autres disciplines, comme les sciences physiques, mais elles permettent néanmoins

9. « Une hypothèse (théorie) est dite *réfutable* s'il est possible d'imaginer un énoncé d'observation qui la contredise : l'hypothèse serait réfutée si cet énoncé était avéré. Ainsi, les énoncés suivants sont réfutables : « Si je lâche la pierre que je tiens dans la main, elle tombe au sol » ; « Il ne pleut jamais le mercredi » ;[...]. La réfutabilité n'est pas liée à la « véracité » de l'énoncé [. . . ], on peut imaginer une observation qui contredirait l'énoncé. Dans le premier cas, cette observation n'a jamais eu lieu : on dit que toutes les observations ont, jusqu'à maintenant, *corroboré* l'énoncé [. . . ]. Au contraire, ne sont pas réfutables les énoncés du type : « Il se pourrait bien que telle chose arrive » ou, plus brutalement : « Telle chose se produira ou ne se produira pas », puisque, quoi qu'il arrive, ils auront été exacts. » (Mouchot, 2003, p.61-62).

de comparer la réaction du modèle avec la réalité. Nous en proposons un exemple dans la partie 8.3.4.

### 8.3.3 FFSM dans le débat sur le fonctionnement réel de l'économie : l'exemple de la représentation des anticipations

Si la validation du modèle n'est pas possible en tant que telle, il est néanmoins envisageable de situer les théories de FFSM dans le débat sur le fonctionnement réel de l'économie. Nous prenons ici l'exemple de la représentation des anticipations dans les modèles économiques.

Les modèles de maximisation intertemporelle de l'utilité reposent sur une hypothèse d'anticipation parfaite [10]. Cette hypothèse suppose qu'à la date $t$ les agents économiques sont parfaitement conscients des conditions économiques à la date $t + n$. Par conséquent, leur comportement à la date $t$ tient compte de ces conditions. Le temps ne joue ainsi aucun rôle : passé, présent et futur sont parfaitement connus et les équilibres de chaque période sont calculés simultanément.

FFSM en revanche est un modèle récursif, les équilibres sont calculés les uns après les autres. Dans ce cas, la représentation des anticipations est *a priori* plus variée : les agents peuvent être complètement myopes dans le sens où ils n'anticipent pas les conditions futures mais ils peuvent également intégrer les informations passées et présentes provenant de leur environnement naturel ou socio-économique sous la forme d'*anticipations adaptatives* ou d'*anticipations rationnelles* (Muth, 1961; Lucas, 1972).

Les anticipations adaptatives stipulent que les agents formulent leurs anticipations en fonction des seules valeurs courantes des variables ajustées par les erreurs d'anticipation passées. La théorie des anticipations rationnelles, en revanche, est définie dans l'article de Muth (1961) et suppose que les agents formulent des anticipations à partir de toute l'information dont ils disposent, y compris l'information n'impliquant pas seulement les variables considérées. Ils sont donc amenés à revoir leurs anticipations au fur et à mesure que de nouvelles informations leur parviennent. La différence majeure entre les deux théories est donc l'utilisation de l'intégralité de l'information disponible *au moment* de formuler les anticipations : cette utilisation est *optimale* dans le cas des anticipations rationnelles et *sous-optimale* dans le cas des anticipations adaptatives. Nous avons vu dans les chapitres 3 et 4 que, dans FFSM, les consommateurs de produits transformés sont myopes et les offreurs de produits bruts ajustent leur offre en fonction de l'évolution de la ressource. Cet ajustement peut être assimilé à une forme d'anticipation adaptative.

10. C'est par exemple le cas de la famille TSM définie dans le chapitre 2 de cette thèse.

Les anticipations adaptatives, bien que critiquées car elles impliquent que les agents n'apprennent rien de leurs déboires et persistent dans leurs erreurs de jugement, restent, à l'heure actuelle, la seule manière de représenter les anticipations dans un cadre récursif. En effet, la théorie des anticipations rationnelles supposerait d'intégrer toute l'information disponible au modèle ce qui, en pratique, est irréalisable. Précisément, ce projet est irréalisable à deux niveaux : d'une part car il est impossible d'être sûr d'avoir pris en compte toute l'information disponible et, d'autre part, car cela supposerait une formalisation objective de la rationalité de l'individu.

Si on définit la rationalité économique dans son sens le plus accepté aujourd'hui c'est-à-dire celui de la maximisation de l'utilité espérée, alors le consommateur *rationnel* maximise son utilité et l'entreprise *rationnelle* son profit, sous une contrainte de budget et avec pour unité de mesure commune la monnaie.

Or le « consommateur » n'est, justement, pas seulement un consommateur et il peut accroître son bien-être, mesuré par l'utilité, en poursuivant d'autres finalités que la consommation : la reconnaissance, le pouvoir, l'amitié, etc. Ceci nécessite donc, si l'on souhaite conserver cette définition de la rationalité économique, de transformer en des termes monétaires la satisfaction engendrée par ces finalités. Outre les problèmes méthodologiques que cela pose, l'économiste ne peut pas avoir la certitude d'avoir pris en compte toutes les finalités pour chaque individu. D'une part car elles dépendent de chaque individu et sont fonctions de critères psychologiques qu'il n'est pas question de traiter ici et, d'autre part, car elles évoluent avec le temps. Par définition donc, le critère de rationalité économique dans le sens de la maximisation de l'utilité n'est pas en mesure d'expliquer l'ensemble des comportements réels.

À ce propos, Akerlof (2007) montre que la macroéconomie néoclassique échoue à prendre en considération le rôle de normes sociales comme critère de décision des agents économiques. Ces normes sont définies comme des finalités non monétarisées qui permettent à l'agent économique de s'intégrer à son environnement :

> « Those norms reflect how the respective decision makers think they and others should or should not behave even in the absence of frictions. Preferences reflecting such norms yield a macroeconomics with important remnants of the early Keynesian thinking. They also yield a macroeconomics that, in important details, cannot be obtained only with frictions ».(Akerlof, 2007, p.6)

La rationalité économique, au sens néoclassique du terme, échoue ainsi à expliquer des situations économiques comme le paradoxe d'Allais ou le dilemme du prisonnier qui aboutissent, tous deux, à une situation sous-optimale (puisqu'à l'équilibre, la somme des utilités n'est pas maximisée).

### 8.3.4 L'évaluation comme principe de connaissance du modèle

*Définition*

Si le modèle économique prospectif ne peut être validé au sens scientifique du terme, il peut néanmoins être « évalué » à travers la comparaison des résultats et de la réalité qu'ils sont censés représenter.

Dans ce cas, la comparaison des résultats avec les observations réelles ne doit pas être perçu comme la recherche d'évidence et de nécessité *universelles* mais plutôt comme une manière de cerner les caractéristiques des résultats et, ainsi, de déterminer la nature de la réponse du modèle face à une problématique concrète donnée [11].

Cette dernière partie constitue un exemple d'évaluation impliquant la réponse de FFSM à un choc exogène sur la ressource. Cet exemple nous permet notamment de mettre en évidence les limites des anticipations adaptatives dans la représentation de l'offre de bois dans FFSM.

*Évaluation de la réaction de FFSM à un choc exogène : exemple de la tempête Klaus*

**Les faits**

Le 24 janvier 2009 la tempête Klaus a dévasté le sud-ouest de la France : plus de 43 $Mm^3$ de bois ont été abattus [12], principalement du pin maritime (37,8 $Mm^3$) (AGRESTE, 2011; Lecocq *et al.*, 2009).

Notre objectif est d'utiliser FFSM pour modéliser l'offre de bois pendant et après la tempête en région Aquitaine et de la comparer aux données d'observations. Nous ne modélisons que les dégâts sur le pin maritime, les seuls produits primaires concernés sont donc le bois d'œuvre résineux (BOR) et le bois d'industrie/bois-énergie (BIBE).

**Méthode**

Deux scénarios sont considérés selon la manière dont nous représentons l'offre de chablis [13].

Dans le **scénario 1**, le volume de chablis est pris en compte indirectement dans la fonction d'offre, à travers une disponibilité supplémentaire de bois exploitable. Concrètement, dans l'équation d'offre 8.1 représentée ci dessous, la valeur $F_{w,i,t}$ pour

11. Les méthodologies de ce type d'évaluation restent largement à construire à l'heure actuelle.
12. Il s'agit du même ordre de grandeur que la récolte annuelle de bois sur l'ensemble du territoire français
13. Un chablis est un arbre accidentellement cassé ou déraciné, le plus souvent par le vent.

i = Aquitaine, w = BOR et BIBE et pour t = 2009 intègre le chablis pour devenir $F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2009} + \text{chablis}$.

$$S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,t-1}} \right)^{\epsilon_w} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} \right)^{\beta_w} \tag{8.1}$$

Ainsi en 2009, soit l'année de la tempête, le ratio des stock devient $\frac{F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2009}+\text{chablis}}{F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2008}}$, ce qui entraîne une augmentation des niveaux d'offre $S_{\text{BOR},AQ,2009}$ et $S_{\text{BIBE},AQ,2009}$.

En outre la fédération des industries du bois d'Aquitaine (FIBA) [14] estime qu'environ 9 $\text{Mm}^3$ ont été stocké. Le stockage durant en moyenne trois ans (au delà il existe un risque important de dégradation), nous supposons que le destockage des bois se fait de manière régulière entre 2010 et 2012. Concrètement nous ajoutons aux disponibilités $F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2010}$, $F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2011}$ et $F_{\text{BOR et BIBE},AQ,2012}$ un volume de 3 $\text{Mm}^3$.

Dans le **scénario 2**, nous supposons l'offre de chablis exogène et imposée au modèle. L'offre totale s'écrit ainsi :

$$S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,t-1}} \right)^{\epsilon_w} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} \right)^{\beta_w} + \text{offre}_{chablis} \tag{8.2}$$

Où $S_{w,i,t} = S_{w,i,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i,t}}{\tilde{P}_{w,i,t-1}} \right)^{\epsilon_w} \left( \frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}} \right)^{\beta_w}$ représente l'offre de bois « vert », c'est-à-dire issu de l'exploitation classique.

Contrairement au scénario 1, le scénario 2 intègre le volume de chablis directement dans l'offre, sans passer par la disponibilité supplémentaire. L'objectif est alors de rendre compte de l'effet d'éviction sur l'offre de bois vert induit par l'intégration des chablis à l'offre totale.

Le volume de chablis offert en 2009 se base sur les volumes effectivement vendus [15]. Pour les trois années suivantes, nous supposons une offre de chablis de 3 $\text{Mm}^3$ par an issue du déstockage (quantité stockée identique au scénario 1). Ces 3 $\text{Mm}^3$ sont répartis entre les produits BOR et BIBE selon les proportions constatées par la DRAAF d'Aquitaine (60 % BOR, 40 % BIBE). Cependant pour tenir compte de la dégradation des bois stockés, nous avons choisi d'augmenter petit à petit la proportion de BIBE comme indiqué dans le tableau 8.3.

14. http ://www.fibaquitaine.fr/tempete_klaus_partie_publique.html
15. Les données sont issues de la DRAAF (direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt).

| année | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|---|---|---|---|---|
| volume de chablis offert (BIBE) en $Mm^3$ | 3,8 | 1,2 | 1,5 | 1,8 |
| volume de chablis offert (BOR) en $Mm^3$ | 5,5 | 1,8 | 1,5 | 1,2 |
| total en $Mm^3$ | 9,3 | 3 | 3 | 3 |

Tableau 8.3: Répartition de l'offre de chablis entre BOR et BIBE

**Résultats**

Le graphique 8.1 représente l'évolution de la somme des volumes offerts de BIBE et de BOR pour la région Aquitaine entre 2007 et 2020 selon les deux scénarios considérés et reporte les observations réelles pour 2007, 2008 et 2009.

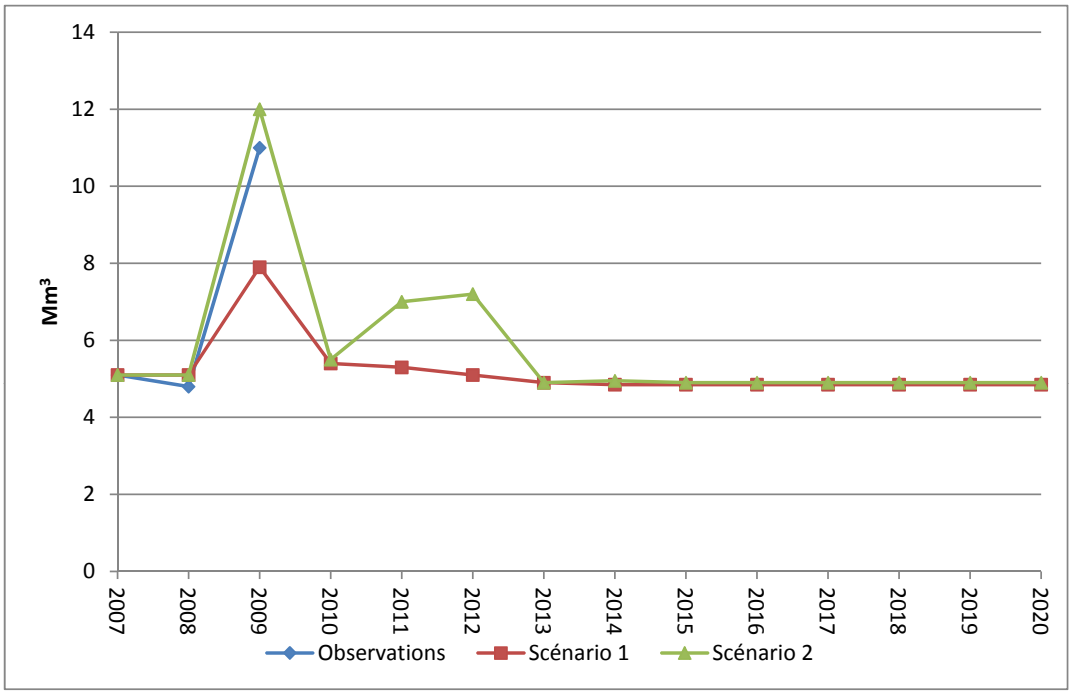



Figure 8.1: Comparaison de l'offre totale (BIBE + BOR) calculée pour les deux scénarios par FFSM avec les obervations réelles pour la région Aquitaine.

En premier lieu, ces résultats montrent qu'aucun des deux scénarios ne modélise la légère diminution de l'offre entre 2007 et 2008. Cette diminution, qui a lieu avant la tempête, est probalement liée à la baisse de l'activité économique durant cette période qui n'est pas prise en compte par FFSM.

D'autre part, le scénario 1 sous-estime l'offre totale en 2009 alors que les résultats du scénario 2 sont relativement proches de la réalité (légère surestimation). L'offre calculée dans le scénario 2 résulte de la somme de l'offre de chablis, qui se base sur les chiffres réels, et de l'offre de bois vert, calculée par le modèle. Les résultats montrent ainsi que le modèle projette correctement l'effet d'éviction entraîné par l'offre de chablis sur l'offre de bois vert.

La différence entre les observations et les résultats projetés dans le scénario 1 pose toutefois question.

En réalité on peut supposer que la décision d'offre de chablis résulte d'un processus psychologique de type analyse coût-bénéfice qui intègre des déterminants non représentés dans le modèle. Le coût de stockage du chablis étant élevé et la durée du stockage étant limitée par les dégradations biologiques, les producteurs de bois ont intérêt à vendre leur bois le plus tôt possible même si le prix est bas. Or FFSM ne prend pas en compte ce raisonnement dans le cas du scénario 1, le volume de chablis n'agit qu'en s'additionnant à la disponibilité de bois, sans critère de coûts de stockage et sans critère de dépréciation au cours du temps.

Cet exemple constitue ainsi une illustration de la limite des anticipations adaptatives. Dans ce cas, les anticipations prises en compte dans le comportement d'offre ne reposent que sur l'évolution d'une variable, la disponibilité immédiate en bois. En réalité, la réponse de l'offreur « rationnel » ne s'ajuste pas seulement en fonction du volume de bois disponible supplémentaire mais également en fonction de critères de coûts de stockage et, surtout, en fonction d'une dépréciation des bois de chablis liés à une dégradation biologique inéluctable. Ces deux éléments font défaut dans FFSM mais constituent un exemple d'informations à prendre en compte pour tenter de rapprocher les anticipations adaptatives des anticipations rationnelles.

## 8.4 Conclusion

L'objectif de ce chapitre était d'analyser la nature et le rôle des résultats de FFSM.

Ces résultats représentent la partie visible de la synthèse des connaissances dans le modèle. Ils mettent en évidence la transmission des phénomènes dans la filière forêt-bois, indiquent la contribution d'un paramètre ou d'une variable à un mécanisme et permettent de mesurer la sensibilité d'un phénomène aux valeurs des paramètres et variables qui le déterminent.

En outre, nous avons vu que l'évaluation, définie comme l'exploration des liens entre le modèle, ses résultats et les observations réelles était un principe de connaissance du modèle économique mieux adapté que la validation pour FFSM.

Pour finir, malgré les limites des modèles économiques prospectifs, nous ne souscrivons pas à la remarque de Philippe Roqueplo selon laquelle « La macro-modélisation est un processus de rabotage de la pensée qui, à ce niveau de globalité, débouche sur une sorte

d'hypnose objectiviste aux dépens de la pensée critique »(Roqueplo, 1997, p.41).

La forme sous laquelle les résultats sont présentés peut effectivement conduire à une sorte d'*hypnose objectiviste* lorsqu'ils sont déconnectés de la structure mathématique et des hypothèses du modèle. Mais il appartient au modélisateur de mettre en garde contre cette hypnose en insistant sur la manière d'obtenir les résultats ce qui, *in fine*, repose (i) sur une bonne connaissance interne du modèle et (ii) sur une communication externe transparente de la structure du modèle.

Le risque d'hypnose objectiviste est largement réduit dès lors que les résultats sont expliqués à partir d'hypothèses de modélisation déchiffrables.

D'autre part, en rationalisant et en structurant la discussion, nous pensons que loin d'œuvrer aux *dépens de la pensée critique*, le modèle peut, au contraire, aiguiser cette pensée critique. Ici encore, la condition de transparence est nécessaire, notamment pour se libérer de l'image d'un modèle opaque faisant figure d'autorité.

Enfin, la représentation de la réalité dans un modèle passe nécessairement par une simplification de cette réalité. Cette simplification ne constitue par pour autant *un rabotage de la pensée*. En réalité nous avons vu que FFSM, en synthétisant une quantité d'informations que l'esprit humain seul ne pourrait appréhender, constitue au contraire un substitut à la pensée humaine lorsqu'elle est incapable de se représenter une réalité.

Ainsi, lorsque Roqueplo (1997, p.41) écrit, quelques lignes plus loin : « la seule démarche que je crois raisonnable pour rassembler les connaissances disciplinaires nécessaires à la formulation d'une expertise dans des domaines complexes me paraît admirablement évoquée par les deux mots du professeur Dormont : *se réunir et réfléchir* », nous lui donnons raison et nous pensons qu'en *réunissant* les connaissances de domaines éloignés sous une forme mathématique et en mobilisant, en amont, *la réflexion* des scientifiques et en suscitant, en aval, *la réflexion* des utilisateurs des résultats, FFSM procède précisément de cette démarche.

# Bibliographie


AGRESTE (2011). Un tiers des chablis de la tempête Klaus récolté dès 2009. *Agreste Primeur*, 254.

Akerlof, G. (2007). The missing motivation in macroeconomics. *American Economic Review*, 97:5–36.

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model*. Academic Press.

Lecocq, M., Costa, S., Drouineau, S. et Peyron, J.-L. (2009). Estimation du préjudice monétaire dû à la tempête Klaus pour les propriétaires forestiers. *Forêt-Entreprise*, 189:48–52.

Lucas, R. (1972). Expectations and the neutrality of money. *Journal of Economic Theory*, 4:102–124.

Mouchot, C. (2003). *Méthodologie économique*. Editions du Seuil.

Muth, J. F. (1961). Rational expectations and the theory of price movements. *Econometrica*, 29(3):315–335.

Popper, K. (1934). *Logique de la découverte scientifique*. Payot.

Roqueplo, P. (1997). *Entre savoir et décision, l'expertise scientifique*. INRA-éditions, « Sciences en question », Paris.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Walliser, B. (1987). Le problème de l'induction et de la réfutation en économétrie. *Économies et sociétés*, 10:153–164.

# Conclusion générale

La filière forêt-bois peut participer à la réduction des émissions de GES à travers deux leviers physiques d'atténuation : la substitution (énergie et matériaux) et la séquestration (dans la filière et en forêt).

La France s'appuie aujourd'hui largement sur la substitution énergétique afin d'atteindre le niveau de réduction d'émissions qu'elle s'est fixée [16]. Cela se traduit par la mise en place de plans d'aide à la mobilisation de bois-énergie ou à la production de chaleur issue de biomasse. En revanche, le portefeuille d'action de l'État ne contient pas, à ce jour, de mesures s'appuyant sur la séquestration du carbone en forêt. Le chapitre 1 montre que cette situation résulte, notamment, de la prise en compte très partielle de la séquestration *in situ* dans les politiques climatiques internationales [17] [18].

Partant de ce constat, cette thèse évalue, d'une part, les impacts sur la filière et sur la ressource forestière des politiques de mobilisation de bois-énergie actuellement à l'œuvre (chapitre 7) et, d'autre part, les conséquences de deux politiques alternatives : une politique s'appuyant sur la séquestration en forêt (chapitre 5) et une politique s'appuyant sur le levier substitution mais en le mobilisant, contrairement aux politiques actuelles, de manière indirecte sous la forme d'une taxe intersectorielle des émissions de $CO_2$ (chapitre 6).

Cette analyse s'appuie sur les résultats de FFSM, premier modèle intégré du secteur forêt-bois national, dont les développements conceptuel, théorique et numérique ont constitué un enjeu majeur de cette thèse.

Les choix de modélisation présentés dans les chapitres 2 à 4, s'ils apparaissent dans la thèse séparés des chapitres de simulation (chapitres 5 à 7), résultent en réalité d'une réflexion parallèle. Le choix du nombre de produits et du nombre de régions administratives procède ainsi d'un compromis entre la représentation de l'hétérogénéité des comportements d'offre et de demande, la disponibilité des données et le niveau de détail souhaité pour répondre à la problématique de l'évaluation des politiques climatiques. Les aller-retour entre développements théoriques et applications numériques ont souvent conduit à s'interroger sur la structure même du modèle. La résolution analytique, présentée ici en annexe B, a constitué une étape indispensable pour comprendre notre outil afin de rendre son fonctionnement transparent et ne pas le transformer en « boîte noire ».

16. Pour rappel, la résolution du conseil européen, dite des « 3 × 20 » porte à 20 % la réduction des émissions de GES par rapport à 1990 à l'horizon 2020, fixe à 20 % la part des énergies renouvelables dans la consommation énergétique totale et, enfin, demande de réaliser 20 % d'économies d'énergie.

17. Cette situation internationale provenant, elle-même, de l'existence de barrières techniques et institutionnelles à la séquestration en forêt et de l'échec des négociations sur le sujet.

18. Toutefois, des initiatives privées s'appuyant sur ce levier d'action se multiplient afin de compenser les émissions des activités humaines. C'est par exemple le cas de la commune de Querrien (Finistère) qui s'est engagée à planter 25 000 arbres sur 16 hectares, au terme d'un contrat avec la compagnie Avis qui souhaitait compenser les émissions issues de ses activités (8 200 tonnes de $CO_2$ sur 100 ans). Ces démarches volontaires reposent exclusivement sur des projets d'afforestation ou de reforestation. À ce jour, seul un projet experimental reposant sur une amélioration de la gestion sylvicole a été mis en place dans la région Rhône-Alpes (Martel, 2010).

FFSM s'articule autour de deux modules interconnectés : un module économique représentant l'économie de la filière bois française en équilibre partiel et un module modélisant l'évolution de la ressource forestière française. La dynamique de FFSM est récursive et les deux modules sont connectés au niveau de l'offre de bois, le calcul de l'offre dépendant du stock forestier disponible et l'offre calculée dans le module économique étant intégrée au calcul de l'accroissement de la ressource.

FFSM appartient à la famille des modèles en équilibre partiel et spatial s'appuyant sur la théorie de Samuelson pour la résolution de l'équilibre spatial (chapitre 2). Au sein de cette famille, FFSM se distingue par trois innovations majeures. D'une part, sa représentation des échanges avec l'étranger repose sur une hypothèse de substitution imparfaite entre produits domestiques et étrangers (Armington, 1969). D'autre part, le couplage du module économique avec un module de ressource en classes de diamètre permet de représenter de manière détaillée les interactions entre filière bois et ressource forestière. Enfin, le calibrage des paramètres et des variables pour l'année initiale est réalisé à partir de données françaises ce qui permet de modéliser spécifiquement les comportements des agents de la filière nationale (chapitres 3 et 4).

En hybridant deux domaines éloignés (économie et écologie), FFSM constitue un outil particulièrement bien adapté à l'évaluation des dispositifs d'atténuation impliquant la filière forêt-bois à court terme, l'horizon temporel retenu dans la thèse étant 2020. Du point de vue économique tout d'abord, FFSM calcule les coûts des dispositifs, la distribution de ces coûts entre les agents, l'évolution des variables économiques et l'évolution de la balance commerciale pour les trois produits primaires et les six produits transformés considérés. Du point de vue environnemental ensuite, FFSM capture l'évolution de la ressource forestière nationale désagrégée en 122 domaines d'études et calcule le bilan d'émissions de l'ensemble de la filière, depuis les modifications de la séquestration de carbone en forêt jusqu'aux effets de substitution en aval.

Ces deux niveaux d'étude constituent ainsi la base de l'analyse des stratégies climatiques forestières nationales menée dans les chapitrs 5, 6 et 7.

Nous examinons tout d'abord le choix du levier d'action dans la stratégie climatique forestière nationale à travers la comparaison des conséquences d'une subvention à la séquestration en forêt avec celles d'une subvention à la consommation de bois-énergie (chapitre 5).

Les résultats montrent qu'à court terme une subvention à la séquestration est moins coûteuse et conduit à un bilan d'émissions plus favorable qu'une subvention à la substitution énergétique.

Notre intuition est toutefois que nos résultats pourraient être différents sur le long terme. D'un point de vue économique d'abord, les coûts d'atténuation des projets de séquestration pourraient être croissants si on considère un horizon de temps plus lointain. En effet, nous avons montré que ces coûts sont décroissants à court terme car les coûts

en bien-être augmentent moins vite que le stockage de carbone. Ceci s'explique par le fait que la ressource forestière est largement excédentaire par rapport à l'offre. Ainsi, la conservation d'un arbre à la date t pour la séquestration de carbone n'a, à la date t+1, quasiment aucune influence sur le stock disponible pour l'offre et donc sur le niveau d'offre. À long terme, les arbres conservés s'accumulant, et le stock disponible se réduisant progressivement, la fonction d'offre devrait devenir plus convexe et les coûts pour le producteur devraient augmenter. Du point de vue du bilan environnemental ensuite, la prise en compte des effets de la densité sur les paramètres de croissance, au niveau de la mortalité lorsque le peuplement se densifie, et au niveau du rebond de croissance lorsque le peuplement s'éclaircit, pourraient également modifier les résultats à long terme.

Cette intuition plaide ainsi pour le développement d'une version 2.0. de FFSM capable de capturer explicitement les effets de long terme dans la filière et en forêt.

Alors que nous simulons des politiques *ascendantes* ciblant directement la filière forêt-bois dans le chapitre 5, nous étudions, dans le chapitre suivant, l'effet d'une mesure *descendante* prenant la forme d'une taxe carbone intersectorielle.

Pour cela, nous dépassons les limites conceptuelles de FFSM en représentant la compétition entre produits bois et substituts non-bois dans la fonction de demande.

Nous montrons que, globalement, l'introduction d'une taxe carbone est bénéfique pour la filière bois, les produits bois émettant, pour la plupart, moins de carbone que leurs substituts non-bois lors des processus de production et de transport. Ainsi, au niveau national, la production de la plupart des produits bois augmente. Néanmoins, pour une valeur tutélaire du carbone de 17 €/t$CO_2$ en 2010 avec une augmentation de 2 €/t$CO_2$/an, cette augmentation est faible et inférieure à 6 % par rapport à un scénario sans taxe pour l'ensemble des produits concernés. En outre les résultats de FFSM montrent que, même lorsque la production de produit bois augmente au niveau national, ce n'est pas systématiquement le cas au niveau régional. En effet, la taxe augmente le coût du transport et entraîne une réallocation de la production et une modification des échanges interrégionaux.

D'autre part, pour une même valeur tutélaire du carbone, l'augmentation de la consommation de bois-énergie induite par la taxe est 4 à 5 fois plus faible que celle induite par la subvention à la consommation dans le chapitre 5. Nous expliquons ce phénomène par la prise en compte des coûts de *fuel switch* à travers l'élasticité prix croisée de la fonction de demande modifiée dans le cas de la taxe.

Un enjeu est de mieux représenter ces coûts liés au changement de source d'énergie. Nous avons, pour cela, tenté d'estimer les élasticités prix croisées à l'aide de Res-IRF, modèle hybride de simulation de la consommation de chauffage en France développé au CIRED (Giraudet, 2011; Branger, 2011). Cette première tentative n'a pas abouti, la définition de l'élasticité prix croisée dans FFSM n'étant pas directement compatible avec les résultats issus de Res-IRF. Néanmoins nous restons convaincus qu'un dialogue entre ces deux modèles est possible et serait mutuellement bénéfique, le bois-énergie étant

actuellement représenté de manière relativement fruste dans Res-IRF (Branger, 2011).

Nous interrogeons enfin, dans le chapitre 7, les impacts sur l'économie et sur l'évolution de la ressource des différentes politiques de mobilisation de bois-énergie actuellement à l'œuvre en France.

Contrairement aux deux chapitres précédents, l'objectif de ce chapitre est d'analyser les conséquences de politiques « réelles ». Pour cela, les objectifs de mobilisation nationaux sont traduits en consommation supplémentaire de bois-énergie qui servent à calibrer les objectifs de trois politiques (une subvention à la consommation, une subvention à la production et une demande fixe publique) représentant les mesures mises en place.

Les résultats montrent que les trois politiques conduisent à une tension sur la ressource à l'horizon 2020 dans l'hypothèse d'une disponibilité supplémentaire initiale de $+6\,\mathrm{Mm}^3$/an (hypothèse dite de « disponibilité inférieure ») alors que seule la subvention au producteur conduit à une tension à l'horizon 2020 dans l'hypothèse d'une disponibilité supplémentaire initiale de $+12\,\mathrm{Mm}^3$/an (hypothèse dite de « disponibilité supérieure ») [19].

Sur le plan économique, les résultats montrent que la subvention à la production réduit le déficit de la balance commerciale et évite les phénomènes de compétition avec la filière trituration. La subvention à la consommation et la demande fixe, bien que moins coûteuses pour l'État, entraînent une compétition accrue avec la filière trituration. Nous montrons alors qu'une option pour réduire le déficit commercial et pour préserver la compétitivité de la filière trituration tout en diminuant le coût total de la mobilisation et en réduisant les impacts négatifs sur la ressource serait de combiner des incitations en amont (production) et des incitations en aval (consommation).

À l'issue de cette thèse, en comparant l'augmentation de la consommation de bois-énergie — véritable fil rouge entre les trois chapitres — induite par les différents dispositifs d'incitation, on peut finalement conclure que les objectifs de mobilisation simulés dans le chapitre 7 ($6\,\mathrm{Mm}^3$ à partir de 2012 et jusqu'en 2020) ne peuvent être atteints en considérant une subvention ou une taxe se basant sur un prix tutélaire du carbone de $17\,€/\mathrm{tCO_2}$ en 2010 et une augmentation de $2\,€/\mathrm{tCO_2}$/an (tableau 8.4).

Plus précisément, la subvention directe dans le chapitre 5 se rapproche de cet objectif en 2020 ($5{,}49\,\mathrm{Mm}^3$) pour un prix du carbone de $37\,€/\mathrm{tCO_2}$. En réalisant une simulation supplémentaire nous montrons que l'objectif de $6\,\mathrm{Mm}^3$ est atteint pour un prix du carbone égal à $43\,€/\mathrm{tCO_2}$. Néanmoins, cette subvention ne prend pas en compte certains coûts, notamment ceux relatifs au processus de *fuel switch*, ce qui explique la différence observée dans l'augmentation de la consommation induite par la taxe carbone (chapitre 6). Dans le

19. L'IFN (2011) a récemment réévalué les chiffres d'accroissement biologique et de prélèvements en forêt qui pourraient remettre en cause les valeurs de disponibilité supplémentaires évaluées par Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009) à $+12\,\mathrm{Mm}^3$/an. La disponibilité pourrait ainsi être plus faible et se rapprocher de notre hypothèse de « disponibilité inférieure ».

cas de la taxe, l'objectif de 6 $Mm^3$ est atteint pour un prix du carbone égal à 250 €/$tCO_2$, autrement dit pour une valeur très élevée par rapport aux derniers niveaux négociés.

Une conséquence est qu'il semble aujourd'hui difficile d'atteindre des objectifs de mobilisation de bois-énergie ambitieux en s'appuyant uniquement sur une valeur tutélaire du carbone inférieure à 50 €/$tCO_2$.

Plus globalement, ces résultats posent la question de l'articulation, en pratique, des dispositifs simulés dans les trois chapitres 5 à 7. Même si, à l'heure actuelle, il n'existe ni incitation à la séquestration en forêt, ni taxe carbone intersectorielle, la recrudescence des projets de séquestration volontaires et l'inéluctable retour, dans les années à venir, des négociations sur la taxe des émissions de GES plaident pour la mise en place d'une véritable politique forestière nationale intégrée. L'objet de cette politique serait de tirer la meilleure partie des deux leviers d'atténuation en évitant les redondances et les mesures contradictoires, notamment dans une optique de réduction des coûts, pour optimiser le rôle de la filière forêt-bois dans la stratégie d'atténuation nationale.

| | Prix tutélaire du carbone | | Objectif quantifié |
|---|---|---|---|
| | Mesure directe (subvention consommateur, chapitre 5) | Mesure indirecte (taxe chapitre 6) | Chapitre 7 |
| Augmentation de la consommation en 2012 par rapport à un scénario de référence sans politique | 2,63 $Mm^3$ (11 % ) | 0,5 $Mm^3$ (2 %) | 6 $Mm^3$ (24 %) |
| Augmentation de la consommation en 2020 par rapport à un scénario de référence sans politique | 5,49 $Mm^3$ (21,6 %) | 0,93 $Mm^3$ (4,1 %) | 6 $Mm^3$ (23 %) |

Tableau 8.4: Comparaison de l'augmentation de la consommation de bois-énergie dans les chapitres 5, 6 et 7.

Nous avons conscience que l'évaluation qui ressort de nos résultats est partielle, et ce pour trois raisons au moins.

Premièrement, les enjeux forestiers en France ne se limitent pas aux enjeux climatiques. D'autres problématiques comme la réduction du déficit de la balance commerciale pour les produits bois, la structuration de la filière, la création d'emplois mais également la prise en compte de la multifonctionnalité dans les écosystèmes forestiers existent et sont, pour certaines, déjà prises en compte à travers des mesures politiques. La question de l'articulation de ces mesures avec les politiques d'atténuation et, d'une manière plus générale, la question d'une politique forestière globale qui intégrerait et structurerait l'ensemble de ces mesures se posent.

Deuxièmement, les politiques climatiques forestières ne se limitent pas *a priori* aux politiques d'atténuation. Il est en effet envisageable de solliciter la filière forêt-bois dans une optique d'adaptation au changement climatique. Cela peut notamment se faire à travers des dispositifs de soutien au changement d'essences afin d'intégrer la modification

des aires de répartition naturelle des essences forestières mais également en modifiant les modes de gestion pour mieux prendre en compte les risques liés aux changements climatiques. Un article récent suggère, en outre, que les forêts pourraient jouer un rôle de climatiseur durant les périodes de canicule, ce rôle pouvant s'avérer précieux puiqu'en 2080, l'été moyen pourrait correspondre à l'été 2003 en France (Teuling *et al.*, 2010).

Enfin, troisièmement, les enjeux d'atténuation, que nous étudions ici sur le court terme, sont également, pour l'essentiel, des enjeux qui s'intègrent sur le long terme. Or, nous le soulignons notamment dans le cas des conclusions du chapitre 5, il convient, afin d'analyser les enjeux d'atténuation à plus long terme (2050 voire 2100), d'incorporer à la version 1.0 développée dans le cadre de cette thèse plusieurs développements substantiels.

Ce troisième enjeu représente un défi considérable que le Laboratoire d'Économie Forestière s'est engagé à relever dans les années à venir, notamment dans le cadre du projet ORACLE de l'Agence nationale de la recherche [20], en développant une version 2.0 de FFSM.

Dans le module économique, la version 2.0 devrait intégrer une représentation plus complète des anticipations des agents de la filière, notamment des consommateurs. En outre, les investissements dans la filière (taux de croissance des capacités de production des industries de transformation) seront endogénéisés.

Dans le module ressource et à l'interface ressource-économie, deux chantiers majeurs sont pressentis. D'une part, les investissements en forêt (rendant possibles les changements d'essences ou de modes de gestion des peuplements) seront modélisés à travers l'endogénéisation du recrutement. Une manière d'y parvenir est de représenter explicitement la dynamique des surfaces forestières. Ceci permettra en outre de coupler FFSM aux modèles agricoles représentant les surfaces cultivées [21] afin de modéliser le changement d'usage des terres forêts-cultures. D'autre part, les paramètres de dynamique de la ressource (accroissement et mortalité) intégreront les effets du changement climatique et des modifications de la densité (effet rebond).

20. ORACLE pour Opportunités et Risques pour les Agro-écosystèmes et les forêts en réponse aux changements CLimatiquE, socio-économiques et politiques en France et en Europe. Ce projet a pour objet de comprendre les implications des modifications du climat pour l'agriculture et la forêt en Europe et d'aborder les stratégies d'adaptation à l'horizon 2100.

21. Par exemple AROPAj, développé au laboratoire d'économie publique (INRA-AgroParisTech) (De Cara et Jayet, 2000).

# Bibliographie


Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Branger, F. (2011). Modélisation de la consommation d'energie dans le secteur résidentiel français. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Colin, A., Barnérias, C., Salis, M., Thivolle-Cazat, A., Coulon, F. et Couturier, C. (2009). Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020. Rapport technique, ADEME.

De Cara, S. et Jayet, P.-A. (2000). Emissions of greenhouse gases from agriculture : the heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics*, 75:597–623.

Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P. et Colin, A. (2009). Evaluation des volumes de bois utilisables à partir des données de l'IFN « nouvelle méthode ». Rapport technique, CEMAGREF et IFN.

Giraudet, L.-G. (2011). *Les instruments économiques de maîtrise de l'énergie : une évaluation multidimensionnelle*. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.

IFN (2011). Prélèvements de bois en forêt et production biologique : des estimations directes et compatibles. *L'IF*, 28:1–16.

Martel, S. (2010). Carbone et gestion forestière en forêt privée française. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Teuling, A., Seneviratne, S., Stöckli, R., Reichstein, M., Moors, E., Ciais, P., Luyssaert, S., van den Hurk, B., Ammann, C., Bernhofer, C., Dellwik, E., Gianelle, D., Gielen, B., Grünwald, T., Klumpp, K., Montagnani, L., Moureaux, C., Sottocornola, M. et Wohlfahrt, G. (2010). Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nature Geoscience*, 3:722–727.

# Troisième partie

# Annexes

# Annexe A

# Calibrage des paramètres de FFSM

**Sommaire**


**A.1 Minimisation des coûts de production sous contrainte de production . . . 297**
**A.2 Élasticités . . . 298**
**A.3 Coefficients input-output ($a_{p,w}$) . . . 299**
**A.4 Coûts de production ($c_p$) . . . 299**
**A.5 Coûts de transport unitaires pour les produits $w$ ($C_{w,i,j}$) . . . 300**
**A.6 Coûts de transport unitaires pour les produits $p$ ($C_{p,i,j}$) . . . 301**
**A.7 Productions régionales de produits $p$ et de produits $w$ . . . 302**
**A.8 Prix domestiques dans FFSM . . . 303**
**A.9 Prix internationaux dans FFSM . . . 303**
**A.10 Prise en compte des rémanents d'exploitation de BOF et BOR dans l'offre de BIBE . . . 303**

## A.1 Minimisation des coûts de production sous contrainte de production

Le problème est le suivant :

$$Min_{D_p,D_z} P_p D_p + P_z D_z$$
$$\text{s.c. } D_p^a D_z^b = y$$

Soit $\lambda$ le multiplicateur de Lagrange, la méthode du Lagrangien nous conduit aux trois conditions de premier ordre suivantes :

$$P_p = \lambda a D_p^{a-1} D_z^b \tag{A.1}$$

$$P_z = \lambda b D_p^a D_z^{b-1} \tag{A.2}$$

$$D_p^a D_z^b = y \tag{A.3}$$

En multipliant A.1 par $D_p$ et A.2 par $D_z$, on obtient :

$$P_p D_p = \lambda a D_p^a D_z^b = \lambda a y \tag{A.4}$$

$$P_z D_z = \lambda b D_p^a D_z^b = \lambda b y \tag{A.5}$$

D'où :

$$D_p = \lambda \frac{ay}{P_p} \tag{A.6}$$

$$D_z = \lambda \frac{by}{P_z} \tag{A.7}$$

En remplaçant ces deux expressions dans la troisième on obtient :

$$(\lambda \tfrac{ay}{P_p})^a (\lambda \tfrac{by}{P_z})^b = y$$

De cette expression on peut tirer :

$$\lambda = (a^{-a} b^{-b} P_p^a P_z^b y^{1-a-b})^{\frac{1}{a+b}}$$

En remplaçant dans A.6 on trouve la forme souhaitée.

## A.2 Élasticités

Les élasticités prix ($\epsilon_w$ pour l'offre et $\sigma_p$ pour la demande) et les élasticités par rapport à l'inventaire ($\beta_w$) sont issues de Buongiorno *et al.* (2003).

Les élasticités de substitution et de transformation ($\varphi_{p,i}$ et $\varphi_{w,i}$) sont estimées à partir de Sauquet *et al.* (2011), Gallaway *et al.* (2003), Donnelly *et al.* (2004) et Shiells et Reinert (1993). Sauquet *et al.* (2011) calculent pour la France les élasticités de transformation du bois d'œuvre feuillus et résineux et les élasticités de substitution des sciages feuillus et résineux. Pour les autres produits, les valeurs retenues dans le tableau A.2 sont celles de Donnelly *et al.* (2004), Gallaway *et al.* (2003) et Shiells et Reinert (1993).

| Produits | Donnelly *et al.* (2004) | Gallaway *et al.* (2003) | Shiells et Reinert (1993) |
|---|---|---|---|
| paper and paper-board mills | 4 | 1,055 | 1,02 |
| Particleboard | 5 | | |
| Millwork and saw-mills | 2 | 1,006 | 0,74-0,84 |
| Veneer and plywood | 1 | 0,839 (3,195 à long terme) | |

Tableau A.1: Élasticités de substitution utilisées par Donnelly *et al.* (2004) ou calculées par Gallaway *et al.* (2003) et Shiells et Reinert (1993).

| Produits | Prix | Stock | Substitution ou transformation |
|---|---|---|---|
| | $(\epsilon_w\ ,\ \sigma_p)$ | $(\beta_w)$ | $(\phi_{w,i}\ ,\ \phi_{p,i})$ |
| BOF | 0,4 | 0,1 | -0,75 |
| BOR | 0,4 | 0,1 | -0,3 |
| BIBE | 1 | 0,1 | -0,8 |
| bois énergie | -0,3 | | 0,9 |
| sciages F | -0,5 | | 0,5 |
| sciages R | -0,4 | | 0,8 |
| placages | -0,3 | | 0,9 |
| pâtes | -0,5 | | 1,3 |
| panneaux | -0,5 | | 0,7 |

Tableau A.2: Élasticités prix, élasticités par rapport à l'inventaire et élasticités de substitution et de transformation

## A.3 Coefficients input-output ($a_{p,w}$)

Les coefficients de transformation sont donnés en table A.3. L'unité est le $m^3$ équivalent bois rond par $m^3$ de produit transformé.

| | bois-énergie | Sciages F | Sciages R | placages | panneaux | pâte |
|---|---|---|---|---|---|---|
| BOF | | 2 | | 1,2 | | |
| BOR | | | 1,83 | 1,2 | | |
| BIBE | 1 | | | | 1,43 | 1,53 |

Tableau A.3: Coefficients input / output ( $m^3$ par $m^3$). Sources : (Peyron *et al.* (2005) pour les sciages feuillus (F) et résineux (R), Peyron *et al.* (2005) et Montagné et Niedzwiedz (2009) pour les pâtes et panneaux. BOF = bois d'oeuvre feuillus, BOR = bois d'oeuvre résineux et BIBE = bois d'industrie/bois-énergie.

Remarquons à ce niveau que les connexes de scieries sont explicitement pris en compte dans FFSM puisque il faut plus d'1 $m^3$ de bois rond $w$ pour fabriquer 1 $m^3$ de sciage.

Pour le bois-énergie, nous choisissons un coefficient de transformation égal à 1, ceci suppose qu'il n'y pas de perte dans la fabrication de bois-énergie, ce qui semble rasionnable.

## A.4 Coûts de production ($c_p$)

Excepté pour le bois énergie, les coûts unitaires de production de FFSM proviennent de Buongiorno *et al.* (2003). Ils sont estimés pour les États-Unis et pour l'Italie pour l'année 1997. Pour le bois-énergie nous considérons un coût de production de 28 €/$m^3$ qui correspond à la moyenne pour la fabrication de plaquettes forestière (Colin *et al.*, 2009).

| Produit transformé p | Coûts de transformation (€/m$^3$) |
|---|---|
| Bois énergie | 28 |
| Sciages feuillus | 268 |
| Sciages résineux | 48 |
| Placages | 534 |
| Panneaux | 200 |
| Pâte | 89 |

Tableau A.4: Coûts de transformation unitaires (€/m$^3$)

En outre, nous supposons que la capacité des industries de transformation en 2006 ($K_{p,i,2006}$) est égale à 1,5 fois le niveau de production de 2006 ($S_{p,i,2006}$). Nous considérons que cette capacité croît de 1 % chaque année.

## A.5 Coûts de transport unitaires pour les produits $w$ ($C_{w,i,j}$)

Bourcet *et al.* (2007) font l'hypothèse que les coûts de transport exprimés en € par tonne de produit transporté dépendent de la distance moyenne entre région selon l'équation [1] :

$$C_{i,j,w} = 56 + 0,055 M_{i,j} \tag{A.8}$$

Où $M_{i,j}$ est la distance moyenne entre la région i et la région j.
Comme nous travaillons en m$^3$, nous introduisons un coefficient supplémentaire :

$$C_{i,j,w} = coef_w \times (56 + 0,055 M_{i,j}) \tag{A.9}$$

Où $coef_w$ est le coefficient de conversion entre m$^3$ et tonnes de produits. Les distances entre régions considérées sont les distances entre les centres de gravité des régions. Enfin les coefficients de conversion sont donnés par Peyron *et al.* (2005) et Montagné et Niedzwiedz (2009) :

- Bois d'œuvre feuillu : 0,892 tonne/m$^3$
- Bois d'œuvre résineux : 0,716 tonne/m$^3$
- Bois d'industrie/bois-énergie : 0,6 tonne/m$^3$

1. Cette formule a été calibrée pour des distances inférieures à 300 km. En première approximation, nous l'utilisons également pour les distances supérieures et pour tous les produits primaires (indépendemment, par exemple, de la forme des produits).

## A.6 Coûts de transport unitaires pour les produits $p$ ($C_{p,i,j}$)

L'enquête 2006 du Comité national routier donne une estimation des coûts de transport moyen pour tous les produits. Ce coût est estimé comme la somme de trois termes : un terme dépendant de la distance (coût d'utilisation), un terme dépendant de la durée de transport (coût du personnel) et un terme dépendant du nombre de jours de transport (coût d'amortissement du matériel).

Nous avons calibré cette formule pour un chargement de 20 tonnes. L'enquête du Comité national routier considère qu'en moyenne en 2006, 13 % de la distance était parcourue à vide, que la vitesse moyenne était de 68,6 km/h et que le temps de chargement/ déchargement était de 3,26 heures. Avec ces chiffres, la mobilisation du matériel, en jours, est donnée par la formule suivante : $0,16877 + 0,0017544\, M_{i,j}$ [2]. Le coût $C_{i,j,p}$ entre les régions $i$ et $j$ pour le produit transformé $p$ est :

$$\begin{aligned} C_{i,j,p} &= coef_p \times 0,05 \times [1,13 \times TK \times M_{i,j} \\ &+ (3,26 + \frac{M_{i,j}}{68,6} \times TH + (0,16877 + 0,0017544 \times M_{i,j}) \times TJ] \end{aligned} \tag{A.10}$$

Pour l'année 2006 l'enquête CNR longue distance donne les résultats suivants pour les trois composantes du coût :

- terme kilométrique TK = 0,428 €/km
- terme horaire TH= 19,66 €/heure
- terme journalier TJ = 151,01 €/jour

Les coefficients de conversion des mètres cube en tonnes ($coef_p$) sont les suivants :

- Sciages : 0,556 tonne/m$^3$
- Placages : 0,662 tonne/m$^3$
- Panneaux : 0,644 tonne/m$^3$
- Pâtes : 0,442 tonne/m$^3$
- Bois énergie : 0,690 tonne/m$^3$

2. Cette équation a été calibrée à partir des quatre exemples donnés par Comité national routier et le coût total de transport est donné par l'équation (A.10)

## A.7 Productions régionales de produits $p$ et de produits $w$

| Régions | BOF | BOR | BE | BT | b-énergie | Fsci. | Rsci. | Plac. | Pann. | Pâtes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| AL | 0,37 | 0,85 | 0,31 | 0,15 | 0,31 | 0,07 | 0,88 | 0 | 0 | 0 |
| AQ | 0,31 | 4,65 | 0,2 | 3,19 | 0,2 | 0,08 | 1,43 | 0,1 | 1,22 | 0,96 |
| AU | 0,14 | 1,35 | 0,17 | 0,27 | 0,17 | 0,07 | 0,69 | 0,01 | 0,18 | 0 |
| BN | 0,13 | 0,16 | 0,09 | 0,19 | 0,09 | 0,05 | 0,13 | 0,02 | 0,28 | 0 |
| BO | 0,51 | 0,67 | 0,29 | 0,67 | 0,29 | 0,16 | 0,34 | 0,04 | 0,48 | 0 |
| BR | 0,08 | 0,34 | 0,07 | 0,08 | 0,07 | 0,08 | 0,13 | 0,01 | 0,12 | 0 |
| CE | 0,41 | 0,27 | 0,19 | 0,59 | 0,19 | 0,09 | 0,14 | 0,08 | 0,92 | 0 |
| CA | 0,45 | 0,23 | 0,11 | 0,95 | 0,11 | 0,16 | 0,06 | 0,05 | 0,55 | 0 |
| CO | 0,01 | 0,03 | 0,01 | 0,05 | 0 | 0 | 0,02 | 0 | 0 | 0 |
| FC | 0,61 | 1,4 | 0,12 | 0,59 | 0,12 | 0,17 | 0,81 | 0,13 | 1,56 | 0 |
| HN | 0,17 | 0,12 | 0,06 | 0,27 | 0,06 | 0,06 | 0,13 | 0,02 | 0,28 | 1,8 |
| IF | 0,14 | 0,02 | 0,07 | 0,1 | 0,07 | 0 | 0,01 | 0 | 0 | 0 |
| LR | 0,02 | 0,54 | 0,07 | 0,3 | 0,07 | 0,01 | 0,19 | 0 | 0 | 0 |
| LI | 0,19 | 1,02 | 0,09 | 0,76 | 0,09 | 0,07 | 0,38 | 0 | 0 | 0,63 |
| LO | 0,66 | 1,1 | 0,27 | 1,21 | 0,27 | 0,25 | 0,68 | 0,01 | 0,18 | 0 |
| MP | 0,21 | 0,57 | 0,23 | 0,56 | 0,23 | 0,06 | 0,29 | 0,01 | 0,06 | 0,86 |
| NP | 0,17 | 0,03 | 0,12 | 0,08 | 0,12 | 0,07 | 0,01 | 0 | 0 | 0 |
| PL | 0,29 | 0,2 | 0,05 | 0,17 | 0,05 | 0,09 | 0,12 | 0,03 | 0,3 | 0 |
| PI | 0,54 | 0,06 | 0,14 | 0,51 | 0,14 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0,26 |
| PC | 0,23 | 0,1 | 0,09 | 0,27 | 0,09 | 0,09 | 0,33 | 0 | 0 | 0 |
| PA | 0,01 | 0,16 | 0,15 | 0,36 | 0,15 | 0 | 0,06 | 0 | 0 | 0,91 |
| RA | 0,18 | 1,76 | 0,17 | 0,21 | 0,17 | 0,09 | 1,15 | 0 | 0 | 0 |

Tableau A.5: Productions régionales pour l'année 2006 des produits bruts $w$ et des produits tansformés $p$ (en $Mm^3$).

## A.8 Prix domestiques dans FFSM

| BOF | BOR | BE | BT | b-énergie | Fsci. | Rsci. | Plac. | Pâtes | Pann. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 91 | 47 | 27 | 25 | 37 | 450 | 134 | 700 | 150 | 257 |

Tableau A.6: Prix des produits domestiques primaires et transformés en 2006 (€/m$^3$).

## A.9 Prix internationaux dans FFSM

| BOF | BOR | BE | BT | b-énergie | Fsci. | Rsci. | Plac. | Pâtes | Pann. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 80 | 72 | 29 | 24 | 64 | 502 | 218 | 625 | 192 | 322 |

Tableau A.7: Prix internationaux des produits primaires et prix en France des produits transformés importés de l'étranger en 2006 (€/m$^3$).

## A.10 Prise en compte des rémanents d'exploitation de BOF et BOR dans l'offre de BIBE

Il est important de considérer l'offre de rémanents d'exploitation dans le FFSM pour trois raisons :

- D'une part car le volume des rémanents constitue plus du tiers du volume total supplémentaire de BIBE tel que calculé par Colin *et al.* (2009) et Ginisty *et al.* (2009).
- D'autre part car une valorisation de ces rémanents peut contribuer à dynamiser la récolte de bois d'oeuvre.
- Enfin car ces rémanents peuvent constituer la matière première pour la fabrication de plaquettes forestières.

Nous considérons l'offre de rémanents d'exploitation à travers une modification de la fonction objectif 3.19 (chapitre 3).

Nous intégrons dans 3.19 le profit du producteur de bois d'œuvre lorsqu'il vend les rémanents d'exploitation sur le marché du BIBE, donc au prix de ce marché.

Nous rajoutons donc le module suivant à la fonction objectif :

$$\begin{aligned}&\tilde{P}_{BIBE} \times \Gamma_{BOF} \times S_{BOF} + \tilde{P}_{BIBE} \times \Gamma_{BOR} \times S_{BOR} \\ &- \int_0^{S_{BOF}} \tilde{P}_{BIBE}(S)dS - \int_0^{S_{BOR}} \tilde{P}_{BIBE}(S)dS\end{aligned} \tag{A.11}$$

Et nous modifions l'équation de conservation de la matière 3.22 pour le produit BIBE :

$$\sum_p a_{p,BIBE} S_{p,i} + \sum_j e_{BIBE,i,j} - LS_{BIBE,i} - \Gamma_{BOF} \times LS_{BOF,i} - \Gamma_{BOR} LS_{BOR,i} - \sum_k e_{BIBE,k,i} = 0 \tag{A.12}$$

Où :

- $\tilde{P}_{BIBE}$ est le prix du BIBE composite ;
- $S_{BOR}$ est l'offre de BOR composite ;
- $S_{BOF}$ est l'offre de BOF composite ;
- $\Gamma_{BOF}$ et $\Gamma_{BOR}$ correspondent aux pourcentages de menus bois mis en vente associé aux volumes de $S_{BOR}$ et $S_{BOF}$. Autrement dit, lorsqu'un volume de bois d'oeuvre $S_{BOF}$ est exploité, un volume supplémentaire de menus bois égal à $\Gamma_{BOF}$ est mis en vente. Nous considérons $\Gamma_{BOR} = 0,3$ et $\Gamma_{BOF} = 0,45$.

# Bibliographie


Bourcet, J., Bourget, C. et Danguy des Déserts, D. (2007). Le transport du bois et sa logistique. Rapport technique, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire (N°CGEDD 00 48 95-01) et Ministère de l'agriculture et de la pêche (N°CGAAER 1219).

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model*. Academic Press.

Colin, A., Barnérias, C., Salis, M., Thivolle-Cazat, A., Coulon, F. et Couturier, C. (2009). Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020. Rapport technique, ADEME.

Donnelly, W., Johnson, K., Tsigas, M. et Ingersoll, D. (2004). Revised Armington elasticities of substitution for the USITC model and the concordance for constructing a consistent set for the GTAP model. *International Trade Commission, Office of Economics, United States*, Working Paper 15861.

Gallaway, M., McDaniel, C. et Rivera, S. (2003). Short-run and long-run industry level estimates of U.S. Armington elasticities. *The North American Journal of Economics and Finance*, 14:49–68.

Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P. et Colin, A. (2009). Evaluation des volumes de bois utilisables à partir des données de l'IFN « nouvelle méthode ». Rapport technique, CEMAGREF et IFN.

Montagné, C. et Niedzwiedz, A. (2009). Comptes intégrés économiques et environnementaux de la forêt en France : méthodologie et analyse pour la période 2000-2006. Rapport technique, Convention LEF/MEEDDAT.

Peyron, J., Tabourel, S. et Niedzwiedz, A. (2005). Les comptes de la forêt : enjeux et méthodes. Rapport technique, Institut Français de l'Environnement (IFEN).

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.

Shiells, C. R. et Reinert, K. A. (1993). Armington models and terms of trade effects : some econometric evidence for North America. *The Canadian Journal of Economics*, 26(2):299–316.

# Annexe B

# Résolution analytique de l'équilibre économique statique dans FFSM

## Sommaire


**B.1 Programme de maximisation et conditions de premier ordre . 309**

B.1.1 Hypothèses générales . . . . . 309

B.1.2 Le Lagrangien . . . . . 310

B.1.3 Système associé et conditions de premier ordre . . . . . 312

**B.2 Solution du système . . . . . 316**

B.2.1 Cas 1 : $P_{p,i} > 0$ et $P_{w,i} > 0$ . . . . . 316

B.2.2 Cas 2 : $P_{p,i} = 0$ et/ou $P_{w,i} = 0$ . . . . . 319

**B.3 Implications pour le transformateur et les agents d'échange . . 320**

B.3.1 Transformateur . . . . . 320

B.3.2 Agents d'échange . . . . . 320

B.3.3 Conclusion . . . . . 321

**B.4 Appendices : calculs et démonstrations . . . . . 321**

B.4.1 La fonction de *net social pay-off* de Samuelson . . . . . 321

B.4.2 Les contraintes de non négativité . . . . . 323

B.4.3 Expression de $\lambda_5$ en fonction de $\lambda_7$ . . . . . 324

B.4.4 $A < 0$ . . . . . 325

## B.1 Programme de maximisation et conditions de premier ordre

### B.1.1 Hypothèses générales

Nous posons les quatre hypothèses suivantes en amont de la résolution :

1. Pour les valeurs des élasticités prix de l'offre et de la demande : $0 < \epsilon_w \leq 1$ et $-1 \leq \epsilon_p < 0$. Sans cette hypothèse, le système ne peut être résolu analytiquement par la méthode du Lagrangien. Ces intervalles sont réalistes, les élasticités prix de l'offre et de la demande de produits bois sont généralement proches de 0 (Buongiorno *et al.*, 2003).

2. $\varphi_w < 0$ comme défini par Geraci et Prewo (1982) pour les fonctions CET et $\varphi_p > 0$ comme défini par Armington (1969) pour les fonctions CES.

3. $P_p^* \geq 0$ et $P_w^* \geq 0$, par définition.

4. $\sum_{u,i,g,e} V_{u,i,g,e,t-1} > \sum_{w,i} S_{w,i,t}$ : l'offre totale est inférieure à la ressource forestière totale. En pratique, il s'agit d'une hypothèse non contraignante compte tenu de la taille de la ressource. Cette condition évite que l'intégralité de la ressource ne soit complètement exploitée.

### B.1.2 Le Lagrangien

Les régions sont indexée par $i$, $j$ et $k$. Pour une année $t$ donnée, la somme des surplus de tous les agents économiques représentés dans FFSM est égale à :

$$
\begin{aligned}
&\sum_{p,i}\left[\int_0^{D_{p,i}} \tilde{P}_{p,i}(D)dD - \tilde{P}_{p,i} \times D_{p,i}\right] \\
&\text{(surplus consommateur de produits } p \text{ composites)} \\
&+\sum_{w,i}\left[\tilde{P}_{w,i} \times S_{w,i} - \int_0^{S_{w,i}} \tilde{P}_{w,i}(S)dS\right] \\
&\text{(surplus producteur de produits } w \text{ composites)} \\
&+\sum_{p,i} S_{p,i,t}P_{p,i} - \sum_{p,i} c_p S_{p,i} - \sum_{w,i} D_{w,i}P_{w,i} \\
&\text{(surplus du transformateur de produits } w \text{ domestiques en produits } p \text{ domestiques)} \\
&+\sum_{p,i,j\neq i} \left(P_{p,j} - P_{p,i} - C_{p,i,j}\right) e_{p,i,j} \\
&\text{(surplus de l'agent d'échange de produits } p\text{)} \\
&+\sum_{w,i,j\neq i} \left(P_{w,j} - P_{w,i} - C_{w,i,j}\right) e_{w,i,j} \\
&\text{(surplus de l'agent d'échange de produits } w\text{)}
\end{aligned}
\tag{B.1}
$$

Appelons $H(\tilde{P}_{w,i}, P_{w,i}, S_{w,i}, \tilde{P}_{p,i}, P_{p,i}, S_{p,i}, D_{p,i}, e_{w,i,j}, e_{p,i,j})$ cette somme de surplus. Le problème de maximisation peut donc s'écrire :

$$Max_{\tilde{P}_{w,i},P_{w,i},S_{w,i},D_{w,i},LS_{w,i},X_{w,i},\tilde{P}_{p,i},P_{p,i},S_{p,i},D_{p,i},LD_{p,i},M_{p,i},e_{w,i,j},e_{w,k,i},e_{p,i,j},e_{p,k,i}} H(\tilde{P}_{w,i}, P_{w,i}, S_{w,i}, \tilde{P}_{p,i}, P_{p,i}, S_{p,i}, D_{p,i}, e_{w,i,j}, e_{p,i,j}) \tag{B.2}$$

Sous les contraintes :

$$h_1 = LD_{p,i} + \sum_j e_{p,i,j} - S_{p,i} - \sum_k e_{p,k,i} = 0 \quad \forall p,i,j,k \tag{B.3}$$

$$h_2 = \sum_p a_{p,w} S_{p,i} + \sum_j e_{w,i,j} - LS_{w,i} - \sum_k e_{w,k,i} = 0 \quad \forall w,i,j,k \tag{B.4}$$

$$h_3 = D_{p,i} - \left[ \left(1 - b_{D_{p,i}}\right) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} \right]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}} = 0 \quad \forall p,i \tag{B.5}$$

$$h_4 = S_{w,i} - \left[ \left(1 - b_{S_{w,i}}\right) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} \right]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}} = 0 \quad \forall w,i \tag{B.6}$$

$$h_5 = D_{p,i} - \alpha \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p} = 0 \quad \forall p,i \tag{B.7}$$

$$h_6 = S_{w,i} - \chi \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w} = 0 \quad \forall w,i \tag{B.8}$$

$$h_7 = M_{p,i} - b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} \right)^{\varphi_{p,i}} = 0 \quad \forall p,i \tag{B.9}$$

$$h_8 = X_{w,i} - b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i} \left( \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*} \right)^{\varphi_{w,i}} = 0 \quad \forall w,i \tag{B.10}$$

$$h_9 = \tilde{P}_{p,i} D_{p,i} - P_{p,i} LD_{p,i} - P_p^* M_{p,i} = 0 \quad \forall p,i \tag{B.11}$$

$$h_{10} = \tilde{P}_{w,i} S_{w,i} - P_{w,i} LS_{w,i} - P_w^* X_{w,i} = 0 \quad \forall w,i \tag{B.12}$$

$$h_{11} = e_{p,i,j} \geq 0 \quad \forall p,i,j \tag{B.13}$$

$$h_{12} = e_{w,i,j} \geq 0 \quad \forall w,i,j \tag{B.14}$$

$$h_{13} = S_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{B.15}$$

$$h_{14} = P_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{B.16}$$

$$h_{15} = P_{w,i} \geq 0 \quad \forall w,i \tag{B.17}$$

$$h_{16} = K_{p,i} - S_{p,i} \geq 0 \quad \forall p,i \tag{B.18}$$

Les contraintes (B.3) et (B.4) sont les équations de conservation de la matière, respectivement pour les produits transformés $p$ et les produits primaires $w$. Dans une région $i$, la quantité de produits $p$ ou $w$ produite plus la quantité de produits importée depuis les autres régions françaises est égale à la quantité de produits consommée plus la

quantité de produits exportée vers les autres régions françaises.

Les contraintes (B.7) et (B.8) sont les fonctions de demande et d'offre composites telles que définies dans le chapitre 3. Pour faciliter la manipulation de ces équations par la suite, nous définissons les deux constantes $\alpha = D_{p,i,t-1}\left(\frac{1}{\tilde{P}_{p,i,t-1}}\right)^{\sigma_w}$ et $\chi = S_{w,i,t-1}\left(\frac{1}{\tilde{P}_{w,i,t-1}}\right)^{\epsilon_w}\left(\frac{F_{w,i,t}}{F_{w,i,t-1}}\right)^{\beta_w}$.

La contrainte (B.5) est la fonction CES d'Armington pour la consommation des produits $p$.

La contrainte (B.9), qui provient également du modèle d'Armington, relie la demande de produits domestiques $p$ à la demande d'importations de $p$. De manière symétrique les contraintes (B.6) et (B.10) sont issues du modèle d'Armington pour l'offre de $w$. Les contraintes (B.11) et (B.12) correspondent aux expressions des prix composites des produits $p$ et $w$.

Outre ces contraintes d'égalité, nous ajoutons cinq contraintes de non-négativité. Toutes les variables prix et quantités sont supposées être non négatives mais comme nous le démontrons dans le partie B.4.2, seules ces cinq expressions sont nécessaires.

Enfin, la contrainte (B.18) stipule que le volume de production des transformateurs régionaux est inférieur ou égal à la capacité de production des industries de transformation.

### B.1.3 Système associé et conditions de premier ordre

Notons $\lambda_k$ les multipliateurs de Lagrange pour les contraintes d'égalité (B.3) à (B.12) ( $1 \leq k \leq 10$).

Notons $\nu_z$ les multiplicateurs de Lagrange pour les contraintes de non-négativité (B.13) à (B.17) ( $11 \leq z \leq 15$).

Notons $\nu_{S_{i,p}}$ le multiplicateur de Lagrange pour la contrainte d'inégalité (B.18).

Le Lagrangien L associé au problème s'exprime ainsi :

$$L = H(\tilde{P}_{w,i}, P_{w,i}, S_{w,i}, \tilde{P}_{p,i}, P_{p,i}, S_{p,i}, D_{p,i}, e_{w,i,k}, e_{w,b,i}, e_{p,i,k}, e_{p,b,i}) - \sum_k \lambda_k h_k + \sum_z \nu_z h_z - \nu_{S_{i,p}} h_{16} \tag{B.19}$$

Du problème de maximisation nous dérivons les conditions du premier ordre suivantes :

$$\frac{\partial L}{\partial D_{p,i}} = \frac{1}{\alpha^{\frac{1}{\sigma_p}}} D_{p,i}^{\frac{1}{\sigma_p}} - \tilde{P}_{p,i} - \lambda_3 - \lambda_5 + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} (\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \lambda_7 - \tilde{P}_{p,i}\lambda_9 = 0 \tag{B.20}$$

$$\frac{\partial L}{\partial S_{w,i}} = \frac{1}{\chi^{\frac{1}{\sigma_w}}} S_{w,i}^{\frac{1}{\sigma_w}} - \tilde{P}_{w,i} - \lambda_4 - \lambda_6 + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \lambda_8 - \tilde{P}_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.21}$$

$$\frac{\partial L}{\partial S_{p,i}} = P_{p,i} - \sum_p a_{p,w} P_{w,i} - c_p + \lambda_1 - \sum_p a_{p,w}\lambda_2 + \nu_{15} - \nu_{S_{i,p}} = 0 \tag{B.22}$$

$$\frac{\partial L}{\partial M_{p,i}} = b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_7 + P_p^*\lambda_9 = 0 \tag{B.23}$$

$$\frac{\partial L}{\partial LD_{p,i}} = (1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_1 + P_{i,p}\lambda_9 = 0 \tag{B.24}$$

$$\frac{\partial L}{\partial X_{w,i}} = b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}-1} [(1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}-1} \lambda_4 - \lambda_8 + P_w^*\lambda_{10} = 0 \tag{B.25}$$

$$\frac{\partial L}{\partial LS_{w,i}} = (1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}-1} [(1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}-1} \lambda_4 + \lambda_2 + P_{i,w}\lambda_{10} = 0 \tag{B.26}$$

$$\frac{\partial L}{\partial \tilde{P}_{p,i,t}} = -D_{p,i} + \alpha\sigma_p \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p - 1}\lambda_5 + \frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1} \varphi_{p,i}\lambda_7 - D_{p,i}\lambda_9 = 0 \tag{B.27}$$

$$\frac{\partial L}{\partial \tilde{P}_{w,i}} = S_{w,i} + \beta\sigma_w \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w - 1}\lambda_6 + \frac{b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}-1} \varphi_{w,i}\lambda_8 - S_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.28}$$

$$\frac{\partial L}{\partial P_{p,i}} = S_{p,i} - \sum_j e_{p,i,j} + \sum_k e_{p,k,i} + LD_{p,i}\lambda_9 + \nu_{16} = 0 \tag{B.29}$$

$$\frac{\partial L}{\partial P_{w,i}} = -\sum_p a_{p,w} S_{p,i} - \sum_j e_{w,i,j} + \sum_k e_{w,k,i} + LS_{w,i}\lambda_{10} + \nu_{17} = 0 \tag{B.30}$$

$$\frac{\partial L}{\partial e_{p,i,j}} = (P_{p,j} - P_{p,i} - C_{p,i,j}) - \lambda_1 + \nu_{13} = 0 \tag{B.31}$$

$$\frac{\partial L}{\partial e_{p,k,i}} = (P_{p,i} - P_{p,k} - C_{p,i,j}) + \lambda_1 + \nu_{13} = 0 \tag{B.32}$$

$$\frac{\partial L}{\partial e_{w,i,j}} = (P_{w,j} - P_{w,i} - C_{w,i,j}) - \lambda_2 + \nu_{14} = 0 \tag{B.33}$$

$$\frac{\partial L}{\partial e_{w,k,i}} = (P_{w,i} - P_{w,k} - C_{w,i,j}) + \lambda_2 + \nu_{14} = 0 \tag{B.34}$$

$$h_z \frac{\partial L}{\partial h_z} = \nu_z h_z = 0 \tag{B.35}$$

$$h_{16} \frac{\partial L}{\partial h_{16}} = \nu_{S_{i,p}} h_{16} = 0 \tag{B.36}$$

$$\nu_z \geq 0 \tag{B.37}$$

$$\nu_{S_{i,p}} \geq 0 \tag{B.38}$$

Pour simplifier la résolution du système associé, nous travaillons à partir d'un Lagrangien $\tilde{L}$, appelé *Lagrangien de Kuhn et Tucker* (Kuhn et Tucker, 1951; Simon et Blume, 1994). La spécificité de cette forme est de ne pas inclure les contraintes de non-négativité dans l'expression mathématique :

$$\tilde{L} = L - \sum_z \nu_z h_z + \nu_{S_{i,p}} h_{16} \tag{B.39}$$

De telle manière que, $\forall z$, les conditions de premier ordre peuvent être reformulées ainsi :

$$\frac{\partial L}{\partial h_z} = \frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_z} + \nu_z = 0 \tag{B.40}$$

D'où :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_z} = -\nu_z \tag{B.41}$$

Ainsi, d'après (B.37), nous avons à l'équilibre :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_z} \leq 0 \tag{B.42}$$

Et d'après (B.35) :

$$h_z \frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_z} = 0 \tag{B.43}$$

De même :

$$\frac{\partial L}{\partial h_{16}} = \frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_{16}} - \nu_{S_{i,p}} = 0 \tag{B.44}$$

D'où :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_z} \geq 0 \tag{B.45}$$

Et :

$$h_{16} \frac{\partial \tilde{L}}{\partial h_{16}} = 0 \tag{B.46}$$

Nous pouvons écrire le système associé à $\tilde{L}$ de la manière suivante :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial D_{p,i}} = \frac{1}{\alpha^{\frac{1}{\sigma_p}}} D_{p,i}^{\frac{1}{\sigma_p}} - \tilde{P}_{p,i} - \lambda_3 - \lambda_5 + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} (\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \lambda_7 - \tilde{P}_{p,i}\lambda_9 = 0 \tag{B.47}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial S_{w,i}} = \frac{1}{\chi^{\frac{1}{\sigma_w}}} S_{w,i}^{\frac{1}{\sigma_w}} - \tilde{P}_{w,i} - \lambda_4 - \lambda_6 + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \lambda_8 - \tilde{P}_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.48}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial S_{p,i}} = P_{p,i} - \sum_p a_{p,w} P_{w,i} - c_p + \lambda_1 - \sum_p a_{p,w}\lambda_2 - \nu_{S_{i,p}} \leq 0 \tag{B.49}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial M_{p,i}} = b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_7 + P_p^* \lambda_9 = 0 \tag{B.50}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LD_{p,i}} = (1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1-b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_1 + P_{i,p}\lambda_9 = 0 \tag{B.51}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial X_{w,i}} = b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}-1} [(1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}-1} \lambda_4 - \lambda_8 + P_w^* \lambda_{10} = 0 \tag{B.52}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LS_{w,i}} = (1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}-1} [(1-b_{S_{w,i}}) LS_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}} + b_{S_{w,i}} X_{w,i}^{\frac{\varphi_{w,i}-1}{\varphi_{w,i}}}]^{\frac{\varphi_{w,i}}{\varphi_{w,i}-1}-1} \lambda_4 + \lambda_2 + P_{i,w}\lambda_{10} = 0 \tag{B.53}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{p,i}} = -D_{p,i} + \alpha\sigma_p \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p - 1} \lambda_5 + \frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1} \varphi_{p,i}\lambda_7 - D_{p,i}\lambda_9 = 0 \tag{B.54}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{w,i}} = S_{w,i} + \beta\sigma_w \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w - 1} \lambda_6 + \frac{b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}-1} \varphi_{w,i}\lambda_8 - S_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.55}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial P_{p,i}} = S_{p,i} - \sum_j e_{p,i,j} + \sum_k e_{p,k,i} + LD_{p,i}\lambda_9 \leq 0 \tag{B.56}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial P_{w,i}} = -\sum_p a_{p,w} S_{p,i} - \sum_j e_{w,i,j} + \sum_k e_{w,k,i} + LS_{w,i}\lambda_{10} \leq 0 \tag{B.57}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial e_{p,i,j}} = (P_{p,j} - P_{p,i} - C_{p,i,j}) - \lambda_1 \leq 0 \tag{B.58}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial e_{p,k,i}} = (P_{p,i} - P_{p,k} - C_{p,i,j}) + \lambda_1 \leq 0 \tag{B.59}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial e_{w,i,j}} = (P_{w,j} - P_{w,i} - C_{w,i,j}) - \lambda_2 \leq 0 \tag{B.60}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial e_{w,k,i}} = (P_{w,i} - P_{w,k} - C_{w,i,j}) + \lambda_2 \leq 0 \tag{B.61}$$

$$h_z \frac{\partial L}{\partial h_z} = \nu_z h_z = 0 \tag{B.62}$$

$$h_{16} \frac{\partial L}{\partial h_{16}} = \nu_{S_{i,p}} h_{16} = 0 \tag{B.63}$$

$$\nu_z \geq 0 \tag{B.64}$$

$$\nu_{S_{i,p}} \geq 0 \tag{B.65}$$

Compte tenu du signe des inégalités (B.49) et (B.56) à (B.62), la condition (B.64) implique qu'il s'agit d'un problème de maximisation. Inversement, un problème de minimisation aurait supposé $\nu_z \leq 0$.

## B.2 Solution du système

On distingue deux cas selon que les prix domestiques $P_{p,i} > 0$ et $P_{w,i} > 0$ sont nuls ou pas.

### B.2.1 Cas 1 : $P_{p,i} > 0$ et $P_{w,i} > 0$

Si $P_{p,i} > 0$ alors, compte tenu de (B.62), $\nu_{14} = \frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{p,i}} = 0$, donc :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial P_{p,i}} = S_{p,i} - \sum_j e_{p,i,j} + \sum_k e_{p,k,i} + LD_{p,i}\lambda_9 = 0 \tag{B.66}$$

Mais, d'autre part, l'équation de conservation de la matière (B.3) donne :

$$LD_{p,i} + \sum_j e_{p,i,j} - S_{p,i} - \sum_k e_{p,k,i} = 0 \tag{B.67}$$

De fait, on a $\lambda_9$=$-1$.

Si on remplace maintenant $\lambda_9 = -1$ dans les conditions (B.47), (B.50), (B.51) et (B.54) nous pouvons chercher $\lambda_1$,$\lambda_3$,$\lambda_5$ et $\lambda_7$ grâce au sous-système suivant :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial D_{p,i}} = \frac{1}{\alpha^{\frac{1}{\sigma_p}}} D_{p,i}^{\frac{1}{\sigma_p}} - \tilde{P}_{p,i} - \lambda_3 - \lambda_5 + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} (\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \lambda_7 + \tilde{P}_{p,i} = 0 \tag{B.68}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial M_{p,i}} = b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1 - b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_7 - P_p^* = 0 \tag{B.69}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LD_{p,i}} = (1 - b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1 - b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} \lambda_3 - \lambda_1 - P_{i,p} = 0 \tag{B.70}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{p,i}} = \alpha \sigma_p \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p - 1} \lambda_5 + \frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1} \varphi_{p,i} \lambda_7 = 0 \tag{B.71}$$

Afin de simplifier le problème, nous notons les égalités suivantes :

Dans (B.68) : $\frac{1}{\alpha^{\frac{1}{\sigma_p}}} D_{p,i}^{\frac{1}{\sigma_p}} = \tilde{P}_{p,i}$ (d'après (B.7)).

Dans (B.69) : $b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} [(1 - b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1} = \frac{P_p^*}{\tilde{P}_{p,i}}$ (d'après (B.11), (B.9) et (B.5)) .

Dans (B.70) : $(1-b_{D_{p,i}})LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1}[(1-b_{D_{p,i}})LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}+b_{D_{p,i}}M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}]^{\frac{\varphi_{p,i}}{\varphi_{p,i}-1}-1}=\frac{P_{i,p}}{\tilde{P}_{p,i}}$ (d'après (B.11), (B.9) et (B.5)).

Nous travaillons ainsi à partir du sous-système simplifié suivant :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial D_{p,i}} = -\lambda_3 - \lambda_5 + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}}\lambda_7 + \tilde{P}_{p,i} = 0 \tag{B.72}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial M_{p,i}} = \frac{P_p^*}{\tilde{P}_{p,i}}\lambda_3 - \lambda_7 - P_p^* = 0 \tag{B.73}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LD_{p,i}} = \frac{P_{i,p}}{\tilde{P}_{p,i}}\lambda_3 - \lambda_1 - P_{i,p} = 0 \tag{B.74}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{p,i}} = \alpha\sigma_p\tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p-1}\lambda_5 + \frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}}\tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1}\varphi_{p,i}\lambda_7 = 0 \tag{B.75}$$

Comme nous le démontrons dans B.4.3, nous dérivons de (B.75) :

$$\lambda_5 = -b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p} \times \frac{\tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}}\lambda_7 \tag{B.76}$$

De (B.73) nous avons :

$$\lambda_3 = \lambda_7\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} + \tilde{P}_{p,i} \tag{B.77}$$

En remplaçant (B.76) et (B.77) dans (B.72) nous obtenons :

$$-\lambda_7\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} - \tilde{P}_{p,i} + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p} \times \frac{\tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}}\lambda_7 + b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}}\lambda_7 + \tilde{P}_{p,i} = 0 \tag{B.78}$$

Donc :

$$(b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \times (\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p}+1) - \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})\lambda_7 = 0 \tag{B.79}$$

Nous montrons dans le pragraphe B.4.4 que $A = (b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \times (\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p}+1) - \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*}) < 0$. Nous concluons ainsi que $\lambda_7 = 0$.

Il est maintenant facile de déduire de (B.73) que $\lambda_3 = \tilde{P}_{p,i}$. Ensuite, grâce à (B.72) et (B.74) nous obtenons $\lambda_5 = 0$ et $\lambda_1 = 0$.

La même démarche est ensuite appliquée aux conditions (B.48), (B.52), (B.53) et (B.55) :

Tout comme pour $\lambda_9$, il est facile de trouver la valeur de $\lambda_{10}$. (B.57) et (B.62) donnent :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial P_{w,i}} = -\sum_p a_{p,w} S_{p,i} - \sum_j e_{w,i,j} + \sum_k e_{w,k,i} + LS_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.80}$$

L'équation de conservation de la matière (B.4) nous permet de conclure que $\lambda_{10} = 1$.

En remplaçant $\lambda_{10} = 1$ dans les conditions (B.48), (B.52), (B.53) et (B.55) nous cherchons $\lambda_2$,$\lambda_4$,$\lambda_6$ et $\lambda_8$ grâce au sous-système suivant :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial S_{w,i}} = -\lambda_4 - \lambda_6 + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\tfrac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \lambda_8 - \tilde{P}_{w,i} = 0 \tag{B.81}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial X_{w,i}} = \tfrac{P_w^*}{\tilde{P}_{w,i}} \lambda_4 - \lambda_8 + P_w^* = 0 \tag{B.82}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LS_{w,i}} = \tfrac{P_{i,w}}{\tilde{P}_{w,i}} \lambda_4 + \lambda_2 + P_{i,w} = 0 \tag{B.83}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{w,i}} = \chi \sigma_w \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w - 1} \lambda_6 + \frac{b_{S_{p,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}-1} \varphi_{w,i} \lambda_8 = 0 \tag{B.84}$$

Duquel nous pouvons tirer l'expression de $\lambda_6$ :

$$\lambda_6 = -b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} \frac{\varphi_{w,i}}{\sigma_w} \times \frac{\tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \lambda_8 \tag{B.85}$$

En outre, de (B.82) nous avons :

$$\lambda_4 = \lambda_8 \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*} - \tilde{P}_{w,i} \tag{B.86}$$

En utilisant (B.85) et (B.86) dans (B.81) nous obtenons :

$$-\lambda_8 \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_p^*} + \tilde{P}_{w,i} + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} \frac{\varphi_{w,i}}{\sigma_w} \times \frac{\tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \lambda_8 + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \lambda_8 - \tilde{P}_{w,i} = 0 \tag{B.87}$$

$$(b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \times (\frac{\varphi_{w,i}}{\sigma_w} + 1) - \frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*}) \lambda_8 = 0 \tag{B.88}$$

Puisque nous faisons l'hypothèse que $0 < \epsilon_w \leq 1$ et $\varphi_w < 0$ le processus de résolution est strictement symétrique au problème antérieur et nous obtenons $\lambda_8 = 0$, $\lambda_4 = \tilde{P}_{w,i}$, $\lambda_6 = 0$ et $\lambda_2 = 0$.

### B.2.2 Cas 2 : $P_{p,i} = 0$ et/ou $P_{w,i} = 0$

Le cas $P_{p,i} = 0$ est impossible . En effet, selon Armington (1969) :

$$LD_{p,i} = (1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} (\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} \tag{B.89}$$

Comme $\varphi_{p,i} > 0$, $P_{p,i}$ doit être strictement supérieur à 0. Nous imposons donc cette stricte inégalité dans les contraintes en amont.

Inversement cette restriction n'existe pas pour $P_{w,i}$ puisque $\varphi_{w,i} < 0$, l'expression (B.90) peut s'écrire avec $P_{w,i} = 0$.

$$LS_{w,i} = (1 - b_{S_{w,i}})^{\varphi_{w,i}} S_{w,i} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_{w,i}})^{\varphi_{w,i}} \tag{B.90}$$

La seule alternative possible au premier cas ($P_{p,i} > 0$, $P_{w,i} > 0$) est le cas ($P_{p,i} > 0$, $P_{w,i} = 0$) associé au sous-système suivant.

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial S_{w,i}} = -\lambda_4 - \lambda_6 + b_{S_{w,i}}^{\varphi_{w,i}} (\frac{\tilde{P}_{w,i}}{P_w^*})^{\varphi_{w,i}} \lambda_8 - \tilde{P}_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.91}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial X_{w,i}} = \frac{P_w^*}{\tilde{P}_{w,i}}\lambda_4 - \lambda_8 + P_w^*\lambda_{10} = 0 \tag{B.92}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial LS_{w,i}} = \frac{P_{i,w}}{\tilde{P}_{w,i}}\lambda_4 + \lambda_2 + P_{i,w}\lambda_{10} = 0 \tag{B.93}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{w,i}} = S_{w,i} + \chi\sigma_w \tilde{P}_{w,i}^{\sigma_w - 1}\lambda_6 + \frac{b_{S_{p,i}}^{\varphi_{w,i}} S_{w,i}}{P_w^{*\varphi_{w,i}}} \tilde{P}_{w,i}^{\varphi_{w,i}-1}\varphi_{w,i}\lambda_8 - S_{w,i}\lambda_{10} = 0 \tag{B.94}$$

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial P_{w,i}} = -\sum_p a_{p,w}S_{p,i} - \sum_j e_{w,i,j} + \sum_k e_{w,k,i} + LS_{w,i}\lambda_{10} \leq 0 \tag{B.95}$$

Ce sous-système contient 5 inconnues, 4 équations et 1 inéquation. Il n'y a donc pas de solution unique. Nous imposons donc l'inégalité stricte en amont $P_{w,i} > 0$.

## B.3 Implications pour le transformateur et les agents d'échange

### B.3.1 Transformateur

Nous avons montré que $\lambda_1 = 0$ et $\lambda_2 = 0$, la condition de premier ordre (B.49) s'écrit ainsi :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial S_{p,i}} = P_{p,i} - \sum_p a_{p,w}P_{w,i} - c_p - \nu_{S_{i,p}} \leq 0 \tag{B.96}$$

En particulier, compte tenu de la condition de Kuhn Tucker (B.62), si $S_{p,i} > 0$ et $S_{p,i} < K_{p,i}$ alors $\nu_{S_{i,p}} = 0$ et $P_{p,i} - \sum_p a_{p,w}P_{w,i} - c_p = 0$. Ceci implique qu'un transormateur produisant une quantité $S_{p,i} > 0$ et qui n'atteint pas sa limite de capacité de transformation ne fait pas de profit.

En revanche, si $S_{p,i} = K_{p,i}$, alors $\nu_{S_{i,p}} > 0$ et $P_{p,i} - \sum_p a_{p,w}P_{w,i} - c_p = \nu_{S_{i,p}}$, ce qui implique que le transformateur fait un profit positif, égale à $\nu_{S_{i,p}}$ dans ce cas.

Inversement, si $S_{p,i} = 0$, alors $P_{p,i} - \sum_p a_{p,w}P_{w,i} - c_p \leq 0$.

### B.3.2 Agents d'échange

La démonstration est similaire pour les produits $p$ et $w$. Afin de rendre les expressions plus lisibles nous n'incluons pas les indices des produits $p$ et $w$ et nous faisons l'hypothèse que les coûts de transport depuis une région $i$ vers une région $j$ sont égaux aux coûts de transport depuis la région $j$ vers la région $i$.

L'objectif de ce paragraphe est de montrer qu'à l'équilibre les conditions de l'équilibre spatial de Samuelson sont respectées. Rappelons rapidement ces conditions.

1. Si $P_i - P_j = C_{j,i}$ alors $e_{j,i} \geq 0$. De manière réciproque, $e_{i,j} > 0$ entraîne $P_j - P_i = C_{i,j}$.
2. Si $P_i - P_j < C_{j,i}$ alors $e_{j,i} = 0$.

La démonstration est rapide. Si $e_{i,j} > 0$ alors il nous faut montrer que $(P_j - P_i - C_{i,j}) = 0$ . Or $\lambda_1 = 0$ donc d'après la condition de Kuhn-Tucker (B.62), $(P_j - P_i - C_{i,j}) + \lambda_1 = (P_j - P_i - C_{i,j}) = 0$. Réciproquement si $(P_j - P_i - C_{i,j}) = 0$ alors, grâce aux conditions de Kuhn-Tucker (B.62) et (B.64), $e_{i,j}$ peut être égal à 0 ou être strictement positif, dans tous les cas $e_{i,j} \geq 0$. Finalement, si $P_i - P_j < C_{j,i}$ alors d'après la condition de Kuhn-Tucker (B.62), $e_{j,i} = 0$.

Nous venons donc de montrer que les conditions de l'équilibre spatial de Samuelson sont toujours respectées à l'équilibre.

### B.3.3 Conclusion

Cette résolution analytique conduit à trois conclusions. (1) D'une part un équilibre existe. Cet équilibre est associé aux multiplicateurs de Lagrange suivants :

$$\begin{pmatrix} \lambda_1 = 0 \\ \lambda_2 = 0 \\ \lambda_3 = \tilde{P}_{p,i,t} \\ \lambda_4 = \tilde{P}_{w,i,t} \\ \lambda_5 = 0 \\ \lambda_6 = 0 \\ \lambda_7 = 0 \\ \lambda_8 = 0 \\ \lambda_9 = -1 \\ \lambda_{10} = 1 \end{pmatrix}$$

(2) D'autre part cet équilibre respecte les conditions de l'équilibre spatial de Samuelson.

(3) Cet équilibre est associé à une condition d'absence de profit des transformateurs si $S_{p,i} < K_{p,i}$. Au contraire, si $S_{p,i} = K_{p,i}$, le transformateur fait un profit dont le montant est égal au shadow price de la contrainte (B.36), soit $\nu_{S_{i,p}}$.

## B.4 Appendices : calculs et démonstrations

### B.4.1 La fonction de *net social pay-off* de Samuelson

Nous démontrons ici que la somme des surplus des producteurs, consommateurs et des agents d'échange est égale à la fonction de surplus social net définie dans Samuelson

(1952). La démonstration se fait dans le cas de deux régions (nommées 1 et 2) et pour un produit (donc sans transformation). $D$ correspond à la demande, $S$ à l'offre et $e_{1,2}$ au volume échangé entre 1 et 2.

La somme des surplus de tous les agents des deux régions est égale à :

$$\begin{aligned}
&\int_0^{D_1} P_1(D)dD - P_1 \times D_1 \\
&\int_0^{D_2} P_2(D)dD - P_2 \times D_2 \\
&+ P_1 \times S_1 - \int_0^{S_1} P_1(S)dS \\
&+ P_2 \times S_2 - \int_0^{S_2} P_2(S)dS \\
&+ (P_2 - P_1 - C_{1,2})e_{1,2} \\
&+ (P_1 - P_2 - C_{2,1})e_{2,1}
\end{aligned} \tag{B.97}$$

Sous les contraintes de conservation de la matière suivantes :

$$S_1 + e_{1,2} = D_1 + e_{2,1} \tag{B.98}$$

$$S_2 + e_{2,1} = D_2 + e_{1,2} \tag{B.99}$$

Les première et seconde lignes de (B.97) correspondent aux surplus des consommateurs, les troisième et quatrième lignes sont les surplus des producteurs et les sixième et septième lignes sont les surplus des agents d'échange.

En intégrant les équations de conservation de la matière à (B.97), nous obtenons :

$$\int_0^{D_1} P_1(D)dD + \int_0^{D_2} P_2(D)dD - \int_0^{S_1} P_1(S)dS - \int_0^{S_2} P_2(S)dS - C_{1,2}e_{1,2} - C_{2,1}e_{2,1} \tag{B.100}$$

Cette expression est précisément le surplus social net défini par Samuelson (1952) dans le cas de deux régions.

### B.4.2 Les contraintes de non négativité

Nous démontrons ici que les contraintes (B.3) à (B.12), et (B.13) à (B.17) entraînent la non-négativité de toutes les variables du modèle.

De (B.9) et (B.11) nous avons :

$$M_{p,i} = b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left( \frac{P_{p,i} \frac{LD_{p,i}}{D_{p,i}} - P_p^* \frac{M_{p,i}}{D_{p,i}}}{P_p^*} \right)^{\varphi_{p,i}} \tag{B.101}$$

Donc :

$$M_{p,i}^{1/\varphi_{p,i}} = b_{D_{p,i}} D_{p,i}^{1/\varphi_{p,i}-1} \left( \frac{P_{p,i}}{P_p^*} LD_{p,i} + M_{p,i} \right) \tag{B.102}$$

$$M_{p,i}^{1/\varphi_{p,i}} [(1 - b_{D_{p,i}}) LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}} + b_{D_{p,i}} M_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}}] = b_{D_{p,i}} \left( \frac{P_{p,i}}{P_p^*} LD_{p,i} + M_{p,i} \right) \tag{B.103}$$

$$(1 - b_{D_{p,i}}) M_{p,i}^{1/\varphi_{p,i}} LD_{p,i}^{\frac{\varphi_{p,i}-1}{\varphi_{p,i}}-1} = b_{D_{p,i}} \frac{P_{p,i}}{P_p^*} \tag{B.104}$$

Ainsi :

$$LD_{p,i} = M_{p,i} \left( \frac{b_{D_{p,i}} P_{p,i}}{(1 - b_{D_{p,i}}) P_p^*} \right)^{-\varphi_{p,i}} \tag{B.105}$$

En outre nous avons :

$$M_{p,i,t} = b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i,t} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i,t}}{P_{p,t}^*} \right)^{\varphi_{p,i}} \tag{B.106}$$

Donc en intégrant (B.106) dans (B.105) :

$$LD_{p,i} = (1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} D_{p,i} \left( \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_{p,i}} \right)^{\varphi_{p,i}} \tag{B.107}$$

En utilisant (B.107) et (B.106) dans l'expression (B.11) nous obtenons la spécification d'Armington pour le prix composite :

$$\tilde{P}_{p,i,t} = \left(P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}}\left(1-b_{D_{p,i}}\right)^{\varphi_{p,i}} + P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}} b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}\right)^{\frac{1}{1-\varphi_{p,i}}} \tag{B.108}$$

De (B.108) nous concluons automatiquement que, si $P_{p,i} \geq 0$ alors $\tilde{P}_{p,i} \geq 0$.

Puis avec (B.7), nous avons $D_{p,i} \geq 0$ et (B.106) donne $M_{p,i} \geq 0$ et (B.107) donne $LD_{p,i} \geq 0$.

Nous avons donc démontré que, grâce aux contraintes (B.3), (B.5), (B.7), (B.9) et (B.11), la non-négativité du prix domestique $P_{p,i}$ entraîne la non-négativité de $\tilde{P}_{p,i}$, $D_{p,i}$, $M_{p,i}$ et $LD_{p,i}$.

Par le processus strictement symétrique nous avons que, si $P_{w,i} \geq 0$, alors $\tilde{P}_{w,i} \geq 0$, $S_{w,i} \geq 0$, $X_{w,i} \geq 0$ et $LS_{w,i} \geq 0$.

### B.4.3 Expression de $\lambda_5$ en fonction de $\lambda_7$

De :

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial \tilde{P}_{p,i}} = \alpha\sigma_p \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p-1}\lambda_5 + \frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1}\varphi_{p,i}\lambda_7 = 0 \tag{B.109}$$

Nous avons :

$$\lambda_5 = -\frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} D_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1}\varphi_{p,i}\lambda_7 \times \frac{1}{\alpha\sigma_p \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p-1}} \tag{B.110}$$

$$\lambda_5 = -\frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} \alpha \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p}}{P_p^{*\varphi_{p,i}} \alpha\sigma_p} \times \frac{\tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}-1}}{\tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p-1}}\varphi_{p,i}\lambda_7 \tag{B.111}$$

$$\lambda_5 = -\frac{b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} \varphi_{p,i}}{P_p^{*\varphi_{p,i}} \sigma_p} \times \tilde{P}_{p,i}^{\sigma_p+(\varphi_{p,i}-1)-(\sigma_p-1)}\lambda_7 \tag{B.112}$$

Ainsi :

$$\lambda_5 = -b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} \frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p} \times \frac{\tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}}}{P_p^{*\varphi_{p,i}}}\lambda_7 \tag{B.113}$$

### B.4.4 $A < 0$

*Rappel :* $-1 \leq \epsilon_p < 0$

Nous voulons démontrer que $A = (b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \times (\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p} + 1) - \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*}) < 0$

Nous devons distinguer deux cas :

- Si $\varphi_{p,i} \geq 1$ alors $\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p}+1 \leq 0$ et $(b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \times (\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p}+1)) \leq 0$ puisque $b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} > 0$. Comme $\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} > 0$, on a $A < 0$.
- Si $0 < \varphi_{p,i} < 1$, le problème est plus complexe. Dans ce cas, $\frac{\varphi_{p,i}}{\sigma_p} + 1 < 1$. Donc il faut démontrer que $b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} < \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*}$.

  Or nous avons :

$$\tilde{P}_{p,i,t} = (P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}}(1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} + P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}} b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}})^{\frac{1}{1-\varphi_{p,i}}} \tag{B.114}$$

$$\tilde{P}_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}} = P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}}(1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} + P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}} b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} \tag{B.115}$$

D'où :

$$b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} = \frac{\tilde{P}_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}} - P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}}}{P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}}} \tag{B.116}$$

Ainsi :

$$b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} = \frac{\tilde{P}_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}} - (1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}}}{P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} \tag{B.117}$$

$$b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} = \frac{\tilde{P}_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}+\varphi_{p,i}} - (1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} P_{p,i,t}^{1-\varphi_{p,i}} \tilde{P}_{p,i,t}^{\varphi_{p,i}}}{P_{p,t}^{*1-\varphi_{p,i}+\varphi_{p,i}}} \tag{B.118}$$

$$b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}}(\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} = \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*} - \frac{(1 - b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} P_{p,i}^{1-\varphi_{p,i}} \tilde{P}_{p,i,t}^{\varphi_{p,i}}}{P_p^*} \tag{B.119}$$

Puisque $\frac{(1-b_{D_{p,i}})^{\varphi_{p,i}} P_{p,i}^{1-\varphi_{p,i}} \tilde{P}_{p,i}^{\varphi_{p,i}}}{P_p^*} > 0$ alors $b_{D_{p,i}}^{\varphi_{p,i}} (\frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*})^{\varphi_{p,i}} < \frac{\tilde{P}_{p,i}}{P_p^*}$, et nous avons bien $A < 0$.

# Bibliographie


Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model*. Academic Press.

Geraci, V. J. et Prewo, W. (1982). An empirical demand and supply model of multilateral trade. *The Review of Economics and Statistics*, 64(3):432–41.

Kuhn, H. W. et Tucker, A. W. (1951). Nonlinear programming. *Proceedings of 2nd Berkeley Symposium. Berkeley : University of California Press.*, pages 481–492.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Simon, C. P. et Blume, L. (1994). *Mathematics for economists*. W.W. Norton & Cy, Inc.

# Annexe C

# Calcul de la consommation supplémentaire théorique de bois-énergie induite par les plans nationaux de mobilisation

**Sommaire**


**C.1 Équivalences entre unités énergétiques et unités volumiques et massiques de bois . . . . . 331**

**C.2 Calcul des objectifs des différents plans d'approvisionnement . 331**

C.2.1 Équivalence entre la puissance d'une installation et la consommation de combustible . . . . . 331

C.2.2 Description des politiques de mobilisation . . . . . 332

C.2.3 Conséquences : les objectifs de mobilisation supplémentaires entre 2004 et 2010 . . . . . 334

## C.1 Équivalences entre unités énergétiques et unités volumiques et massiques de bois

| | tep | MWh | t | $m^3$ | MAP | stère |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 tep | 1 | | | | | |
| 1 MWh | 0,086 | 1 | | | | |
| 1 t | 0,33 | 3 | 1 | | | |
| 1 $m^3$ | 0,23 | 2,12 | 0,7 | 1 | | |
| 1 MAP | 0,09 | 0,85 | 0,28 | 0,4 | 1 | |
| 1 stère | 0,16 | 1,41 | 0,47 | 0,67 | 1,67 | 1 |

Tableau C.1: Équivalences entre unités. Exemple de lecture : 1 MWh = 0,086 tep

Afin de construire le tableau C.1, nous retenons une humidité moyenne du bois de 25 % pour les équivalences masse/énergie ou volume/énergie [1]. Nous retenons ainsi le pouvoir calorifique inférieur (PCI) moyen de 3 000 kWh/tonne et l'équivalence de 3 tonnes de matière bois à 25 % d'humidité par tep. Pour l'équivalence t/$m^3$ nous considérons la valeur de 0,7 (qui correspond à une valeur moyenne selon les essences et les taux d'humidité lors de l'utilisation du bois). Enfin, pour les équivalences impliquant les unités MAP (mètre cube équivalent de plaquettes) et stères, nous calculons un taux de foisonnement moyen des plaquettes et des bûches [2] : pour l'équivalence stère/$m^3$ nous choisissons 1,5 (site internet ITEBE) et pour l'équivalence MAP/$m^3$ nous retenons la valeur de 2,5 (Chasset, 2007).

## C.2 Calcul des objectifs des différents plans d'approvisionnement

### C.2.1 Équivalence entre la puissance d'une installation et la consommation de combustible

Les caractéristiques des projets « CRE2 » ne sont donnés qu'en terme de puissance d'installation. Afin de déterminer les flux de combustibles qui alimentent les projets CRE2, nous calculons une équivalence entre la puissance d'une installation (en MW, donnée) et l'approvisionnement en combustible (en tep/an, inconnue). Or cette équivalence dépend du type de combustible et du type d'installation. Nous utilisons les chiffres de CRE1 qui donnent l'approvisionnement en combustibles sur un an (tep/an) pour trois grands types de combustibles : les produits bois, les sous-produits de la filière papetière et le marc de raisin (tableau C.2).

1. Il s'agit de l'humidité moyenne des plaquettes lors de la livraison en chaufferie.
2. Le taux de foisonnement s'exprime comme le rapport entre le volume apparent d'un combustible et le volume plein que ce dernier occuperait s'il était compact.

| Type de biomasse | Volume (t) | tep/an |
|---:|---:|---:|
| Marc de raisin | 200 000 | 34 400 |
| Boues papetières | 270 000 | 23 200 |
| Liqueurs noires | 1 000 000 | 327 000 |
| Plaquettes forestières | 600 000 | 154 900 |
| Ecorces, sciures, DIB | 800 000 | 172 100 |
| Somme | | 712 000 |

Tableau C.2: Approvisionnement total par type de combustible pour les projets CRE1.

Les chiffres de CRE1 (CRE, 2005) donnent en outre pour chaque projet, la puissance et le type de ressource utilisé. Pour certains projets plusieurs types de ressources sont utilisés et nous ne connaissons pas les proportions de chaque type. Cependant en faisant l'hypothèse que si plusieurs types de ressources sont utilisées elles le sont à part égale, nous obtenons la puissance totale attendue par type de ressource pour chaque projet. En sommant les résultats sur l'ensemble des projets nous pouvons en déduire une puissance (MW) par type de combustible (tableau C.3) :

| Type de combustible | tep/an/MW |
|---:|---:|
| Plaquettes forestières et autres bois | 2 503,83 |
| Sous-déchets filière papetière | 6 443,42 |
| Marc de raisin | 1 100,8 |

Tableau C.3: Approvisionnement par type de combustible et par unité de puissance des projets pour les projets CRE1.

Nous utilisons ces valeurs pour approcher les flux d'approvisionnement par type de combustibles pour CRE2.

### C.2.2 Description des politiques de mobilisation

**Plan bois-énergie et développement local 1994-1998**

**Objectifs** : Premier plan bois-énergie lancé par l'ADEME, son but était principalement de structurer la filière.

**Résultats** : 320 chaufferies collectives installées (236 MW soit environ +70 000 tep/an), 210 emplois créés.

**Coût total** : 30 M€ d'aides publiques.

**Plan bois-énergie 2000-2006**

**Objectifs** : +10 % de rendement énergétique, -300 000 tep/an de combustibles fossiles, +1 200 emplois.

**Résultats** : près de 1 500 chaufferies installées (objectif : 1 000) ; dépassement d'objectif (+317 000 tep/an soit environ 1000 MW).

**Coût total** : 102 M€, soit un peu plus de 15 M€/an.

**Plan bois-énergie 2007-2010**

**Objectifs** : 400 000 chauffages au bois très performants d'ici 2010, augmentation de +80 000 tep/an à l'horizon 2010, ce qui correspond à une multiplication par deux du rythme du plan précédent pour arriver + 290 000 tep/an en 2010. L'objectif affiché est d'inclure au minimum au niveau national 20 % de plaquettes forestières. Budget annuel de 30 M€, c'est-à-dire le double du plan précédant (mais objectifs sont deux fois plus ambitieux).

**Appels d'offres co-génération de la CRE**

Ces appels d'offre, lancés par la Commission de régulation des énergie (CRE), ont pour objectif de produire de l'électricité à partir de sources renouvelables, dont la biomasse (pas seulement forestière, également marc de raisins, boues papetières, liqueurs noires, etc) [3]. Quatre appels d'offre « biomasse » se sont succedés depuis 2004.

1. CRE1 lancé en 2004 : 14 projets biomasse ont été selectionnés en 2005 pour un total de 600 000 t/an de plaquettes forestières, 800 000 t/an d'écorces, sciures et déchets divers, 270 000 t/an de boues papetières et plus d'1 Mt/an de liqueur noire. Total de 216 MW (avec les marcs de raisins) ;
2. CRE2 lancé en 2006 : 22 projets retenus en 2007 pour une puissance totale de 314 MW ;
3. CRE3 lancé en 2008 : 17 dossiers ont été retenus pour une puissance cumulée de 266 MW. Pour plus de 94 % des projets, les produits visés sont des sous-produits et déchets de la sylviculture et de l'industrie de transformation du bois. Ces sous-produits sont répartis ainsi : 56% proviennent directement de la forêt (assimilable aux plaquettes forestières), 13% sont assimilés aux déchets industriels (dont les sous-

3. En application de l'article 8 de la loi 2000-108 du 10 février 2000, le gouvernement peut décider de lancer un appel d'offres afin d'atteindre les objectifs qu'il a arrêtés avec la programmation pluriannuelle des investissements, et dès lors que le développement des moyens de production, soit de façon spontanée par le marché, soit par les obligations d'achat, ne permet pas d'atteindre ces objectifs. Cette procédure est régie par le décret n°2002-1434 du 4 décembre 2002 relatif à la procédure d'appel d'offres pour les installations de production d'électricité.

produits de l'industrie papetière), 6% de PCS, 19% de mélange des trois sources précitées, 6% de produits issus de l'agriculture ;

4. CRE4 : lancé en 2010 pour une date limite de dépôt fin février 2011.

**Programme « 1000 chaufferies bois pour le milieu rural »**

L'objectif affiché est la consommation annuelle de 80 000 tep en 2012 (essentiellement des plaquettes forestières).

**Fonds chaleur**

C'est l'une des 50 mesures opérationnelles en faveur du développement des énergies renouvelables, conformément aux engagements du Grenelle de l'environnement. Le fonds chaleur est un outil financier supplémentaire qui complète les dispositifs d'aide actuels. En particulier, il ne se substitue pas aux programmes nationaux bois-énergie. Il est adressé aux entreprises de tous les secteurs et aux secteurs collectif et tertiaire. L'objectif est, à terme, de répondre aux engagements communautaires « 3 × 20 ». Le montant accordé par l'État est de l'ordre de 1 Milliard € pour 3 ans de 2009 à 2011.

Plusieurs types d'énergies sont concernées : les énergies renouvelables (biomasse sylvicole et agricole, solaire, géothermie) et les énergies de récupération (chaleur issue d'électricité ne bénéficiant d'aucun tarif de rachat régulé par exemple). À ce jour, deux appels à projets « biomasse » ont eu lieu et une liste de projets a été retenue pour chacun d'eux (BCIAT2009 pour Biomasse Chaleur Industrie Agriculture et Tertiaire 2009 et BCIAT2010). Le troisième appel d'offre est en cours.

### C.2.3 Conséquences : les objectifs de mobilisation supplémentaires entre 2004 et 2010

**Plan bois-énergie 2000-2006**

Le rapport d'activité 2000-2006 de l'ADEME (ADEME, 2008) fait état d'un dépassement d'objectif pour le programme bois-énergie 2000-2006, au total, ce sont 317 000 tep de bois supplémentaires qui ont été consommés en 2006 par rapport à 1999. La répartition en différentes sources de combustibles n'est pas précisée, le rapport ne fournissant les répartitions que pour les secteurs collectif et tertiaire, pas pour le secteur industriel. Néanmoins, si on considère une répartition de la consommation totale au *prorata* des consommations des secteurs collectifs et tertiaires, on a, pour l'année 2006, la répartition suivante détaillée dans le tableau C.4.

Selon nos calculs c'est donc au total 1,3 $Mm^3$ ebr supplémentaires (par rapport à 1999) qui sont consommés depuis 2006 grâce au plan bois-énergie 2000-2006.

| Total | bûches/autres bois | | PCS | | plaquettes | | DIB | | non bois | total bois |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| tep/an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an |
| 317 000 | 120 460 | 517 978 | 82 420 | 354 406 | 44 380 | 190 834 | 53 890 | 231 727 | 15 850 | 1 294 945 |

Tableau C.4: Détail des consommations par type de produit bois et équivalents en $m^3$ bois rond pour le programme bois-énergie 2000-2006.

**Plan bois-énergie 2007-2010**

Les résultats officiels ne sont pas encore publiés. Nous calculons donc le volume équivalent à l'objectif de mobilisation de +290 000 tep/an en 2010 par rapport à 2006. Nous faisons l'hypothèse que la répartition suit la même loi qu'en 2006, à la différence près que la proportion de plaquettes est ramenée à 20 % (contre 14 %) de la totalité des consommations, puisqu'il s'agissait d'un objectif minimal du programme (on fait l'hypothèse que la consommation de bois bûche et de DIB diminue respectivement de 3 % chacune, pour compenser cette augmentation de consommation de plaquettes).

| Total | bûches/autres bois | | PCS | | plaquettes | | DIB | | non bois | total bois |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| tep/an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an | tep/an | $m^3$ /an |
| 290 000 | 101 500 | 436 450 | 75 400 | 324 220 | 58 000 | 249 400 | 40 600 | 174 580 | 14 500 | 1 184 650 |

Tableau C.5: Détail des consommations par type de produit bois et équivalents en $m^3$ bois rond pour le programme bois-énergie 2007-2010.

Soit au total près de 1,2 $Mm^3$ supplémentaires en 2010 par rapport à 2006.

**Appels d'offre cogénération de la CRE**

Les données concernant les résultats des appels d'offre de la Commission de régulation des énergie sont disponibles sur le site internet de la CRE. Malheureusement, le détail des consommations par type de combustibles bois de chaque projet n'est pas connu. Les documents relatifs à CRE1 distinguent deux grands groupes de combustibles bois : les plaquettes forestières et les PCS et assimilés, auxquels on peut rajouter un troisième groupe : les sous-produits de l'industrie papetière.

CRE2 distingue les plaquettes forestières et les sous-produits des industries papetières et CRE3 distingue plaquettes forestières, DIB et assimilés et PCS et assimilés. Pour CRE2 nous ne connaissons pas la puissance attendue de chaque projet, nous connaissons simplement la puissance moyenne des gros (> 1MW) et des petits projets (< 1MW) en divisant la somme des puissances par le nombre de projets. De plus, pour l'ensemble des appels d'offres, nous ne connaissons pas le pourcentage de chaque combustible dans la consom-

mation totale de chaque projet, la plupart des projet autorisant plusieurs combustibles, leurs proportions respectives ne sont pas détaillées. Pour palier cette lacune nous faisons l'hypothèse que pour un projet consommant plusieurs produits, ceux-ci sont consommés à parts égales.

En outre nous faisons l'hypothèse que les sous-produits de l'industrie papetière ne sont pas comptabilisés dans le total des produits forestiers. Cette hypothèse est motivée par le fait que la plupart des projets utilisant ces produits sont des papeteries et consomment ces sous-produits en autoconsommation.

| Type de Biomasse | Volume (t) | tep/an | $m^3$/an de produits bois |
|---|---|---|---|
| Marc de raisin | 200 000 | 34 400 | |
| Boues papetières | 270 000 | 23 200 | |
| Liqueurs noires | 1 000 000 | 327 000 | |
| Plaquettes forestières | 600 000 | 154 900 | 666 070 |
| Ecorces, sciures, DIB | 800 000 | 172 100 | 740 030 |
| Somme | | 712 000 | 1 406 100 |

Tableau C.6: Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE1.

| Type de Biomasse | MW | tep/an/MW | tep/an | $m^3$/an |
|---|---|---|---|---|
| sous-produits papetiers | 23 | 6 443 | 57 538 | |
| pailles, cultures énergétiques | 159 | 2 504 | 1 024 697 | |
| Marc de raisin | 23 | 1 101 | 25 296 | |
| Plaquettes forestières | 125 | 2 504 | 807 619 | 3 472 760 |
| Somme | 330 | | 1 915 150 | 3 472 760 |

Tableau C.7: Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE2.

| Produits | tep/an | $m^3$/an |
|---|---|---|
| Plaquettes forestières | 376 101 | 1 617 233 |
| DIB | 56 966 | 244 954 |
| PCS | 38 937 | 167 430 |
| Total | 472 004 | 2 029 617 |

Tableau C.8: Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets sélectionnés CRE 3.

Ainsi, d'après les tableaux C.6, C.7 et C.8 :

- plus de 1,4 $Mm^3$ ebr serait mobilisé par CRE1, quasiment à part égale entre plaquettes et PCS+DIB ;

– près de 3,5 $Mm^3$ ebr de plaquettes serait mobilisé par CRE2 ;
– plus de 2 $Mm^3$ ebr de produits bois serait mobilisé par CRE3.

En 2011, aucun projet de CRE1 n'avait vu le jour. En outre les objectifs de CRE2 sont revus à la baisse et certains experts misent sur une mobilisation de plaquettes inférieure (1,5 à 2,5 $Mm^3$).

**Appels d'offre du fonds chaleur**

| Produits | tep/an | $m^3$/an |
|---:|---:|---:|
| Plaquettes forestières | 57 763 | 248 380 |
| Produits bois en fin de vie | 14 958 | 64 319 |
| PCS | 27 345 | 117 584 |
| Total | 100 066 | 430 284 |

Tableau C.9: Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets selectionnés BCIAT 2009.

| Produits | tep/an | $m^3$/an |
|---:|---:|---:|
| Plaquettes forestières | 134 651 | 578 998 |
| Produits bois en fin de vie | 33 096 | 142 312 |
| PCS | 12 696 | 54 591 |
| Total | 180 442 | 775 901 |

Tableau C.10: Détail des consommations par type de produit, équivalents en $m^3$ bois rond pour les projets selectionnés BCIAT 2010.

**Implications pour l'ensemble de la filière**

La table C.11 représente la somme des volumes mobilisés par les différents projets. Le compartiment bûche contient les bûches et les autres bois (notamment les mélanges), le compartiment DIB contient les DIB et les produits bois en fin de vie.

Les résultats les plus discutables portent sur CRE2 or il s'agit précisément du projet ayant potentiellement le plus de poids avec, à lui seul, une augmentation de 3,5 $Mm^3$ de plaquettes forestières (PF). Pour rappel, nous avions pour seule donnée la puissance moyenne de chaque projet et le type de combustible consommé (sans précision sur les pourcentages quand plusieurs combustibles étaient consommés). Il se peut donc que ce résultat surestime les objectifs de mobilisation. Chasset (2007) aboutit, pour CRE2, à une prévision légèrement moins importante de l'ordre de + 1,5 à 2 Mt/an soit entre 2,1 et 2,9 $Mm^3$/an de plaquettes forestières. Même en prenant la valeur basse, autour de 2 $Mm^3$,

cela reste important et fait de CRE2 le projet le plus ambitieux concernant la mobilisation des plaquettes forestières.

Enfin la dernière colonne indique la date de mise en oeuvre **théorique** des projets.

| Politique | Objectif (tep/an) | bûches | PCS | PF | DIB | $m^3$ ebr | date |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Plan bois-énergie 2000-2006 | 317 000 | 120 460 | 82 420 | 44 380 | 53 890 | 1 294 945 | 2006 |
| Plan bois-énergie 2007-2010 | 290 000 | 104 400 | 69 600 | 58 000 | 49 300 | 1 209 590 | 2010 |
| Programme 1000 chaufferies | 80 000 | | | 80 000 | | 347 827 | 2012 |
| CRE1 | 327 000 | | 86 050 | 154 900 | 86 050 | 1 406 100 | 2007 |
| CRE2 | 807 619 | | | 807 619 | | 3 472 760 | 2010 |
| CRE3 | 472 004 | | 38 937 | 376 101 | 56 966 | 2 029 617 | 2012 |
| fonds chaleur 2009 | 100 066 | | 27 345 | 57 763 | 14 958 | 430 284 | 2012 |
| fonds chaleur 2010 | 180 442 | | 12 696 | 134 651 | 33 096 | 775 901 | 2012 |
| Somme | | 224 860 | 317 048 | 1 633 413 | 294 260 | 10 967 022 | |

Tableau C.11: Volumes totaux théoriquement mobilisés par les différents projets (en tep/an)

# Bibliographie

ADEME (2008). Programme national bois-énergie 2000-2006 : rapport d'activités. Rapport technique, ADEME.

Chasset, C. (2007). Perspectives de mobilisation de bois-énergie à la société forestière de la caisse des dépôts. Mémoire de D.E.A., ENGREF.

CRE (2005). Les résultats du premier appel d'offres biomasse-biogaz lancé par le DGEMP en 2004. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

# Annexe D

# Paramètres utilisés dans le chapitre 6

## D.1 Élasticités prix croisées

Pour estimer les élasticités prix et prix croisés de la demande, on reprend la forme de l'équation de demande du modèle en se plaçant au niveau national. La demande en produit $p$ de l'année $t$ est alors donnée par :

$$D_{p,t} = D_{p,t-1} \left( \frac{\tilde{P}_{p,t}}{\tilde{P}_{p,t-1}} \right)^{\sigma_p} \prod_s \left( \frac{\left( \frac{\tilde{P}_{p,t}}{P_{s,t}} \right)}{\left( \frac{\tilde{P}_{p,t-1}}{P_{s,t-1}} \right)} \right)^{-\epsilon_{p,s}}$$

Où les indices des régions $i$ ont été supprimés pour indiquer que l'on travaille au niveau national.

De ceci, on tire :

$$\underbrace{\ln \left( \frac{D_{p,t}}{D_{p,t-1}} \right)}_{lnD_{p,t}} = \sigma_p \underbrace{\ln \left( \frac{\tilde{P}_{p,t}}{\tilde{P}_{p,t-1}} \right)}_{lnP_{p,t}} - \sum_s \epsilon_{p,s} \underbrace{\ln \left( \frac{\tilde{P}_{p,t}}{P_{s,t}} \frac{P_{s,t-1}}{\tilde{P}_{p,t-1}} \right)}_{lnPs_{p,s,t}} \tag{D.1}$$

Ce qui permet de faire des régressions linéaires permettant de déterminer des valeurs pour $\sigma_p$ et $\epsilon_{p,s}$ à partir d'une série temporelle des coefficients $lnD_{p,t}$, $lnP_{p,t}$ et $lnP_{s,t}$.

Une évaluation *a minima* a été réalisée afin de simplement disposer de valeurs, des tests de robustesse devant être effectués sur ces valeurs.

Cette évaluation *a minima* a consisté en une régression sur une courte période (de 4 à 7 années selon la disponibilité des données) pour chaque nouveau produit bois. Étant donné la taille des échantillons utilisés pour ces « régressions », cette démarche ne peut être qualifiée d'économétrique et l'on est plus proche d'une démarche de résolution [1] d'équation que de régression.

Les valeurs retenues sont présentées dans le tableau D.1.

1. en pratique, sur des produits comme les portes fenêtres, l'équation a été « régressée » sur quatre années, 2005 à 2008, pour déterminer quatre paramètres (une élasticités prix et trois élasticités prix croisés), ont est alors bien dans une pure résolution de système d'équations : quatre inconnues et quatre relations, une par année, les reliant.

| Élasticités croisées $\epsilon_{p,s}$ | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Produits concurrents $s$ | Produits concurrencés $p$ | | | | |
| | Sacs papier | PF bois | Parquets | Stratifiés | bois énergie |
| Sacs plast. | 0,3 | | | | |
| PF fer | | 0,2 | | | |
| PF alu | | 0,1 | | | |
| PF pvc | | 3 | | | |
| Sols plast. | | | 0,1 | 0,1 | |
| Moquettes | | | 0,5 | 1,1 | |
| Fioul | | | | | 0,9 |
| Charbon | | | | | 0,1 |
| Gaz | | | | | 0,6 |
| Électricité | | | | | 0,6 |
| Parquets | | | | 1,1 | |
| Stratifiés | | | 0,1 | | |
| Les valeurs non indiquées sont nulles. | | | | | |

Tableau D.1: Élasticités croisées $\epsilon_{p,s}$.

## D.2 Prix des produits non-bois

**Prix des revêtements de sols, sacs plastiques et portes fenêtres**

| Produit | Prix | Unité |
|---|---|---|
| Sacs plast. | 2 647 | €/t |
| PF fer | 1 634 | €/unité |
| PF alu | 377 | €/unité |
| PF pvc | 278 | €/unité |
| Sols plast. | 4,90 | €/m$^2$ |
| Moquettes | 6,43 | €/m$^2$ |

Tableau D.2: Prix des produits non-bois. Source : Barthes (2010) d'après les données d'Eurostat et SESSI.

**Prix des produits énergie**

Les chiffres clés de l'énergie, rapport diffusé par le Service de l'Observation et des Statistiques SOeS (2009) donnent les ordres de grandeur suivants pour le prix par MWh :

- Pour le charbon : 70 €/MWh ef[2]
- Pour le fioul : 80 €/MWh ef
- Pour le gaz : 60 €/MWh ef

2. ef = énergie finale

– Pour l'électricité : 120 €/MWh ef

## D.3 Coefficients *input-output* pour les produits de deuxième transformation

| | BOF ($m^3$) | BOR ($m^3$) | BT ($m^3$) | BE ($m^3$) |
|---|---|---|---|---|
| Sacs papier (1 t) | | | 1,58 | |
| PF bois (1 unité) | 0,082 | 0,075 | | |
| Parquets (1 $m^2$) | 0,012 | 0,019 | 0,005 | |
| Stratifiés (1 $m^2$) | | | 0,143 | |

Tableau D.3: Coefficients *input-output* pour les produits de deuxième transformation. D'après les données du SESSI.

# Bibliographie

Barthes, J. (2010). Modèle économique de filière : compétition entre bois et autres matériaux. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF, Nancy.

SOeS (2009). Chiffres clés de l'énergie édition 2009. Rapport technique, Service de l'Observation et des Statistiques-Commissariat Général au Développement Durable.

# Annexe E

# Calcul théorique de la valeur du carbone

La notion de « valeur du carbone » fait référence à plusieurs indicateurs différents dans la littérature. Dans Barker *et al.* (2002) on peut lire que le *prix du carbone* compatible avec une stabilisation des émissions de $CO_2$ à 550 ppm en 2050 se situe dans une fourchette de 20-50 US$/t$CO_2$ à l'horizon 2020-2030. Ce prix du carbone représente le coût de la réduction des émissions auquel il faut consentir pour stabiliser les émissions au niveau souhaité. Par exemple, dans le cas de la déforestation évitée, réduire la déforestation présente un coût d'opportunité : les terres libérées par déforestation sont utilisées pour la production agricole et le bois est vendu. La substitution énergétique présente également un coût qui peut être lié au changement d'équipement, à la mise en place de programmes de recherche ou au développement d'infrastructures.

Yohe *et al.* (2007) montrent quant à eux que la *valeur sociale du carbone* (VSC) se situe dans la fourchette 8-189 US$/t$CO_2$ à l'horizon 2030. Cette valeur sociale du carbone, contrairement au coût de la réduction des émissions, intègre à la fois les coûts de la réduction et les *dommages du changement climatique*, et leur évolution sous la forme de dommages marginaux, dans son calcul.

À ce titre la valeur sociale du carbone est, en théorie, la valeur pour laquelle l'externalité environnementale (émissions de $CO_2$) est correctement internalisée dans l'économie.

L'objectif de cette annexe est de détailler le calcul de cette valeur sociale. Le chapitre 1 de cette thèse décrit le calcul des coûts de réduction des émissions, nous nous concentrons donc dans cette annexe sur le calcul des dommages du changement climatique. En outre, nous montrons que les notions de *prix tutélaire du carbone* et de *prix de marché du carbone* sont fondamentalement différentes de la VSC.

**Estimation des dommages marginaux du changement climatique et calcul de la valeur sociale du carbone**

La valeur sociale du carbone égalise les coûts de réduction des émissions et les bénéfices de la réduction des émissions, autrement dit les bénéfices liés à la réduction des dommages marginaux futurs du changement climatique.

Ainsi, outre l'estimation des coûts de réduction, le calcul de cette valeur sociale du carbone nécessite l'estimation des dommages marginaux du changement climatique. La revue de littérature présentée par Yohe *et al.* (2007) révèle une large fourchette dans les valeurs de la VCS (de l'ordre de 4-95 US$/t$CO_2$ en 2007 soit 8-189 US$/t$CO_2$ en 2030 en faisant l'hypothèse d'une augmentation annuelle de la valeur de 2,4 %) que les auteurs expliquent par de nombreux facteurs d'incertitudes entourant son calcul.

D'après Yohe *et al.* (2007), Fisher *et al.* (2007), Tol (2005), Dasgupta (2007) et Downing *et al.* (2005) nous établissons une liste de six niveaux d'incertitudes pouvant

expliquer la différence dans les valeurs calculées.

*1 — Les incertitudes portant sur la sensibilité climatique à l'augmentation de la concentration de $CO_2$ atmosphérique*

Le premier niveau d'incertitude concerne le lien même entre l'augmentation de la concentration de $CO_2$ atmosphérique et la température moyenne à la surface du globe. La figure E.1 montre que les deux variables sont globalement très bien corrélées. Toutefois la modification de la température ne repose pas uniquement sur la variation de la concentration de ce gaz dans l'atmosphère mais également sur celle des autres gaz à effet de serre, sur la quantité de particules atmosphériques ou sur les cycles solaires (IPCC, 2001).

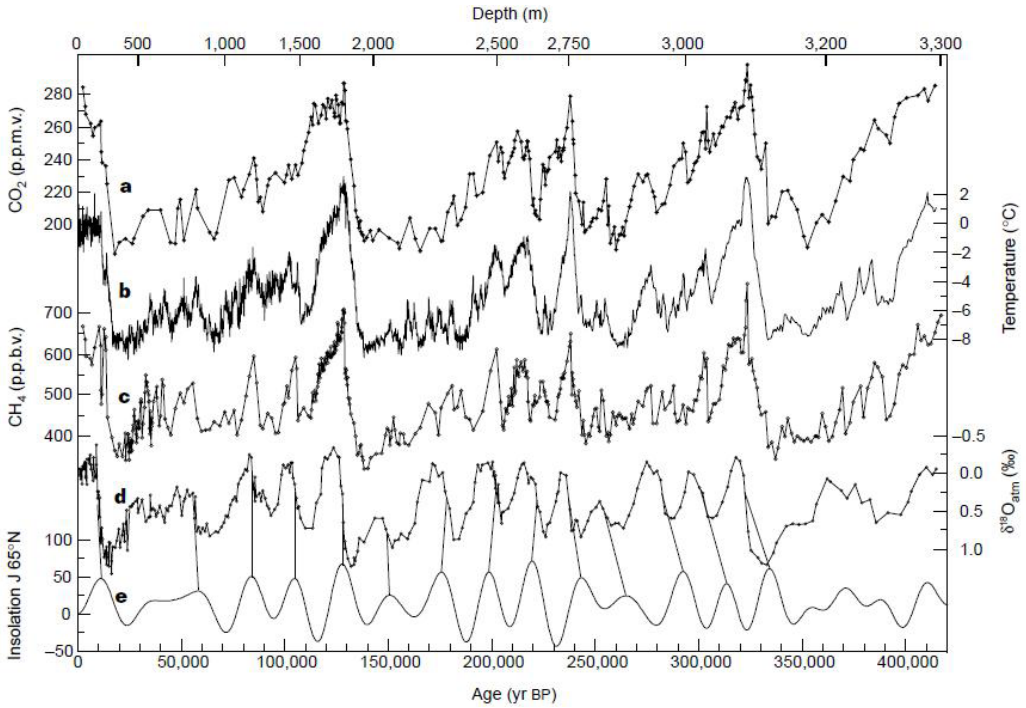



Figure E.1: Source : Petit *et al.* (1999). Température et composition atmosphérique issus du forage de Vostok. Courbe a : $CO_2$ atmosphérique. Courbe b : température isotopique de l'atmosphère.

*2 — Les difficultés à monétariser les impacts du changement climatique*

Il s'agit du cœur du problème, la monétarisation de la disparition d'une espèce de la destruction d'un écosystème ou de la vie humaine soulève des questions méthodologiques. Des méthodes d'évaluation environnementale existent. Parmi elles, citons la monétarisation indirecte des impacts par fonction dose-réponse (lien quantitatif entre un impact climatique et ses conséquences, par exemple sur la santé), par mesure des dépenses de protection, calcul des prix hédonistes et calcul des coûts de déplacements ou le calcul

direct qui révèle la disposition à payer des agents, par exemple pour la conservation d'un écosystème. Ces méthodes sont néanmoins fragilisées par la présence de nombreux biais dont il faut tenir compte dans les résultats.

*3 — Le traitement de l'apparition d'événements climatiques extrêmes*

La question des événements climatiques extrêmes (par exemple les effets de la modification de la circulation thermohaline (Mastrandrea et Schneider, 2004) ou des émissions de méthane issu du dégel du permafrost) est sujet à controverse. Stern (2006) montre que, pour un scénario de base en 2200, le coût des dommages passe de 2,1 % à 5 % du PIB en incluant les dommages liés au risque de catastrophe (Stern, 2006, p.163). Ainsi, en accordant une probabilité, même faible, à l'apparition d'évènements climatiques extrêmes, la VSC calculée dans le rapport Stern (2006) s'en trouve augmentée.

*4 — Les incertitudes entourant la réponse sociétale au changement climatique*

La VSC calculée dans le rapport Stern (85 US$/t$CO_2$) se retrouve parmi les valeurs hautes de la fourchette issue de la littérature. Les commentaires et critiques (Dasgupta, 2007; Hourcade *et al.*, 2009) de ce rapport attirent l'attention sur deux niveaux supplémentaires d'incertitude. Le premier est relatif au réalisme du scénario dans lequel les dommages marginaux du changement climatique sont mesurés. Stern (2006) utilise pour cela un scénario « au fil de l'eau » dans lequel aucune politique climatique n'est mise en place. Ce scénario entraîne logiquement une valeur croissante des dommages marginaux et donc une valeur croissante du carbone. En réalité les dommages marginaux futurs sont réévalués à chaque nouvelle mesure de réduction des émissions. Le choix de Stern constitue en quelque sorte une représentation limite où aucune mesure d'atténuation ne serait mise en œuvre. Cela traduit par exemple un monde dans lequel les décideurs publics agissent face au changement climatique uniquement à travers des mesures d'adaptation et non d'atténuation.

*5 — Le traitement de l'équité intergénérationnelle*

Le second niveau d'incertitude découlant des critiques adressées au rapport Stern concerne la valeur du taux de préférence pure pour le présent. Pour bien comprendre l'enjeu de cette valeur il faut revenir à la spécification du taux social d'actualisation tel que défini par Ramsey (1928) :

$$r = \rho + \tau \times g \tag{E.1}$$

Où r est le taux social d'actualisation, $\rho$ le taux de préférence pure pour le présent (ppp), $\tau$ l'élasticité intertemporelle de l'utilité marginale de la consommation et g le taux de croissance de la consommation par tête.

Stern choisit un taux de ppp $\rho = 0,1$ alors que les économistes s'accordent le définir autour de 2 % (Perrissin-Fabert, 2008). Tol (2005) montre que les valeurs sont très sensibles à ce taux de ppp : le 90$^{\text{ème}}$ percentile de la fonction de densité issue des résultats de 28 études est égal à 62 US$/tC, 165 US$/tC et 1610 US$/tC respectivement pour des taux de ppp égaux à 3 %, 1 % et 0 %.

Perrissin-Fabert (2008) montre qu'il n'est pas nécessairement équitable pour la génération présente de considérer un taux de ppp très faible comme le fait Stern. En effet, le taux de croissance de la consommation étant fixé à 1,3 dans le rapport Stern, ceci suppose que les générations futures seront plus riches que la génération présente et seront donc plus à même de réduire les dommages *via* des mesures coûteuses.

*6 — Le traitement des inégalités intragénérationnelles et le calcul du taux d'actualisation*

Ce taux de ppp n'est qu'un élément parmi les trois nécessaires au calcul du taux social d'actualisation. Le taux de croissance de la consommation présente également une incertitude mais c'est surtout la valeur de l'élasticité intertemporelle de l'utilité marginale de la consommation qui pose question. Contrairement au taux de ppp qui représente la manière dont l'équité intergénérationnelle est représentée, $\tau$ représente les inégalités intragénérationnelles (Dasgupta, 2007).

Le taux social d'actualisation retenu par Stern est égal à 1,4 %, alors que Pearce (2003) retient la valeur de 3 % comme représentation « raisonnable » du taux d'actualisation. Cette différence peut sembler minime mais suffit à multiplier par 5 la valeur actuelle d'une unité de dommage en 2010 lorsqu'on passe d'un taux de 3 % à un taux de 1,4 %.

*Conclusion*

Pour conclure Downing *et al.* (2005) et Fisher *et al.* (2007) remarquent que la largeur de la fourchette des valeurs calculées de VCS est tout autant due aux paramètres normatifs (taux de préférence pure pour le présent et taux social d'actualisation) qu'aux paramètres « empiriques » (sensibilité climatique, événements extrêmes, monétarisation des dommages, prise en compte de la réponse sociétale).

Pearce (2003) suggère en outre que les dommages marginaux et la valeur de la VCS pourraient être surestimés du fait de la non prise en compte des bénéfices du changement climatiques pour certaines régions des hautes latitudes notamment au niveau agricole.

Néanmoins, et en dépit des incertitudes qui entourent son calcul, la simple fait de reconnaître qu'une valeur sociale du carbone positive existe et que sa valeur est susceptible d'évoluer dans le futur (notamment en fonction des politiques mises en place aujourd'hui) est déjà une étape importante afin de (1) éclairer les décideurs publics sur la réalité du changement climatique et (2) orienter les stratégies d'investissements et le progrès technique.

**Les instruments des politiques climatiques s'appuient sur deux définitions différentes de la valeur du carbone**

La figure E.2 illustre l'incertitude entourant le calcul de la VSC. Le régulateur est confronté à une information déficiente à la fois du point de vue des coûts marginaux de réduction et des dommages marginaux du changement climatique. Dans ce cas, Weitzman (1974) montre que le choix d'un instrument présentant un objectif quantifié de réduction (norme, droits d'émissions) est préférable à un instrument prix (taxe) si la pente de la courbe de dommage marginal est, en valeur absolue, plus grande que celle de la courbe de coût marginal de réduction. Une courbe de dommage marginal très pentue signifie que les dommages sont très sensibles à toute émission supplémentaire, un instrument avec objectif quantifié conduit, dans ce cas, à une situation de certitude en terme de réduction des émissions, ce qui n'est pas le cas d'une taxe qui conduit à un niveau de réduction incertain.

Dans le contexte d'incertitude sur les dommages marginaux du changement climatique, le choix entre les deux types d'instruments (prix — quantité) est sujet à controverse [1]. Jusqu'à présent les négociations internationales sur le climat dans le cadre du Protocole de Kyoto ont privilégié l'approche par droits d'émission plutôt que l'approche par taxe généralisée des émissions. Néanmoins les deux types d'instruments coexistent aux niveaux communautaires et nationaux.

Chacun de ces deux types d'instruments s'appuie sur une valeur du carbone différente de la VSC : la valeur tutélaire du carbone dans le cas de la taxe et la valeur de marché dans le cas des marchés de droits à polluer. L'objectif des deux paragraphes suivants est de définir ces deux indicateurs est de mettre en évidence leur différence avec la VSC.

1. En tenant compte de la réduction d'émission sur l'évolution des dommages marginaux, Newell et Pizer (2000) mettent en évidence que, sur un horizon limité, les coûts marginaux de réduction croissent plus vite que les dommages marginaux dans le cas du changement climatique. Leur étude suggère ainsi que la taxe est toujours préférable au marché de droit à polluer. La discussion de ce résultat dépasse le cadre de cette thèse et nécessiterait d'étudier précisément le rôle des six incertitudes mises en évidence ci-dessus sur la pente de la courbe des dommages marginaux.

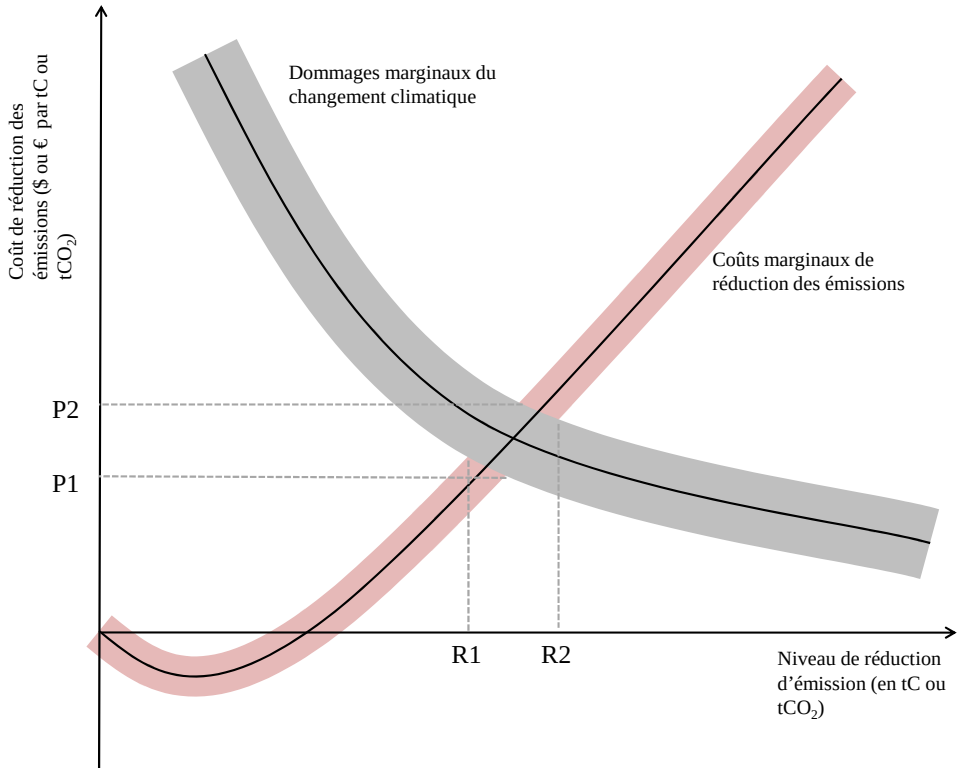



Figure E.2: Mise en évidence de la double incertitude entourant le calcul de la VSC. La VSC est comprise entre $P_1$ et $P_2$.

*La valeur de marché du carbone*

Plusieurs marchés du carbone coexistent aujourd'hui et à chaque marché est associé un « crédit carbone » qui définit la valeur d'une tonne de $CO_2$ non émise dans l'atmosphère au sein du marché.

Le coût de transaction des échanges de droits d'émissions nécessite le regroupement des acteurs sur des plateformes d'échange et le recours à des courtiers. L'évolution des prix de marché du carbone est déterminée par la rareté et l'anticipation de la rareté des droits d'émissions. La rareté dépend de l'allocation initiale et l'anticipation de la rareté dépend essentiellement de trois facteurs : (i) de la publication des émissions vérifiées et les décisions réglementaires, (ii) de l'évolution du prix des énergies fossiles et (iii) des conditions climatiques. Lors de la publication des émissions vérifiées, les volumes échangés et alloués sont révélés aux acteurs du marché. Si, comme ce fut le cas en avril 2006 pour le marché des émissions européen (EU Emissions Trading Scheme ou EU ETS), le volume de droits alloué est supérieur aux émissions réelles, le prix des droits d'émission diminue. Le prix des énergies fossiles modifie également le prix de marché du carbone, par exemple en incitant au changement de type d'énergie plus ou moins émettrices (les producteurs d'électricité ont par exemple la possibilité de produire l'électricité à partir de gaz ou de charbon, les deux sources d'énergie n'entraînant pas les mêmes niveaux d'émissions). Enfin les conditions climatiques extrêmes (températures) conduisent à une surconsommation énergétique et donc à un niveau d'émission accru ce qui entraîne une hausse du prix du carbone sur les marchés.

À titre d'exemple, la figure E.3 représente le prix sur deux marchés spot du carbone, le marché des droits d'émissions européen (EUA) et le marché des crédits CER issus des projets de mécanismes de développement propre. L'évolution des prix des produits sur les deux marchés est corrélée du fait de la possibilité d'échange des crédits CER sur le marché européen.

Le prix de marché du carbone est donc fondamentalement différent de la VSC. D'une part car le volume initial alloué n'est pas *a priori* égal à la réduction optimale. D'autre part car le marché de droits n'est pas un marché parfait, en particulier il n'est pas toujours concurrentiel (trop peu d'acteurs, domination de quelques acteurs ou négociation déficiente).

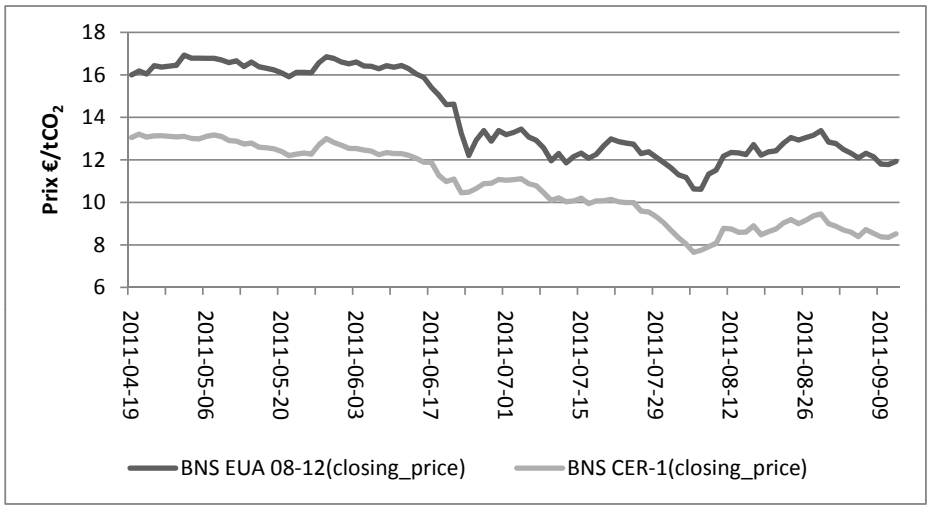



Figure E.3: Exemple d'évolution des prix sur deux marchés spot du carbone (avril-septembre 2011) Source : Bluenext.

*La valeur tutélaire du carbone*

Il est question de valeur du carbone lorsqu'un gouvernement veut taxer les émissions. Dans ce cas, la valeur du carbone est dite tutélaire car elle résulte d'une décision du gouvernement, sur la base d'une négociation avec l'ensemble des agents économiques.

Dans le cas de la contribution climat énergie française (chapitre 6), la valeur *préconisée* dans Quinet (2009) est égale au coût marginal de réduction des émissions pour un objectif de stabilisation de la concentration de $CO_2$ atmosphérique à 450 ppm à l'horizon 2030. Cette valeur préconisée (égale à 32 €/t$CO_2$ en 2010 avec une augmentation annuelle de 5 % pour atteindre 100 €/t$CO_2$ en 2030 [2]) est néanmoins différente de la valeur négociée avant abandon de la mesure (17 €/t$CO_2$ en 2010). Ainsi deux « filtres » font de la valeur tutélaire un indicateur différent de la VSC : (1) le choix d'un objectif de réduction qui n'est pas égal à l'objectif optimal qui résulterait de l'égalisation des dommages marginaux et des coûts marginaux de réduction et (2) la négociation entre parties.

2. Sur la base des calculs de trois modèles d'équilibre général (GEMINI-E3, POLES et IMACLIM-R).

# Bibliographie


Barker, T., Koehler, J. et Villena, M. (2002). The costs of greenhouse gas abatement : a meta-analysis of post-SRES mitigation scenarios. *Environmental Economics and Policy Studies*, 5:135–166.

Dasgupta, P. (2007). Comments on the Stern review's economics of climate change. *National Institute Economic Review*, 199:4–7.

Downing, T., Anthoff, D., Butterfield, R., Ceronsky, M., Grubb, M., Guo, J., Hepburn, C. et Hope, C. (2005). Social cost of carbon : a closer look at uncertainty. *Final Report, Defra*, page 95 pp.

Fisher, B. N. N., Alfsen, K., Morlot, J. C., de la Chesnaye, F., Hourcade, J.-C., Jianga, K., Kainuma, M., Rovere, E. L., Matysek, A., Rana, A., Riahi, K., Richels, R., Rose, S., van Vuuren, D. et Warren, R. (2007). Issues related to mitigation in the long term context. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Hourcade, J.-C., Ambrosi, P. et Dumas, P. (2009). Beyond the Stern review : Lessons from a risky venture at the limits of the cost-benefit analysis. *Ecological Economics*, 68:2479–2484.

IPCC (2001). *Climate Change 2001 : The Scientific Basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Etats-Unis d'Amérique.

Mastrandrea, M. et Schneider, S. (2004). Probabilistic integrated assessment of « dangerous » climate change. *Science*, 304:571–575.

Newell, R. et Pizer, W. (2000). Regulating stock externalities under uncertainty. *Resources for the Future Discussion Paper*, 99-10.

Pearce, D. (2003). The social cost of carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy*, 19:362–384.

Perrissin-Fabert, B. (2008). À la recherche de la valeur sociale du carbone. Autopsie analytique, numérique et épistémologique d'une tentative de modélisation intégrée du climat. Mémoire de D.E.A., Université Paris X-Nanterre.

Petit, J., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N., Barnola, J., Basile, I., Bender, M., Chappellaz, J., Davis, M. et Delaygue, G. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420 000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature*, 399:429–436.

Quinet, A. (2009). La valeur tutélaire du carbone. *Rapport du Conseil d'Analyse Stratégique*, 2009-16.

Ramsey, F. (1928). A mathematical theory of savings. *Economic Journal*, 38:543–559.

Stern, N. (2006). The Stern review on the economics of climate change. Rapport technique, British Government.

Tol, R. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions : an assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, 33:2064–2074.

Weitzman, M. (1974). Price vs quantities. *Review of Economic Studies*, 41(4):477–491.

Yohe, G., Lasco, R., Ahmad, Q., Arnell, N., Cohen, S., Hope, C., Janetos, A. et Perez, R. (2007). Perspectives on climate change and sustainability. *Climate Change 2007 : Impacts, Adaptation and Volnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*, pages 811–841.

# Annexe F

# Code GAMS

```
$title French-Forest-Sector-Model
$eolcom ->
$onempty
$ondollar

option nlp = conopt

*GAMS appelle les données chargées dans un fichier excel à travers une interface.gdx:

$call =gdxxrw input_WP2_2011_boisenergie.xls index=myindex!a1
$GDXIN  input_WP2_2011_boisenergie.gdx

*Présentation des indices utilisés (t=temps; i=régions; prd=produits génériques; p_pr=produits pri»
maires; p_tr=produits transformés; u=classe de diamètre; lambda=mode de gestion; essence=type d'es»
sence)
Sets
 t(*)
 i(*)
 prd(*)
 p_pr(prd)
 p_tr(prd)
 u(*)
 lambda(*)
 essence(*)                                                                    ;

alias(i,j)                                                                     ;
alias(b,i)                                                                     ;

Scalar
r                          niveau de restriction pour disponibilité biologique  /1/


*Paramètres(indépendants du temps)
Parameters
alpha(p_tr)                élasticité revenu de la demande
sigma(prd)                 élasticité prix offre et demande
gamma(p_pr)                élasticité offre par rapport au ratio des stocks
psi(i,p_tr)                élasticité de substitution importation produits transformés
eta(i,p_pr)                élasticité de substitution exportation produits primaires

m(i,p_tr)                  coût unitaire de production (coût des facteurs autres que le bois)
a(p_pr,p_tr)               quantite de p_pr necessaire a la fabrication d une unite de p_tr

dispor(i,p_pr)             disponibilité brute en forêt régionalisée (accroissement biologique) d'»
après étude MAAP 2009

costBO(i,j)                coût transport BO
costBIBE(i,j)              coût transport BIBE
costproduit(i,j)           coût transport produits transform's
CT(i,j,prd)                coût de transport terme générique

diam(u)                    diamètre de chaque classe
prov(u,essence,lambda)     coef de calcul du stock dispo F_BO
provET(u,lambda)           coef de calcul du stock dispo F_BIBE
tp(u,i,lambda,essence)     temps de passage dans les classes de diamètre par essence
V15_2006(i,lambda,essence) volumes de la classe de diamètre 15 en 2006
to(i,lambda,essence)       taux de croissance des arbres de la classe de diamètre 15
V2005(u,i,lambda,essence)  volumes par des domaines d'études fin 2005
beta(u,i,lambda,essence)   taux d'accroissement du volume d'une classe à l'autre
mort(u,i,lambda,essence)   taux de mortalité naturelle

Mp2006(i,p_tr)             importation de p depuis reste du monde vers i 2006
Xw2006(i,p_pr)             exportation de w depuis i vers le reste du monde 2006
Sw2006(i,p_pr)             offre de produits composite 2006
PI2006(i,prd)              prix domestique 2006
PC2006(i,prd)              prix composite 2006
Sp2006(i,p_tr)             production de produits p en 2006
Qw2006(i,p_pr)             récolte de produits w à destination du marché domestique 2006
Qp2006(i,p_tr)             consommation de produits d'origine domestique p en 2006
Dp2006(i,p_tr)             demande de produit composite année 2006

EX_BOF2006(i,j)            exportations de BOF de i vers j
EX_BOR2006(i,j)            exportations de BOR de i vers j
EX_BIBE2006(i,j)           exportations de BIBE de i vers j
EX_Fsciages2006(i,j)       exportations de sciages F de i vers j
EX_Rsciages2006(i,j)       exportations de sciages R de i vers j
EX_placages2006(i,j)       exportations de placages de i vers j
EX_panneaux2006(i,j)       exportations de panneaux de i vers j
EX_pate2006(i,j)           exportations de pate de i vers j
```

```
EX_bois_energie2006(i,j)   exportations de bois energie de i vers j

p1(i,p_tr)                 part de produits domestique dans la demande intiale totale
q1(i,p_tr)                 part de produits importés dans la demande initiale totale
r1(i,p_pr)                 part de Qw dans Sw (part fixe)
t1(i,p_pr)                 part de Xw dans Sw (part fixe)

k1(i,p_tr)                 capacité de production initiale
g1(i,p_tr)                 taux de croissance de la capacité de production

*Paramètres(dependants du temps)

h1(i,essence,t)            taux d'exploitation dans F_BOF et F_BOR
h2(i,t)                    taux d'exploitation dans F_BIBE
h(i,t)                     taux d'exploitation moyen

V(u,i,lambda,essence,t)    volume des cellules à la fin de l'année t

PI(i,prd,t)                prix domestique de prd  en euro par m3
PT(prd,t)                  prix de prd dans le reste du monde
PC_Dp(i,p_tr,t)            prix composite au niveau de la demande de p
PC_Sw(i,p_pr,t)            prix composite au niveau de l'offre de w
PI_pondere(i,prd,t)        prix pondéré

Sw(i,p_pr,t)               offre de produit primaires
Sp(i,p_tr,t)               offre de produit transformés
Dp(i,p_tr,t)               demande de produits transformés
Dw(i,p_pr,t)               demande de produits primaires
Mp(i,p_tr,t)               quantité de produits transformés importée dans la région i depuis le reste du monde
Xw(i,p_pr,t)               quantité de produits primaires exportée depuis la région i vers le reste du monde
Qp(i,p_tr,t)               demande de p d'origine nationale
Qw(i,p_pr,t)               offre de w sur le marché domestique

K(i,p_tr,t)                capacité des transformateurs intermédiaires
EX(i,j,prd,t)              exportation de prd de i vers j
In(i,p_pr,t)               Stock F_BO au début de l'année t
InP(i,p_pr,t)              Stock F_BIBE au début de l'année t
Vtot(t)                    volume total du stock forestier
Vtot_reg(i,t)              volume total régional
Vdiam(u,t)                 volume total par classe de diamètre l'année t

sub(prd,t)                 niveau de subvention

Dbarre_tr(i,p_tr,t)        volume d'approvisionnement pour la politique fixed-demand


ech_tot(prd,t)             volumes d'échange total de produit p et w
exp_reg(i,prd,t)           somme des exportations pour chaque region et chaque produit
imp_reg(i,prd,t)           somme des importations pour chaque region et chaque produit

*Paramètres pour calculer les variations de surplus

Pcar_F(t)                  prix du carbone pour politique in situ
SwBAU(i,p_pr,t)            offre de p_pr BAU pour politique carbone in situ
InBAU(i,p_pr,t)            inventaire dans le scenario de référence
XwBAU(i,p_pr,t)            exportations de p_pr BAU pour politique carbone in situ
QwBAU(i,p_pr,t)            offre sur marché domestique de p_pr BAU pour politique carbone in situ
Xwsub(i,p_pr,t)            exportations de p_pr dans le cas de subvention à la consommation de bois énergie
Qwsub(i,p_pr,t)            offre sur marché domestique de p_pr dans le cas de subvention à la consommation de be
DpBAU(i,p_tr,t)            demande composite pour le BAU (utilise pour calculer la difference de surplus lorsquon ajoute subvention



PC_Dp_BAU(i,p_tr,t)        prix composite pour Dp BAU (utilise dans le calcul de difference de surplus)
PC_Sw_BAU(i,p_pr,t)        prix composite pour Sw BAU (utilise dans le calcul de difference de surplus)
diff_surplus_cons(i,p_tr,t)    différence dans le surplus du consommateur entre le scenario avec politique et le scenario BAU
diff_surplus_prod(i,p_pr,t)    différence dans le surplus du producteur entre le scenario avec politique et le scenario BAU

Rev_carb(i,t)              revenu carbone cumule dans le cas de la politique stock
Rev_carb_sub(i,t)          revenu carbone cumule dans le cas de la combinaison des politique
```

```
147
148                                                                                ;
149 *GAMS charge les paramètres, variables pour l'année initiale et indices définis au-dessus:
150
151 $load t i prd  p_pr p_tr u lambda essence alpha sigma gamma dispor
152 $load eta psi
153 $load m costBO costBIBE costproduit
154 $load diam prov provET tp V15_2006 beta mort to
155 $load carb
156 $load Pcar_F ton_car
157 $load PT
158 $load Sp2006 Qp2006 Qw2006 V2005 SwBAU DpBAU PC_Dp_BAU PC_Sw_BAU XwBAU QwBAU Xwsub Qwsub InBAU
159 $load PI2006
160 $load PC2006
161 $load Mp2006 Xw2006 Sw2006 Dp2006
162 $load EX_BOF2006 EX_BOR2006 EX_BIBE2006 EX_Fsciages2006 EX_Rsciages2006 EX_placages2006
163 $load EX_panneaux2006 EX_pate2006 EX_bois_energie2006
164 $load a
165 $load k1 g1
166
167 $load sub
168 $load Dbarre_tr
169
170 $GDXIN
171
172
173 ******************************************************************************
174 ***      Initialisation de l annee de base     ******************************
175 ******************************************************************************
176
177 **********************MODULE ECONOMIQUE*************************************
178
179 EX(i,j,'BOF','2006')              =     EX_BOF2006(i,j)                     ;
180 EX(i,j,'BOR','2006')              =     EX_BOR2006(i,j)                     ;
181 EX(i,j,'BIBE','2006')             =     EX_BIBE2006(i,j)                    ;
182 EX(i,j,'Fsciages','2006')         =     EX_Fsciages2006(i,j)                ;
183 EX(i,j,'Rsciages','2006')         =     EX_Rsciages2006(i,j)                ;
184 EX(i,j,'placages','2006')         =     EX_placages2006(i,j)                ;
185 EX(i,j,'panneaux','2006')         =     EX_panneaux2006(i,j)                ;
186 EX(i,j,'pate','2006')             =     EX_pate2006(i,j)                    ;
187 EX(i,j,'bois-energie','2006')     =     EX_bois_energie2006(i,j)            ;
188
189
190 CT(i,j,'BOF')                     =     costBO(i,j)                         ;
191 CT(i,j,'BOR')                     =     costBO(i,j)                         ;
192 CT(i,j,'BIBE')                    =     costBIBE(i,j)                         ;
193 CT(i,j,p_tr)                      =     costproduit(i,j)                    ;
194
195 PI(i,p_pr,'2006')                 =     PI2006(i,p_pr)                      ;
196
197 PI(i,p_tr,'2006')                 =     sum(p_pr, a(p_pr,p_tr)*PI(i,p_pr,'2006'))+m(i,p_tr)
198                                                                             ;
199 Qp(i,p_tr,'2006')                 =     Qp2006(i,p_tr)                      ;
200
201 Sp(i,p_tr,'2006')                 =     Sp2006(i,p_tr)                      ;
202
203 Dw(i,p_pr,'2006')                 =     sum(p_tr, a(p_pr,p_tr)*Sp(i,p_tr,'2006'))
204                                                                             ;
205 Qw(i,p_pr,'2006')                 =     Qw2006(i,p_pr)                      ;
206
207 Mp(i,p_tr,'2006')                 =     Mp2006(i,p_tr)                      ;
208
209 Xw(i,p_pr,'2006')                 =     Xw2006(i,p_pr)                      ;
210
211 q1(i,p_tr)                        =     1/(1+((Qp(i,p_tr,'2006')/Mp(i,p_tr,'2006'))**(1/psi(i,p_tr»
    )))*(PI(i,p_tr,'2006')/PT(p_tr,'2006')))
212                                                                             ;
213 t1(i,p_pr)                        =     1/(1+((Qw(i,p_pr,'2006')/Xw(i,p_pr,'2006'))**(1/eta(i,p_pr»
    )))*(PI(i,p_pr,'2006')/PT(p_pr,'2006')))
214                                                                             ;
215 p1(i,p_tr)                        =     1-q1(i,p_tr)                        ;
216
217 r1(i,p_pr)                        =     1-t1(i,p_pr)                        ;
218
219 K(i,p_tr,'2006')                  =     k1(i,p_tr)*Sp(i,p_tr,'2006')        ;
220
221 K(i,p_tr,'2007')                  =     (1+g1(i,p_tr))*K(i,p_tr,'2006')     ;
222
223 Sw(i,p_pr,'2006')                 =     (t1(i,p_pr)*Xw(i,p_pr,'2006')**((eta(i,p_pr)-1)/eta(i,p_pr»
```

```
))+ r1(i,p_pr)*Qw(i,p_pr,'2006')**((eta(i,p_pr)-1)/eta(i,p_pr)))**(eta(i,p_pr)/(eta(i,p_pr)-1))
                                                                                ;
Dp(i,p_tr,'2006')                  =     (q1(i,p_tr)*Mp(i,p_tr,'2006')**((psi(i,p_tr)-1)/psi(i,p_tr»
))+ p1(i,p_tr)*Qp(i,p_tr,'2006')**((psi(i,p_tr)-1)/psi(i,p_tr)))**(psi(i,p_tr)/(psi(i,p_tr)-1))
                                                                                ;
PC_Dp(i,p_tr,'2006')               =     (Mp(i,p_tr,'2006')/Dp(i,p_tr,'2006'))*PT(p_tr,'2006')+(Qp(»
i,p_tr,'2006')/Dp(i,p_tr,'2006'))*PI(i,p_tr,'2006')
                                                                                ;
PC_Sw(i,p_pr,'2006')               =     (Xw(i,p_pr,'2006')/Sw(i,p_pr,'2006'))*PT(p_pr,'2006')+(Qw(»
i,p_pr,'2006')/Sw(i,p_pr,'2006'))*PI(i,p_pr,'2006')
                                                                                ;
PI_pondere(i,p_tr,'2006')          =     Qp(i,p_tr,'2006')*PI(i,p_tr,'2006') ;

PI_pondere(i,p_pr,'2006')          =     Qw(i,p_pr,'2006')*PI(i,p_pr,'2006') ;

Rev_carb(i,'2007')                 =     Pcar_F('2006')*ton_car_F*sum((p_pr),(XwBAU(i,p_pr,'2006')+»
QwBAU(i,p_pr,'2006')-Xw(i,p_pr,'2006')-Qw(i,p_pr,'2006')))
                                                                                ;
Rev_carb_sub(i,'2007')             =     Pcar_F('2006')*ton_car_F*sum((p_pr),(Xwsub(i,p_pr,'2006')+»
Qwsub(i,p_pr,'2006')-Xw(i,p_pr,'2006')-Qw(i,p_pr,'2006')))
                                                                                ;


************************MODULE BIOLOGIQUE*********************************

*inventaires 2005*********************************************************

V(u,i,lambda,essence,'2005')       =     r*V2005(u,i,lambda,essence)           ;

In(i,'BOF','2006')                 =     sum((u,lambda),prov(u,'F',lambda)*V(u,i,lambda,'F','2005')»
)
                                                                                ;
In(i,'BOR','2006')                 =     sum((u,lambda),prov(u,'R',lambda)*V(u,i,lambda,'R','2005')»
)
                                                                                ;
In(i,'BIBE','2006')                =     sum((u,lambda,essence),provET(u,lambda)*V(u,i,lambda,essen»
ce,'2005'))
                                                                                ;
Vtot('2005')                       =     sum((u,i,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,'2005'))
                                                                                ;
Vtot_reg(i,'2005')                 =     sum((u,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,'2005'))
                                                                                ;


*** tx exploitation 2005*****************************************************


h1(i,'F','2006')                   =     (Xw(i,'BOF','2006')+Qw(i,'BOF','2006'))/In(i,'BOF','2006')
                                                                                ;
h1(i,'R','2006')                   =     (Xw(i,'BOR','2006')+Qw(i,'BOR','2006'))/In(i,'BOR','2006')
                                                                                ;
h2(i,'2006')                       =     (Qw(i,'BIBE','2006')+Xw(i,'BIBE','2006'))/In(i,'BIBE','200»
6')
                                                                                ;

h(i,'2006')                        =     (Qw(i,'BIBE','2006')+Xw(i,'BIBE','2006')+Xw(i,'BOF','2006'»
)+Qw(i,'BOF','2006')+Xw(i,'BOR','2006')+Qw(i,'BOR','2006'))/Vtot_reg(i,'2005')
                                                                                ;
Swcumul(i,p_pr,'2006')             =     SwBAU(i,p_pr,'2006')-Xw(i,p_pr,'2006')-Qw(i,p_pr,'2006')
                                                                                ;
display dispo,sub,Qp,Sw,Dp,Sp,Mp,Xw,PT,PI,PC_Sw,PC_Dp,eta,psi,alpha,p1,q1,r1,t1, Vtot_reg ;
***volumes 2005*************************************************************
display tp                                                                      ;

V(u,i,lambda,essence,'2006')       =     (((1-1/(tp(u,i,lambda,essence))-mort(u,i,lambda,essence) )»
*V(u,i,lambda,essence,'2005')
                                         +(1/(tp(u,i,lambda,essence)))*beta(u,i,lambda,essence)*V(u»
-1,i,lambda,essence,'2005')))
                                                                                ;
 V('15',i,lambda,essence,'2006')=(1-1/(tp('15',i,lambda,essence))-mort('15',i,lambda,essence) )*V(»
'15',i,lambda,essence,'2005')
                                   +V15_2006(i,lambda,essence)  ;


         loop(u$(ord(u)>1),

                 V(u,i,'futaie',essence,'2006')=((1-1/(tp(u,i,'futaie',essence))
                                  -mort(u,i,'futaie',essence) -h1(i,essence,'2006')-h2(i,'2006'))*V»
(u,i,'futaie',essence,'2005')
```

```
                                +(1/(tp(u-1,i,'futaie',essence)))*beta(u,i,'futaie',essence)*V(u-1,i,'futaie',essence,'2005'))
                                                                                ;

                 V(u,i,'melange',essence,'2006')=((1-1/(tp(u,i,'melange',essence))
                                -mort(u,i,'melange',essence) -h1(i,essence,'2006')-h2(i,'2006'))*V(u,i,'melange',essence,'2005')
                                +(1/(tp(u-1,i,'melange',essence)))*beta(u,i,'melange',essence)*V(u-1,i,'melange',essence,'2005'))
                                                                                ;

                 )                                                              ;

         loop(u$(ord(u)>1 and ord(u)<6),

                 V(u,i,'taillis',essence,'2006')=((1-1/(tp(u,i,'taillis',essence))
                                 -mort(u,i,'taillis',essence) -h2(i,'2006'))*V(u,i,'taillis',essence,'2005')
                                 +(1/(tp(u-1,i,'taillis',essence)))*beta(u,i,'taillis',essence)*V(u-1,i,'taillis',essence,'2005'))
                                                                                ;


         )                                                                      ;
***inventaire 2006 et PT2006*************************************************

Vtot('2006')                      =     sum((u,i,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,'2006'))
                                                                                ;
Vtot_reg(i,'2006')                =     sum((u,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,'2006'))
                                                                                ;
Carbone(u,i,lambda,'2006')        =     carb(u,i,lambda)*sum(essence, V(u,i,lambda,essence,'2006'))
                                                                                ;
In(i,'BOF','2007')                =     sum((u,lambda),prov(u,'F',lambda)*V(u,i,lambda,'F','2006'))
                                                                               ;
In(i,'BOR','2007')                =     sum((u,lambda),prov(u,'R',lambda)*V(u,i,lambda,'R','2006'))
                                                                               ;
In(i,'BIBE','2007')               =     sum((u,lambda,essence),provET(u,lambda)*V(u,i,lambda,essence,'2006'))
                                                                               ;
dispo_sup(i,p_pr,'2007')          =     In(i,p_pr,'2007')-In(i,p_pr,'2006')+Qw(i,p_pr,'2006')+Xw(i,p_pr,'2006') ;

dispo_sup(i,p_pr,'2006')          =     dispo_sup(i,p_pr,'2007') ;



display In, Carbone, Vtot_reg                                                   ;

*****************************************************************************
*************************EQUILIBRE DU MODELE*******************************
*****************************************************************************

Parameters

Ssubcons(p_tr)    niveau de subvention au consommateur
Ssubcons_1(p_tr)  niveau de subvention au consommateur retarde
Ssubprod(p_pr)    niveau de subvention au consommateur
Ssubprod_1(p_pr)  niveau de subvention au consommateur retarde
PI_t_1(i,prd)       prix domestique retarde
PT_t(prd)           prix exterieur annee en cours
PC_Dp_t_1(i,p_tr)   prix composite de p retarde
PC_Sw_t_1(i,p_pr)   prix composite de w retarde
Dpt_1(i,p_tr)       demande de p retardee
Swt_1(i,p_pr)       offre de w retardee
Qpt_1(i,p_tr)       demande de p retardee
Qwt_1(i,p_pr)       offre de w retardee
Spt_1(i,p_tr)       transformation de p retardee
Int(i,p_pr)         inventaire   annee en cours
Int_1(i,p_pr)       inventaire retarde
Db_tr(i,p_tr)       niveau d'approvisionnement politique fixed-demand
Db_pr(i,p_pr)       niveau d'approvisionnement politique fixed-supply
Db_Sp(i,p_tr)       niveau d'approvisionnement politique fixed-demand
Vtotal              volume total annee t

Pcar_F_t            prix du carbone politique in situ année t
Pcar_F_t_1          prix carbone politique in situ annee t-1
```

```
357
358 Swcumul_t(i,p_pr)   difference cumulee offre par rapport BAU dans politique carbone in situ
359 SwBAU_t(i,p_pr)     offre BAU pour annee t
360
361 Kt(i,p_tr)          capacite region i a l annee en cours
362
363
364 *Les six paramètres suivants permettent de simplifier l'écriture de l'équilibre
365 AA(i,p_tr)          Parametre fonction objectif surplus du consommateur
366 BB(i,p_pr)          Parametre fonction objectif surplus du producteur
367 FF(i,p_pr)          Parametre equation offre
368 GG(i,p_tr)          Parametre equation demande
369 LL(i,p_pr)          Parametre equation Xw
370 JJ(i,p_tr)          Parametre equation Mp
371
372
373 ;
374
375 Variables
376
377 Obj                 surplus total
378 DDp(i,p_tr)         Demande de produits transformes
379 DDw(i,p_pr)         demande de produits primaires
380 SSw(i,p_pr)         offre de produits primaires
381 SSp(i,p_tr)         offre de produits transformes
382 XXw(i,p_pr)         exportation de w de i vers reste du monde
383 QQp(i,p_tr)         demande locale de biens p
384 QQw(i,p_pr)         offre locale de biens w
385 MMp(i,p_tr)         importation de p depuis le reste du monde vers i
386 EEXp(i,j,p_tr)      exportation de p de i vers j
387 EEXw(i,j,p_pr)      exportation de w de i vers j
388 PPIw(i,p_pr)        prix domestique de w pour l annee en cours
389 PPIp(i,p_tr)        prix domestique de p pour l annee en cours
390 PPC_Dp(i,p_tr)      prix composite au niveau de la demande de p
391 PPC_Sw(i,p_pr)      prix composite offre de produits w
392
393
394                                                                          ;
395
396 positive variable DDp, SSw, SSp, MMp, XXw, QQp, QQw, EEXp, EEXw, PPIp, PPIw, PPC_Sw, PPC_Dp
397                                                                          ;
398
399
400 PPIw.lo(i,p_pr)                  =     0.00000001                      ;
401 PPIp.lo(i,p_tr)                  =     0.00000001                      ;
402
403
404 Equations
405
406  Defobj  calcul du surplus total
407
408  equat2(i,p_tr)     conservation de la matière produits p
409  equat3(i)          conservation de la matière BIBE
410  equat3BOF(i)       conservation de la matière BOF (pertes d'exploitation incluses)
411  equat3BOR(i)       conservation de la matière BIBE (pertes d'exploitation incluses)
412
413  equat4(i,p_pr)     production Leontief
414  equat5(i,p_pr)     fonction d offre de w
415  equat6(i,p_tr)     fonction de demande de p
416  equat7(i,p_tr)     fonction d importation de p
417  equat8(i,p_pr)     fonction d exportation de w
418
419  equat9(i,p_tr)     definition PPC_Dp
420  equat10(i,p_pr)    definition PPC_Sw
421
422  equat11(i,p_tr)    capacite superieure e offre du transformateur
423  equat12(i,p_pr)    offre du producteur inferieure a la disponibilité regionale brute biologique
424
425  equat13(i,p_tr)    expression de la demande composite Dp
426  equat14(i,p_pr)    expression de l'offre composite Sw
427  equat15(i,p_tr)    pour voir expression surplus transfo nul
428
429
430
431
432 ;
433
434  Defobj .. Obj =e= sum ((i,p_tr),AA(i,p_tr)*(DDp(i,p_tr)**((sigma(p_tr)+1)/sigma(p_tr)))
435
```

```
                    -AA(i,p_tr)*((0.5*Dp(i,p_tr,'2006'))**((sigma(p_tr)+1)/sigma(p_tr)))

                   - PPC_Dp(i,p_tr)*DDp(i,p_tr))

                   - sum ((i,p_tr), PPIp(i,p_tr)*Db_tr(i,p_tr))


* surplus du consommateur *

                   - sum((i,p_pr),BB(i,p_pr)*(SSw(i,p_pr)**((sigma(p_pr)+1)/sigma(p_pr)))

                   - PPC_Sw(i,p_pr)*SSw(i,p_pr) )

                   - sum (i, BB(i,'BIBE')*(1+Ssubprod_1('BIBE'))*(0.45*SSw(i,'BOF'))**((sigma('BIBE')+1)/sigma('BIBE'))-PPC_Sw(i,'BIBE')*(1+Ssubprod('BIBE'))*0.45*SSw(i,'BOF') )

                   - sum (i, BB(i,'BIBE')*(1+Ssubprod_1('BIBE'))*(0.3*SSw(i,'BOR'))**((sigma('BIBE')+1)/sigma('BIBE'))-PPC_Sw(i,'BIBE')*(1+Ssubprod('BIBE'))*0.3*SSw(i,'BOR') )

* surplus du producteur *

                   + sum((i,j,p_tr), (PPIp(j,p_tr)-PPIp(i,p_tr)-CT(i,j,p_tr))*EEXp(i,j,p_tr))

* surplus de l'agent d'echange de produits transformes entre regions

                   + sum((i,j,p_pr), (PPIw(j,p_pr)-PPIw(i,p_pr)-CT(i,j,p_pr))*EEXw(i,j,p_pr))

* surplus de l'agent d'echange de produits bruts entre regions

                   + sum((i,p_tr), (PPIp(i,p_tr)-m(i,p_tr))*(SSp(i,p_tr)))

                   - sum((i,p_pr), PPIw(i,p_pr)*DDw(i,p_pr))

                   + sum ((i,p_tr), PPIp(i,p_tr)*Db_Sp(i,p_tr))

* surplus du transformateur de produits bruts en produits transformes

   ;

 equat2(i,p_tr)..  QQp(i,p_tr)+Db_tr(i,p_tr)+sum(j,EEXp(i,j,p_tr)) =e= SSp(i,p_tr)+Db_Sp(i,p_tr)+ sum(b,EEXp(b,i,p_tr))
                                                                                                                  ;
 equat3(i)..    DDw(i,'BIBE')+sum(j,EEXw(i,j,'BIBE')) =e= QQw(i,'BIBE')+0.45*QQw(i,'BOF')+0.3*QQw(i,'BOR')+Db_pr(i,'BIBE')+ sum(b,EEXw(b,i,'BIBE'))
                                                                                                                  ;
 equat3BOF(i)..    DDw(i,'BOF')+sum(j,EEXw(i,j,'BOF')) =e= QQw(i,'BOF')+Db_pr(i,'BOF')+ sum(b,EEXw(b,i,'BOF'))
                                                                                                                  ;
 equat3BOR(i)..    DDw(i,'BOR')+sum(j,EEXw(i,j,'BOR')) =e= QQw(i,'BOR')+Db_pr(i,'BOR')+ sum(b,EEXw(b,i,'BOR'))
                                                                                                                  ;
 equat4(i,p_pr)..  DDw(i,p_pr)    =e= sum(p_tr, a(p_pr,p_tr)*(SSp(i,p_tr)+Db_Sp(i,p_tr)))
                                                                                                                  ;
 equat5(i,p_pr)..  SSw(i,p_pr)    =e= FF(i,p_pr)*((PPC_Sw(i,p_pr)*(1+Ssubprod(p_pr)))**sigma(p_pr))
                                                                                                                  ;
 equat6(i,p_tr)..  DDp(i,p_tr)    =e= GG(i,p_tr)*((PPC_Dp(i,p_tr)*(1-Ssubcons(p_tr)))**sigma(p_tr))
                                                                                                                 ;
 equat7(i,p_tr)..  MMp(i,p_tr)/QQp(i,p_tr)   =e= ((q1(i,p_tr)*PPIp(i,p_tr))/(p1(i,p_tr)*PT_t(p_tr)))**psi(i,p_tr)
                                                                                                                  ;
 equat8(i,p_pr)..  XXw(i,p_pr)/QQw(i,p_pr)   =e= ((t1(i,p_pr)*PPIw(i,p_pr))/(r1(i,p_pr)*PT_t(p_pr)))**eta(i,p_pr)
                                                                                                                  ;
 equat9(i,p_tr).. PPC_Dp(i,p_tr)*DDp(i,p_tr) =e= QQp(i,p_tr)*PPIp(i,p_tr)+MMp(i,p_tr)*PT_t(p_tr)
                                                                                                                  ;
 equat10(i,p_pr).. PPC_Sw(i,p_pr)*SSw(i,p_pr) =e= QQw(i,p_pr)*PPIw(i,p_pr)+XXw(i,p_pr)*PT_t(p_pr)
                                                                                                                  ;
 equat11(i,p_tr).. SSp(i,p_tr)    =l= Kt(i,p_tr)                                                                  ;

 equat12(i,p_pr)..  XXw(i,p_pr)+QQw(i,p_pr)   =l= dispor(i,p_pr)      ;

 equat13(i,p_tr).. DDp(i,p_tr)    =e= (q1(i,p_tr)*(MMp(i,p_tr)**((psi(i,p_tr)-1)/psi(i,p_tr)))+ p1(i,p_tr)*(QQp(i,p_tr)**((psi(i,p_tr)-1)/psi(i,p_tr))))**(psi(i,p_tr)/(psi(i,p_tr)-1))
                                                                                                                  ;
 equat14(i,p_pr).. SSw(i,p_pr)    =e= (t1(i,p_pr)*(XXw(i,p_pr)**((eta(i,p_pr)-1)/eta(i,p_pr)))+ r1(i,p_pr)*(QQw(i,p_pr)**((eta(i,p_pr)-1)/eta(i,p_pr))))**(eta(i,p_pr)/(eta(i,p_pr)-1))
                                                                                                                  ;
```

```
 equat15(i,p_tr).. sum(p_pr, a(p_pr,p_tr)*PPIw(i,p_pr))+m(i,p_tr) =g= (PPIp(i,p_tr))
                                                                                  ;


Model Foret /all /                                                                ;



*Time loop beginning*********************************************************

DDp.l(i,p_tr)                      =        Dp(i,p_tr,'2006')                     ;
SSw.l(i,p_pr)                      =        Sw(i,p_pr,'2006')                     ;
SSp.l(i,p_tr)                      =        Sp(i,p_tr,'2006')                     ;
DDw.l(i,p_pr)                      =        Dw(i,p_pr,'2006')                     ;
QQp.l(i,p_tr)                      =        Qp(i,p_tr,'2006')                     ;
QQw.l(i,p_pr)                      =        Qw(i,p_pr,'2006')                     ;
XXw.l(i,p_pr)                      =        Xw(i,p_pr,'2006')                     ;
MMp.l(i,p_tr)                      =        Mp(i,p_tr,'2006')                     ;

PPIp.l(i,p_tr)                     =        PI(i,p_tr,'2006')                     ;
PPIw.l(i,p_pr)                     =        PI(i,p_pr,'2006')                     ;
PPC_Dp.l(i,p_tr)                   =        PC_Dp(i,p_tr,'2006')                  ;
PPC_Sw.l(i,p_pr)                   =        PC_Sw(i,p_pr,'2006')                  ;
EEXp.l(i,j,p_tr)                   =        EX(i,j,p_tr,'2006')                   ;
EEXw.l(i,j,p_pr)                   =        EX(i,j,p_pr,'2006')                   ;



          Loop(t$(ord(t)>2),
                 Int_1(i,p_pr)     =         In(i,p_pr,t-1)                       ;
                 Int(i,p_pr)       =         In(i,p_pr,t)                         ;
                 PI_t_1(i,prd)     =         PI(i,prd,t-1)                        ;
                 PT_t(prd)         =         PT(prd,t)                            ;
                 PC_Dp_t_1(i,p_tr) =         PC_Dp(i,p_tr,t-1)                    ;
                 PC_Sw_t_1(i,p_pr) =         PC_Sw(i,p_pr,t-1)                    ;
                 Dpt_1(i,p_tr)     =         Dp(i,p_tr,t-1)                       ;
                 Swt_1(i,p_pr)     =         Sw(i,p_pr,t-1)                       ;
                 Qpt_1(i,p_tr)     =         Qp(i,p_tr,t-1)                       ;
                 Qwt_1(i,p_pr)     =         Qw(i,p_pr,t-1)                       ;
                 Spt_1(i,p_tr)     =         Sp(i,p_tr,t-1)                       ;
                 Kt(i,p_tr)        =         K(i,p_tr,t)                          ;

                 Ssubcons(p_tr)    =         sub(p_tr,t)                          ;
                 Ssubcons_1(p_tr)  =         sub(p_tr,t-1)                        ;
                 Ssubprod(p_pr)    =         sub(p_pr,t)                          ;
                 Ssubprod_1(p_pr)  =         sub(p_pr,t-1)                        ;
                 Db_tr(i,p_tr)     =         Dbarre_tr(i,p_tr,t)                  ;

                 Vtotal            =         Vtot(t)                              ;
                 V_reg(i)          =         Vtot_reg(i,t-1)                      ;

                 Pcar_F_t          =         Pcar_F(t)                            ;
                 Pcar_F_t_1        =         Pcar_F(t-1)                          ;
                 Swcumul_t(i,p_pr) =         Swcumul(i,p_pr,t-1)                  ;
                 SwBAU_t(i,p_pr)   =         SwBAU(i,p_pr,t)                      ;


                 AA(i,p_tr)        =        (sigma(p_tr)/(sigma(p_tr)+1))*PC_Dp_t_1(i,p_tr)*(Dpt_1(»
    i,p_tr)**(-1/sigma(p_tr)))
                                                                                 ;
                 BB(i,p_pr)        =        (sigma(p_pr)/(sigma(p_pr)+1))*PC_Sw_t_1(i,p_pr)*(Swt_1(»
    i,p_pr)**(-1/sigma(p_pr)))*(Int_1(i,p_pr)/Int(i,p_pr))**(gamma(p_pr)/sigma(p_pr))
                                                                                 ;
                 FF(i,p_pr)        =        Swt_1(i,p_pr)*((PC_Sw_t_1(i,p_pr)*(1+Ssubprod_1(p_pr)))»
    **(-sigma(p_pr)))*(Int(i,p_pr)/Int_1(i,p_pr))**(gamma(p_pr))
                                                                                 ;
                 GG(i,p_tr)        =        Dpt_1(i,p_tr)*((PC_Dp_t_1(i,p_tr)*(1-Ssubcons_1(p_tr)))»
    **(-sigma(p_tr)))
                                                                                 ;
                 JJ(i,p_tr)        =        (q1(i,p_tr)**psi(i,p_tr))*(PT_t(p_tr)**(-psi(i,p_tr)))
                                                                                 ;
                 LL(i,p_pr)        =        (t1(i,p_pr)**(eta(i,p_pr)))*(PT_t(p_pr)**(-eta(i,p_pr))»
    )
                                                                                 ;



                 Solve Foret Maximizing Obj using NLP                            ;

```

```
                Dp(i,p_tr,t)     =        DDp.l(i,p_tr)                    ;
                Sw(i,p_pr,t)     =        SSw.l(i,p_pr)                    ;
                Dw(i,p_pr,t)     =        DDw.l(i,p_pr)                    ;
                Sp(i,p_tr,t)     =        SSp.l(i,p_tr)                    ;
                EX(i,j,p_tr,t)   =        EEXp.l(i,j,p_tr)                 ;
                EX(i,j,p_pr,t)   =        EEXw.l(i,j,p_pr)                 ;
                Xw(i,p_pr,t)     =        XXw.l(i,p_pr)                    ;
                Mp(i,p_tr,t)     =        MMp.l(i,p_tr)                    ;

                PI(i,p_pr,t)     =        PPIw.l(i,p_pr)                   ;
                PI(i,p_tr,t)     =        PPIp.l(i,p_tr)                   ;
                Qp(i,p_tr,t)     =        QQp.l(i,p_tr)                    ;
                Qw(i,p_pr,t)     =        QQw.l(i,p_pr)                    ;
                PC_Dp(i,p_tr,t)  =        PPC_Dp.l(i,p_tr)                 ;
                PC_Sw(i,p_pr,t)  =        PPC_Sw.l(i,p_pr)                 ;

*initialisation parametres*****************************************

                h1(i,'F',t)       =     (Xw(i,'BOF',t)+Qw(i,'BOF',t))/In(i,'BOF',t)
                                                                           ;
                h1(i,'R',t)       =     (Xw(i,'BOR',t)+Qw(i,'BOR',t))/In(i,'BOR',t)
                                                                           ;
                h2(i,t)           =     (Qw(i,'BIBE',t)+Xw(i,'BIBE',t)+Dbarre_pr(i,'BIBE',t))/In(i,'BIBE',t)
                                                                           ;
                Swcumul(i,p_pr,t) =       Swcumul(i,p_pr,t-1)+(SwBAU(i,p_pr,t)-Xw(i,p_pr,t)-Qw(i,p_pr,t))
                                                                           ;

*initialisation des volumes V*****************************************


                        loop(u$(ord(u)>1) ,
                                V(u,i,lambda,essence,t)=((1-1/(tp(u,i,lambda,essence))-mort(u,i,lambda,essence) )*V(u,i,lambda,essence,t-1)
                                +((1/tp(u-1,i,lambda,essence)))*beta(u,i,lambda,essence)*V(u-1,i,lambda,essence,t-1));
                        );

                        V('25',i,lambda,essence,t)=((1-1/(tp('25',i,lambda,essence))-mort('25',i,lambda,essence) )*V('25',i,lambda,essence,t-1)
                         +((1/tp('15',i,lambda,essence)))*beta('25',i,lambda,essence)*V('15',i,lambda,essence,t-1))
                                                                           ;
                        V('35',i,lambda,essence,t)=((1-1/(tp('35',i,lambda,essence))-mort('35',i,lambda,essence) )*V('35',i,lambda,essence,t-1)
                         +((1/tp('25',i,lambda,essence)))*beta('35',i,lambda,essence)*V('25',i,lambda,essence,t-1))
                                                                           ;
                        V('45',i,lambda,essence,t)=((1-1/(tp('45',i,lambda,essence))-mort('45',i,lambda,essence) )*V('45',i,lambda,essence,t-1)
                         +((1/tp('35',i,lambda,essence)))*beta('45',i,lambda,essence)*V('35',i,lambda,essence,t-1))
                                                                           ;
                        V('55',i,lambda,essence,t)=((1-1/(tp('55',i,lambda,essence))-mort('55',i,lambda,essence) )*V('55',i,lambda,essence,t-1)
                         +((1/tp('45',i,lambda,essence)))*beta('55',i,lambda,essence)*V('45',i,lambda,essence,t-1))
                                                                           ;


                        V('15',i,lambda,essence,t)=(1-1/(tp('15',i,lambda,essence))-mort('15',i,lambda,essence) )*V('15',i,lambda,essence,t-1)
                        +V15_2006(i,lambda,essence)

                                                                           ;


                        loop(u$(ord(u)>1),

                                V(u,i,'futaie',essence,t)=((1-1/(tp(u,i,'futaie',essence))
                                -mort(u,i,'futaie',essence) -h1(i,essence,t)-h2(i,t) )*V(u,i,'futaie',essence,t-1)
                                +(1/(tp(u-1,i,'futaie',essence)))*beta(u,i,'futaie',essence)*V(u-1,i,'futaie',essence,t-1))
                                                                           ;

                                V(u,i,'melange',essence,t)=((1-1/(tp(u,i,'melange',essence))
                                -mort(u,i,'melange',essence) -h1(i,essence,t)-h2(i,t) )*V(u,i,'me
```

```
lange',essence,t-1)
                                +(1/(tp(u-1,i,'melange',essence)))*beta(u,i,'melange',essence)*V(u-1,i,'melange',essence,t-1))
                                                                                ;

                          )                                                     ;

                         loop(u$(ord(u)>1 and ord(u)<6),
                                V(u,i,'taillis',essence,t)=((1-1/(tp(u,i,'taillis',essence))
                                -mort(u,i,'taillis',essence) -h2(i,t) )*V(u,i,'taillis',essence,t-1)
                                +(1/(tp(u-1,i,'taillis',essence)))*beta(u,i,'taillis',essence)*V(u-1,i,'taillis',essence,t-1));


                          )                                                     ;


*initialisation des stocks disponibles*************************************

        Vtot(t)                 =       sum((u,i,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,t))
                                                                                ;
        Vtot_reg(i,t)           =       sum((u,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,t))
                                                                                ;
        Vdiam(u,t)              =       sum((i,lambda, essence), V(u,i,lambda,essence,t))
                                                                                ;
        Carbone(u,i,lambda,t)   =       carb(u,i,lambda)*sum(essence, V(u,i,lambda,essence,t))
                                                                                ;
        In(i,'BOF',t+1)         =       sum((u,lambda),prov(u,'F',lambda)*V(u,i,lambda,'F',t))
                                                                                ;
        In(i,'BOR',t+1)         =       sum((u,lambda),prov(u,'R',lambda)*V(u,i,lambda,'R',t))
                                                                                ;
        In(i,'BIBE',t+1)        =       sum((u,lambda,essence),provET(u,lambda)*V(u,i,lambda,essence,t))
                                                                                ;
        dispo_sup(i,p_pr,t+1)   =       In(i,p_pr,t+1)-In(i,p_pr,t)+Qw(i,p_pr,t)+Xw(i,p_pr,t)
                                                                                ;
        K(i,p_tr,t+1)           =       (1+g1(i,p_tr))*K(i,p_tr,t)       ;



*calcul de la difference de surplus/BAU*************************************


        diff_surplus_cons(i,p_tr,t) =    (1/(sigma(p_tr)+1))*(DpBAU(i,p_tr,t-1)*(PC_Dp_BAU(i,p_tr,t-1)**(-sigma(p_tr))))*(PC_Dp_BAU(i,p_tr,t)**(sigma(p_tr)+1))-(1/(sigma(p_tr)+1))*(DpBAU(i,p_tr,t-1)*(PC_Dp_BAU(i,p_tr,t-1)**(-sigma(p_tr))))*((PC_Dp(i,p_tr,t)*(1-sub(p_tr,t)))**(sigma(p_tr)+1))
                                                                                ;
        diff_surplus_prod(i,p_pr,t) =    (1/(sigma(p_pr)+1))*(SwBAU(i,p_pr,t-1)*(PC_Sw_BAU(i,p_pr,t-1)**(-sigma(p_pr))))*((InBAU(i,p_pr,t)/InBAU(i,p_pr,t-1))**(gamma(p_pr)))*(PC_Sw(i,p_pr,t)*(1+sub(p_pr,t)))**(sigma(p_pr)+1)-(1/(sigma(p_pr)+1))*(SwBAU(i,p_pr,t-1)*(PC_Sw_BAU(i,p_pr,t-1)**(-sigma(p_pr))))*((InBAU(i,p_pr,t)/InBAU(i,p_pr,t-1))**(gamma(p_pr)))*(PC_Sw_BAU(i,p_pr,t))**(sigma(p_pr)+1)
                                                                                ;

*calcul des prix ponderes*****************************************************

        PI_pondere(i,p_tr,t)    =       Qp(i,p_tr,t)*PI(i,p_tr,t)        ;

        PI_pondere(i,p_pr,t)    =       Qw(i,p_pr,t)*PI(i,p_pr,t)        ;


       )                                                                        ;

ech_tot(prd,t)=  sum((i,j), EX(i,j,prd,t))                                      ;
exp_reg(i,prd,t) =sum(j, EX(i,j,prd,t))                                         ;
imp_reg(i,prd,t) =sum(j, EX(j,i,prd,t))                                         ;


*Transmission des résultats au fichier output (excel) exemple pour les résultats du chapitre 7

 Execute_unload 'gdxresult.gdx',t,i,prd,p_pr,p_tr,u,lambda,essence,
 Dp,Sw,Sp,PC_Dp,PC_Sw,Qw,Xw,Mp,In,Qp,Carbone,PI,SPr,SC,diff_surplus_cons,diff_surplus_prod,EX,Vtot,V,h1,h2,ech_tot,exp_reg,imp_reg,PT;


If( (sub('bois-energie','2020')>0 and sub('BIBE','2020')>0),
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_4!a1  clear " ;
```

```
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_4!a1  merge " ;

Elseif(sum(i, Dbarre_Sp(i,'bois-energie','2020'))>0),
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_5!a1  clear " ;
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_5!a1  merge " ;

Elseif(sum(i, Dbarre_tr(i,'bois-energie','2020'))>0),
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_3!a1  clear " ;
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_3!a1  merge " ;

Elseif( sub('BIBE','2020')>0),
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_2!a1  clear " ;
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_2!a1  merge " ;

Elseif(  sub('bois-energie','2020')>0),
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_1!a1  clear " ;
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex_1!a1  merge " ;

Else
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex!a1  clear " ;
 Execute "GDXXRW gdxresult.gdx o=output_WP2_2011_dispo_sup_boisenergie.xls index=myindex!a1  merge " ;
);
```

# Annexe G

# Régions françaises

IF : Ile-de-France
CA : Champagne-Ardennes
PI : Picardie
HN : Haute Normandie
CE : Centre
BN : Basse Normandie
BO : Bourgogne
NP : Nord-Pas-de-Calais
LO : Lorraine
AL : Alsace
FC : Franche-Comté
PL : Pays de la Loire
BR : Bretagne
PC : Poitou-Charente
AQ : Aquitaine
MP : Midi-Pyrénées
LI : Limousin
RA : Rhône-Alpes
AU : Auvergne
LR : Languedoc-Roussillon
PA : Provence-Alpes-Côte d'Azur
CO : Corse

# Bibliographie générale

# Bibliographie


Adams, D. et Haynes, R. (1980). The 1980 Softwood Timber Assessment Market Model : structure, projections, and policy simulations. *Forest Science*, 26(3):64.

Adams, D. et Latta, G. (2005). Costs and regional impacts of restoration thinning programs on the national forests in Eastern Oregon. *Canadian Journal of Forest Resources*, 35:1319–1330.

Adams, D. et Latta, G. (2007). Timber trends on private lands in Western Oregon and Washington : a new look. *Western Journal of Applied Forestry*, 22:8–14.

Adams, D. M. (1985). A spatial equilibrium model of African-European trade in tropical logs and sawnwood. *Forest Ecology and Management*, 13(3-4):265 – 287.

Adams, D. M., Alig, R. J., Callaway, J., McCarl, B. A. et Winnett, S. M. (1996). The Forest and Agriculture Sector Optimization Model (FASOM) : Model structure and policy applications. *U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station*, Research Paper PNW-RP-495.

Adams, D. M. et Haynes, R. W. (2007). Methodological considerations in developing the timber assessment projection system. *in D.M. Adams et R.W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 19–51. Springer.

ADEME (2005). Energies et matières renouvelables : contexte et enjeux. Rapport technique, ADEME.

ADEME (2008). Programme national bois-énergie 2000-2006 : rapport d'activités. Rapport technique, ADEME.

ADEME (2010a). Dossier de presse : fonds chaleur et biomasse : bilan et perspectives. Rapport technique, ADEME.

ADEME (2010b). Enquête sur le prix des combustibles bois en 2008 et 2009. Rapport technique, réalisé pour le compte de l'ADEME par BASIC. http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=71418&p1=02&p2=07&ref=17597.

AGRESTE (2011). Un tiers des chablis de la tempête Klaus récolté dès 2009. *Agreste Primeur*, 254.

Akerlof, G. (2007). The missing motivation in macroeconomics. *American Economic Review*, 97:5–36.

Alavalapati, J. R., Percy, M. et Luckert, M. (1997). A computable general equilibrium analysis of a stumpage price increase policy in British Columbia. *Journal of Forest Economics*, 3:143–169.

Alig, R., Latta, G., Adams, D. et McCarl, B. (2010). Mitigating greenhouse gases : The importance of land base interactions between forests, agriculture, and residential development in the face of changes in bioenergy and carbon prices. *Forest Policy and Economics*, 12:67–75.

Armatte, M. (2007). Les économistes face au long terme : l'ascension de la notion de scénario. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 63–90. Paris : La Découverte.

Armington, P. S. (1969). A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers*, 16(1):159–176.

Arrow, K. J. et Debreu, G. (1954). Existence of an equilibrium for a competitive economy. *Econometrica*, 22(3):265–290.

Assmann, E. (1954). Grundflachenhaltung und Zuwachsleistung Bayerischer Fichten Durchforestungsreihen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 9-10:257–271.

Ballu, J.-M. (2007). Pour mobiliser la ressource de la forêt française. Rapport technique, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, n° CGAAER 1639.

Barker, T., Bashmakov, I., Alharthi, A., Amann, M., Cifuentes, L., Drexhage, J., Duan, M., Edenhofer, O., Flannery, B., Grubb, M., Hoogwijk, M., Ibitoye, F., Jepma, C., Pizer, W. et Yamaji, K. (2007). Mitigation from a cross-sectoral perspective. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Barker, T., Koehler, J. et Villena, M. (2002). The costs of greenhouse gas abatement : a meta-analysis of post-SRES mitigation scenarios. *Environmental Economics and Policy Studies*, 5:135–166.

Barthes, J. (2010). Modèle économique de filière : compétition entre bois et autres matériaux. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF, Nancy.

Benítez-Ponce, P., McCallum, I., M.Obersteiner et Yamagata, Y. (2007). Global potential for carbon sequestration : geographical distribution, country risk and policy implications. *Ecological Economics*, 60:572–583.

Berck, P. (1979). The economics of timber : A renewable resource in the long run. *The Bell Journal of Economics*, 10(2):447–462.

Binkley, C. (1981). *Timber supply from nonindustrial forests : a microeconomic analysis of landowner behavior.* Yale University Press, New Haven, CT.

Binkley, C. (1987). *Economic models of timber supply*, pages 109–136. Wiley, New York.

Binkley, C., Percy, M., Thompson, W. et Vertinsky, I. (1994). A general equilibrium analysis of a reduction in harvest levels in British Columbia. *The Forestry Chronicle*, 70:449–454.

Blonigen, B. et Wilson, W. (1999). Explaining Armington : what determines substituability between home and foreign goods ? *Canadian Journal of Economics*, 32:1–21.

Bolkesjø, T. (2004). *Modelling supply, demand and trade in the Norwegian forest sector.* Thèse de doctorat, Agricultural University of Norway (Norwegian University of Life Sciences).

Bontemps, J.-D., Hervé, J.-C. et Dhôte, J.-F. (2009). Long-term changes in forest productivity : A consistent assessment in even-aged stands. *Forest Science*, 55:549–564.

Bourcet, J., Bourget, C. et Danguy des Déserts, D. (2007). Le transport du bois et sa logistique. Rapport technique, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire (N°CGEDD 00 48 95-01) et Ministère de l'agriculture et de la pêche (N°CGAAER 1219).

Bovenberg, A. et De Mooij, R. (1994). Environmental levies and distortionary taxation. *American Economic Review*, 84:1085–1089.

Branger, F. (2011). Modélisation de la consommation d'energie dans le secteur résidentiel français. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Buongiorno, J., Zhu, S., Zhang, D., Turner, J. et Tomberlin, D. (2003). *The Global Forest Products Model.* Academic Press.

Calmels, P., Buongiorno, J. et Zhang, D. (1989). PELPS II : A microcomputer price endogenous linear programming system for economic modeling. *Agriculture Bulletin-University of Wisconsin-Madison*, R3477.

Cardellichio, P., Youn, C., Adams, D., Joo, R. et Chmelik, J. (1989). A preliminary analysis of timber and timber products production, consumption, trade, and prices in the pacific rim until 2000. *University of Washington, College of Forest Resources, Center For International Trade in Forest Products*, Working Paper No. 22.

Cassels, J. M. (1933). The nature of statistical supply curves. *Journal of Farm Economics*, 15:378–387.

Caurla, S., Delacote, P., Lecocq, F. et Barkaoui, A. (2009). Fuelwood consumption, uncertainty over resources and public policies : Which impacts on the French forest sector ? *Cahiers du LEF*, 03.

Caurla, S., Lecocq, F., Delacote, P. et Barkaoui, A. (2010). The French Forest Sector Model : version 1.0. Presentation and theoretical foundations. *Cahiers du LEF*, 04.

Charru, M., Seynave, I., Morneau, F. et Bontemps, J.-D. (2010). Recent changes in forest productivity : an analysis of national forest inventory data for common beech (Fagus sylvatica L.) in north-eastern France. *Forest Ecology and Management*, 260:864–874.

Chasset, C. (2007). Perspectives de mobilisation de bois-énergie à la société forestière de la caisse des dépôts. Mémoire de D.E.A., ENGREF.

Chiroleu-Assouline, M. (2001). Le double-dividende, les approches théoriques. *Revue française d'économie*, 16:119–148.

Chomitz, K., Buys, P., DeLuca, G., Thomas, T. et Wertz-Kanounnikoff, S. (2006). *At loggerheads ? Agricultural expansion, poverty reduction and the environment in the tropics.* The World Bank, Washington DC.

Chomitz, K. M. et Lecocq, F. (2003). Temporary sequestration credits : an instrument for carbon bears. *World Bank Policy Reasearch Working Paper*, 3181.

Clark, J. (1917). Business acceleration and the law of demand : A technical factor in economic cycles. *Journal of Political Economy*, 25:217–235.

Coase, R. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3:1–44.

Colin, A., Barnérias, C., Salis, M., Thivolle-Cazat, A., Coulon, F. et Couturier, C. (2009). Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020. Rapport technique, ADEME.

Colin, A. et Chevalier, H. (2009). Rapport technique module biologique LEF. Rapport technique, Inventaire Forestier National.

Combet, E., Ghersi, F., Hourcade, J.-C. et Thubin, C. (2009). Économie d'une fiscalité carbone en France. Rapport technique, CIRED.

Cot, A. et Lallement, J. (2007). De Walras à Arrow-Debreu. *In Séminaire Collège de France.*

Cournot, A. (1838). *Recherches sur les Principes Théoriques de la Théorie de la Richesse.* Chez L.Hachette, Paris.

CRE (2005). Les résultats du premier appel d'offres biomasse-biogaz lancé par le DGEMP en 2004. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2007). Appel d'offre biomasse 2006 : Résultats. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2009). Appel d'offres : État des lieux. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

CRE (2010). Rapport d'activités 2009. Rapport technique, Commission de Régulation des Énergies.

Dasgupta, P. (2007). Comments on the Stern review's economics of climate change. *National Institute Economic Review*, 199:4–7.

De Cara, S. et Jayet, P.-A. (2000). Emissions of greenhouse gases from agriculture : the heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics*, 75:597–623.

Denman, K., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P., Dickinson, R., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P., Wofsy, S. et Zhang, X. (2007). Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Donnelly, W., Johnson, K., Tsigas, M. et Ingersoll, D. (2004). Revised Armington elasticities of substitution for the USITC model and the concordance for constructing a consistent set for the GTAP model. *International Trade Commission, Office of Economics, United States*, Working Paper 15861.

Downing, T., Anthoff, D., Butterfield, R., Ceronsky, M., Grubb, M., Guo, J., Hepburn, C. et Hope, C. (2005). Social cost of carbon : a closer look at uncertainty. *Final Report, Defra*, page 95 pp.

Enke, S. (1951). Equilibrium among stpatially separated markets : solution by electric analogue. *Econometrica*, 19:40–47.

Ericsson, K. et Nilsson, L. (2006). Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy*, 30:1–15.

Eriksson, L., Gustavsson, L., Hänninen, R., Kallio, M., Lyhykäinen, H., Pingoud, K., Pohjola, J., Sathre, R., Solberg, B., Svanaes, J. et Valsta, L. (2009). Climate implications of increased wood use in the construction sector - towards an integrated modeling framework. *SLU Arbetsrapport 257 2009*, (257).

Faustmann, M. (1849). Berechnung des werthes, welchen waldboden, sowie noch nicht haubare holzbestände für die waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung.* Traduction française par Jacques Maheut « calcul de la valeur que possèdent, du point de vue de l'économie forestière, les sols forestiers, ainsi que les peuplements non encore exploitables ».

Fisher, B. N. N., Alfsen, K., Morlot, J. C., de la Chesnaye, F., Hourcade, J.-C., Jianga, K., Kainuma, M., Rovere, E. L., Matysek, A., Rana, A., Riahi, K., Richels, R., Rose, S., van Vuuren, D. et Warren, R. (2007). Issues related to mitigation in the long term context. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Forrester, J. (1971). *World Dynamics.* Wright-Allen Press, Cambridge.

Friedman, M. (1968). The role of monetary policy. *American Economic Review*, 58:1–17.

Gallaway, M., McDaniel, C. et Rivera, S. (2003). Short-run and long-run industry level estimates of U.S. Armington elasticities. *The North American Journal of Economics and Finance*, 14:49–68.

Geraci, V. J. et Prewo, W. (1982). An empirical demand and supply model of multilateral trade. *The Review of Economics and Statistics*, 64(3):432–41.

Gilless, J. et Buongiorno, J. (1985). PELPS : price endogeneous linear programming system for economic modeling. *University of Wisconsin-Madison, College of Agriculture and Life Science*, REP R3329.

Gilless, J. K. et Buongiorno, J. (1987). PAPYRUS : A model of the North American pulp and paper industry. *Forest Science*, 33:a0001–z0002(2).

Ginisty, C., Chevalier, H., Vallet, P. et Colin, A. (2009). Evaluation des volumes de bois utilisables à partir des données de l'IFN « nouvelle méthode ». Rapport technique, CEMAGREF et IFN.

Giraudet, L.-G. (2011). *Les instruments économiques de maîtrise de l'énergie : une évaluation multidimensionnelle.* Thèse de doctorat, Université Paris-Est.

Gitz, V. (2004). *Changement d'usage des terres et politiques climatiques globales.* Thèse de doctorat, ENGREF, Paris.

Goulder, L. H. (1995). Environmental taxation and the double dividend : a reader's guide. *International Tax and Public Finance*, 2:157–183.

Grace, J. (2004). Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 92:189–202.

Gupta, S., Tirpak, D. A., Burger, N., Gupta, J., Höhne, N., Boncheva, A., Kanoan, G., Kolstad, C., Kruger, J., Michaelowa, A., Murase, S., Pershing, J., Saijo, T. et A.Sari (2007). Policies, instruments and co-operative agreements. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Gustavsson, L. et Sathre, R. (2006). Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. *Building and Environment*, 41:940–951.

Hänninen, R. (1999). Modern time series analysis in forest products markets. *in The law of one price in United Kingdom soft sawnwood imports - a cointegration approach*, Kluwer Academic Publishers:55–68.

Hofer, P., Taverna, R. et Werner, F. (2007). *The $CO_2$ effects of the Swiss forestry and timber industry : scenario of future potential for climate-change mitigation.* Environmental studies no. 0739. Federal Office for the Environment : Bern.

Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2):137–175.

Hough, F. (1878). Report upon forestry, volume I. *GPO, Washington DC.*

Hough, F. (1880). Report upon forestry, volume II. *GPO, Washington DC.*

Hough, F. (1882). Report upon forestry, volume III. *GPO, Washington DC.*

Hourcade, J.-C. (2007). Les modèles dans les débats de politique climatique : entre le Capitole et la Roche tarpéienne ? *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 140–164. Paris : La Découverte.

Hourcade, J.-C., Ambrosi, P. et Dumas, P. (2009). Beyond the Stern review : Lessons from a risky venture at the limits of the cost-benefit analysis. *Ecological Economics*, 68:2479–2484.

Hourcade, J.-C. et Robinson, J. (1996). Mitigating factors. Assessing the cost of reducing GHG emissions. *Energy Policy*, 24:863–873.

Ianchovichina, E. et McDougall, R. (2000). Theoretical structure of dynamic GTAP. GTAP Technical Papers 480, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

IFN (2011). Prélèvements de bois en forêt et production biologique : des estimations directes et compatibles. *L'IF*, 28:1–16.

Ince, P. et Buongiorno, J. (2007). North American Pulp & Paper Model (NAPAP). *in D.M. Adams et R.W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 99–174. Springer.

IPCC (2001). *Climate Change 2001 : The Scientific Basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, Etats-Unis d'Amérique.

IPCC (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 : Agriculture, forestry and other land use.

IPCC (2007). Climate change 2007 : Synthesis report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.*

Jaffe, A. et Stavins, R. (1994). The energy-efficiency gap. What does it mean ? *Energy Policy*, 22:804–810.

Jancovici, J.-M. (2007). Guide des facteurs d'émissions version 5.0. Rapport technique, ADEME et Mission interministérielle sur l'effet de serre.

Jansen, E., Overpeck, J., Briffa, K., Duplessy, J.-C., Joos, F., Masson-Delmotte, V., Olago, D., Otto-Bliesner, B., Peltier, W., Rahmstorf, S., Ramesh, R., Raynaud, D., Rind, D., Solomina, O., Villalba, R. et Zhang, D. (2007). Palaeoclimate. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Kallio, M. (2010). Accounting for uncertainty in a forest sector model using Monte Carlo simulation. *Forest Policy and Economics*, 12:9–16.

Kallio, M., Dykstra, D. et Binkley, C. (1987). *The Global Forest Sector : An Analytic Perspective.* International Institute for Applied Systems Analysis, Vienna, Austria.

Kallio, M., Moiseyev, A. et Solberg, B. (2004). The Global Forest Sector Model EFI-GTM - the model structure. *European Forest Institute - Internal Report*, 15.

Keohane, N., Revesz, R. et Stavins, R. (1998). The choice of regulatory instruments in environmental policy. *Harvard Environmental Law Review*, 22:313–367.

Koopmans, T. C. (1949). Utilization of the transportation system. *Econometrica*, 17:136–146.

Koopmans, T. C., Alchian, A., Dantzig, G. B., Georgescu-Roegen, N., Samuelson, P. A. et Tucker, A. W. (1951). *Activity analysis of production and allocation : proceedings of a conference.* John Wiley & Sons, Inc., New York, Chapman & Hall, Limited, London.

Kramp, A. et Ince, P. (2010). The U.S. Forest Products Module (USFPM). *Presentation au workshop « How Forest Sector Models Tackle Climate Change », Nancy, 3-4 juin 2010*. http://www.nancy.inra.fr/lef/seminaires_et_workshops/workshops/2010/workshop_june_03_04_2010.

Kuhn, H. W. et Tucker, A. W. (1951). Nonlinear programming. *Proceedings of 2nd Berkeley Symposium. Berkeley : University of California Press.*, pages 481–492.

Kurz, W. A., Beukema, S. J. et Apps, M. J. (1997). Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2:405–421.

Kuulavainen, J. et Seppäla, R. (1983). A policy analysis model for the Finnish forest sector. *in R. Seppäla, C. Row, A. Morgan (eds) Forest Sector Models*, pages 29–42. ABA Academic Publishers.

Labouze, E. et Le Guern, Y. (2005). Bilan environnemental du chauffage domestique au bois. Rapport technique, ADEME.

Lauri, P., Kallio, M. et Schneider, U. (2011). Price of $CO_2$ emissions and use of wood in Europe. *Forest Policy and Economics*, forthcoming.

Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., Peterson, T. et Prather, M. (2007). Historical overview of climate change. *In Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge.*

Lebègue, D. (2005). Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport technique, Commissariat Général au Plan.

Lecocq, F. et Ambrosi, P. (2007). The Clean Development Mechanism : history, status, and propects. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1:134–151.

Lecocq, F., Caurla, S., Delacote, P., Barkaoui, A. et Sauquet., A. (2010). Paying for forest carbon or stimulating fuelwood demand ? Insights from the French Forest Sector Model. *Journal of Forest Economics*, 17:157–168.

Lecocq, M., Costa, S., Drouineau, S. et Peyron, J.-L. (2009). Estimation du préjudice monétaire dû à la tempête Klaus pour les propriétaires forestiers. *Forêt-Entreprise*, 189:48–52.

Lim, S., Brown, B. et Schlamadinger, B. (1999). Carbon accounting for forest harvesting and wood products : review and evaluation of different approaches. *Environmental Science and Policy*, pages 207–216.

Lin, C. (1996). Processing and exporting raw materials : a computable general equilibrium analysis of the Indonesian log and plywood industries. *Canadian Journal of development Studies*, 17:7–30.

Lönner, G. (1991). *Modelling the Swedish forest sector*. The Swedish University of Agricultural Sciences - Department of Forest Industry and Market Studies.

Lönnstedt, L. (1983a). A forest sector prototype model - the simplified model structure. *IIASA Working Paper*, WP-83-068.

Lönnstedt, L. (1983b). Mathematical formulation of a forest sector prototype model. *IIASA Working Paper*, WP-83-069.

Lönnstedt, L. (1986). A dynamic forest sector model with a Swedish case. *Forest Science*, 32:377–397.

Lönnstedt, L. et Peyron, J. (1989). FIBRE : a French PC-based regional forest sector model applied to Burgundy. *Annals of Forest Science*, 46:101–118.

Lofgren, K. (1983). The Faustmann-Ohlin theorem : a historical note. *History of Political Economy*, 15:261–264.

Lucas, R. (1972). Expectations and the neutrality of money. *Journal of Economic Theory*, 4:102–124.

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

Lyon, K. S. (1981). Mining of the forest and the time path of the price of timber. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(4):330–344.

Marland, G. et Schlamadinger, B. (1997). Forests for carbon sequestration or fossil fuel substitution ? A sensitivity analysis. *Biomass and Bioenergy*, 13(6):389–397.

Martel, S. (2010). Carbone et gestion forestière en forêt privée française. Mémoire de D.E.A., AgroParisTech-ENGREF.

Mastrandrea, M. et Schneider, S. (2004). Probabilistic integrated assessment of « dangerous » climate change. *Science*, 304:571–575.

Matarasso, P. (2007). La construction historique des paradigmes de modélisation intégrée : William Nordhaus, Alan Manne et l'apport de la Cowles Commission. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 44–62. Paris : La Découverte.

McDaniel, C. et Balistreri, E. (2003). A review of Armington trade substitution elasticities. *Economie Internationale*, 94-95:301–303.

McDougall, R. et Golub, A. (2007). GTAP-E : A revised energy-environmental version of the GTAP model. GTAP Research Memoranda 2959, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. et Behrens, W. (1972). *The limits to growth : a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind.* Universe Books, New York.

Mills, J. et Adams, D. (2007). Timber inventory management-ATLAS. *in D.M. Adams et R.W. Haynes (eds). Ressource and Market Projections for Forest Policy Development*, pages 229–263. Springer.

Montagné, C. et Niedzwiedz, A. (2009). Comptes intégrés économiques et environnementaux de la forêt en France : méthodologie et analyse pour la période 2000-2006. Rapport technique, Convention LEF/MEEDDAT.

Mouchot, C. (2003). *Méthodologie économique.* Editions du Seuil.

Muth, J. F. (1961). Rational expectations and the theory of price movements. *Econometrica*, 29(3):315–335.

Nabuurs, G., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N., Sanchez, M. S. et Zhang, X. (2007). Forestry. *In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.*

Nerlove, M. et Addison, W. (1958). Statistical estimation of long-run elasticities of supply and demand. *Journal of Farm Economics*, 40:861–880.

Newell, R. et Pizer, W. (2000). Regulating stock externalities under uncertainty. *Resources for the Future Discussion Paper*, 99-10.

Nordhaus, W. (1993). Optimal greenhouse-gas reductions and tax policy in the DICE model. *American Economic Review*, 83:313–317.

Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262–270.

Ohlin, B. (1921). Till fragan om skogarnas omloppstid (on the question of the rotation period of the forests). *Ekonomisk Tidskrift*, 12:89–113.

Pardé, J. (1961). Comment préciser l'intensité d'une éclaircie. *Revue Forestière Française*, 8-9:551–557.

Pearce, D. (1991). The role of carbon taxes in adjusting to global warming. *The Economic Journal*, 101:938–948.

Pearce, D. (2003). The social cost of carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy*, 19:362–384.

Perrissin-Fabert, B. (2008). À la recherche de la valeur sociale du carbone. Autopsie analytique, numérique et épistémologique d'une tentative de modélisation intégrée du climat. Mémoire de D.E.A., Université Paris X-Nanterre.

Petersen, A. (2006). A comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy. *Biomass and Bioenergy*, 30:605–617.

Petersen, A. K. et Solberg, B. (2005). Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials : a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics*, 7(3):249 – 259.

Petit, J., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N., Barnola, J., Basile, I., Bender, M., Chappellaz, J., Davis, M. et Delaygue, G. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420 000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature*, 399:429–436.

Peyron, J., Tabourel, S. et Niedzwiedz, A. (2005). Les comptes de la forêt : enjeux et méthodes. Rapport technique, Institut Français de l'Environnement (IFEN).

Peyron, J.-L. (2000). Cours en ligne : Il y a 150 ans Martin Faustmann établissait les fondements de l'économie forestière moderne. http://www.agroparistech.fr/coursenligne/Economie/faustrff.pdf (accédée le 22/10/2011).

Pignard, G. (2004). Estimation des stocks et des flux de carbone dans la biomasse des forêts françaises à partir des données de l'Inventaire Forestier National. Rapport technique, Projet Carbofor.

Pinchot, G. (1929). Foreword to : G.Ahern. Deforested america : statement of the present forest situation in the United States. *In 70th Congree, 2nd session. Doc 116.*

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

Popper, K. (1934). *Logique de la découverte scientifique.* Payot.

Poterba, J. (1991). Is the gasoline tax regressive ? *Tax Policy and the Economy*, 5:145–164.

Pressler, M. (1860). Aus der Holzzuwachslehre. *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung.*

Provencher, B. (1995). Structural estimation of the stochastic dynamic decision problems of resource users : an application to the timber harvest decision. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3):321–338.

Puech, J. (2009). Mise en valeur de la forêt française et développement de la filière bois. Rapport technique.

Quinet, A. (2009). La valeur tutélaire du carbone. *Rapport du Conseil d'Analyse Stratégique*, 2009-16.

Ramsey, F. (1928). A mathematical theory of savings. *Economic Journal*, 38:543–559.

Reineke, L. (1933). Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research*, 46:627–638.

(RISI), R. I. S. I. (2007). World timber price quaterly.

Rocard, M. (2009). Rapport de la conférence des experts et de la table ronde sur la contribution climat et énergie. Rapport technique, MEEDDM.

Ronnila, M. (1995). Medium-term scenarios for the Finnish pulp and paper industry. *IIASA Working Paper*, WP-95-38.

Roqueplo, P. (1997). *Entre savoir et décision, l'expertise scientifique.* INRA-éditions, « Sciences en question », Paris.

Rust, J. et Paarsch, H. (2005). Stochastic dynamic programming in space : an application to the British Columbia forestry. *Meeting Paper, Society for Economic Dynamics*, 81.

Samuelson, P. (1952). Spatial price equilibrium and linear programming. *American Economic Review*, 42(3):283–303.

Samuelson, P. A. (1976). Economics of forestry in an evolving society. *Economic Inquiry*, 14(4):466–92.

Sathaye, J., Makundi, W., Dale, L., Chan, P. et Andrasko, K. (2007). GHG mitigation potential, costs and benefits in global forests : a dynamic partial equilibrium approach. *Energy Journal*, Special Issue 3:127–172.

Sauquet, A. (2010). Calibration économétrique des élasticités du modèle du secteur forestier français. Mémoire de D.E.A., CERDI, CNRS, Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand.

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.

Schelhaas, M., Eggers, J., Lindner, M., Nabuurs, G., Pussinen, A., Päivinen, R., Schuck, A., Verkerk, P., van der Werf, D. et Zudin, S. (2007). Model documentation for the European Forest Information Scenario Model (EFISCEN 3.1.3), Wageningen, Alterra,. *Alterra-rapport 1559/EFI Technical Report 26, Joensuu.*

Schneider, U. A., Balkovic, J., de Cara, S., Franklin, O., Fritz, S., Havlik, P., Huck, I., Jantke, K., Kallio, A. M. I., Klaxner, F., Moiseyev, A. et Michael (2008). The European Forest and Agriculture Optimisation Model – EUFASOM. Working Papers FNU-156, Research unit Sustainability and Global Change, Hamburg University.

Schwarzbauer, P. (1993). Comparison of two models of the Austrian forest sector. *IIASA Working Paper*, WP-90-23.

Scorgie, M. et Kennedy, J. (1996). Who discovered the Faustmann condition ? *History of Political Economy*, 28:77–80.

Sedjo, R. A. et Lyon, K. S. (1989). *The Long-Term Adequacy of World Timber Supply.* RFF Press.

Sedjo, R. A. et Lyon, K. S. (1996). Timber Supply Model 96 : a global timber supply model with a pulpwood component. Discussion paper 96-15, Resources For the Future.

Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W. et Lexer, M. (2007). Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, (248):64–79.

Seppälä, R. (1986). A policy analysis model and the development of the Finnish forest sector. *In The 1986 international conference of the system dynamics society.*

Shiells, C. R. et Reinert, K. A. (1993). Armington models and terms of trade effects : some econometric evidence for North America. *The Canadian Journal of Economics*, 26(2):299–316.

Simon, C. P. et Blume, L. (1994). *Mathematics for economists.* W.W. Norton & Cy, Inc.

Sløjie, H. K., Latta, G. S., Gobakken, T. et Solberg, B. (2011). NorFor - a forest sector model of Norway. Model overview and structure. *Department of Ecology and Natural Resource Management. Norwegian University of Life Sciences*, INA fagrapport 18.

Smith, V. L. (1963). Minimization of economic rent in spatial price equilibrium. *The Review of Economic Studies*, 30:24–31.

SOeS (2009). Chiffres clés de l'énergie édition 2009. Rapport technique, Service de l'Observation et des Statistiques-Commissariat Général au Développement Durable.

SOeS et SitraM (2008). Enquêtes auprès des opérateurs ferrovières/ Voies navigables de France. Rapport technique, Commissariat général au développement durable.

Sohngen, B. (1998). An assessment of four large scage timber market models. Rapport technique, Resources For the Future.

Sohngen, B. et Brown, S. (2008). Extending timber rotations : carbon and cost implications. *Climate Policy*, 8:435–451.

Sohngen, B. et Sedjo, L. (1996). A comparison of timber models for use in public policy analysis. Discussion paper 96-12, Resources For the Future.

Sohngen, B. et Sedjo, R. (2006). Carbon sequestration costs in global forests. *Energy Journal*, Special Issue:109–126.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R., Berntsen, T., Bindoff, N., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J., Hegerl, G., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., N. Nicholls, J., Overpeck, Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T., Whetton, P., Wood, R. et Wratt, D. (2007). Résumé technique. *Changements Climatiques 2007 : Les éléments scientifiques. Contribution du groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du GIEC.*

Solow, R. M. (1974). The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 64(2):1–14.

Stern, N. (2006). The Stern review on the economics of climate change. Rapport technique, British Government.

Takayama, Y. et Judge, G. (1964). Equilibrium among spatially separated markets : a reformulation. *Econometrica*, 32:510–524.

Terreaux, J.-P. (1986). Travaux préliminaires à une modélisation de la filière bois en Bourgogne. Mémoire de D.E.A., ENGREF, Nancy, France.

Teuling, A., Seneviratne, S., Stöckli, R., Reichstein, M., Moors, E., Ciais, P., Luyssaert, S., van den Hurk, B., Ammann, C., Bernhofer, C., Dellwik, E., Gianelle, D., Gielen, B., Grünwald, T., Klumpp, K., Montagnani, L., Moureaux, C., Sottocornola, M. et Wohlfahrt, G. (2010). Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nature Geoscience*, 3:722–727.

Tol, R. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions : an assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, 33:2064–2074.

Toppinen, A. et Kuuluvainen, J. (2010). Forest sector modeling in Europe - the state of the art and future research directions. *Forest Policy and Economics*, 12:2–8.

Traisnel, J.-P., Joliton, D., Laurent, M.-H., Caffiaux, S. et Mazzenga, A. (2010). Habitat facteur 4. Rapport technique, CLIP (Club d'Ingénierie Prospective Energie et Environnement).

Tromborg, E. et Solberg, B. (1995). Description of a partial equilibrium model applied in the project « model analysis of Norwegian forest sector ». *Skogforsk Research Paper*, 14/95.

UNFCCC (1998). Protocole de Kyoto à la convention cadre des nations unies sur le changement climatique. http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpfrench.pdf.

USDA (1982). An analysis of the timber situation in the United States, 1952-2030. Rapport technique, Forest Service.

Vallet, P. (2005). *Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction « puits de carbone » des peuplements forestiers.* Thèse de doctorat, ENGREF.

van der Werf, G. R., Morton, D. C., DeFries, R. S., Olivier, J. G. J., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., Collatz, G. J. et Randerson, J. T. (2009). $CO_2$ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2:737–738.

Vanclay, J. (1994). *Modelling forest growth and yield.* CAB Interantional, Wallingford UK.

Vaux, H. J. et Zivnuska, J. A. (1952). Forest production goals : A critical analysis. *Land Economics*, 28(4):318–327.

Vieille Blanchard, E. (2007). Croissance ou stabilité ? l'entreprise du Club de Rome et le débat autour des modèles. *in A. Dahan-Dalmedico (dir.) Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques*, pages 21–43. Paris : La Découverte.

Vincent, J. (1992). *A simple nonspatial modeling approach for analyzing a country's forest-products trade policies*, pages 43–54. University of Seattle, Washington.

Walliser, B. (1987). Le problème de l'induction et de la réfutation en économétrie. *Économies et sociétés*, 10:153–164.

WBGU (1998). The accounting of biological sources and sinks under the Kyoto Protocol. *Special Report of the German Advisory Council on Global Change.*

Wear, D. N. et Parks, P. J. (1994). The economics of timber supply : an analytical synthesis of modeling approaches. *Natural Resource Modeling*, 8:199–223.

Weitzman, M. (1974). Price vs quantities. *Review of Economic Studies*, 41(4):477–491.

Welsch, H. (2008). Armington elasticities for energy policy modeling : evidence from four European countries. *Energy Economics*, 30:2252–2264.

Werner, F., Taverna, R., Hofer, P. et Richter, K. (2006). Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic Change*, 71:319–347.

Wernsdörfer, H., Colin, A., Bontemps, J.-D., Chevalier, H., Caurla, S., Leban, J.-M., Pignard, G., Hervé, J.-C. et Fournier, M. (2011). Impact of the heterogeneity of a forest resource on its dynamics - the French case. *Soumis à Annals of Forest Science.*

Wibe, S. (2005). A simple simulation model for the forest sector. *Journal of Forest Economics*, 11:45–52.

Wisselmann, R. (2008). De l'arbre sur pied à la plaquette livrée chez le client : étude technico-économique de la filière plaquette forestière. Mémoire de D.E.A., AgroParis-Tech.

Yamamoto, H., Fujino, J. et Yamaji, K. (2001). Evaluation of bioenergy potential with a multi-regional global-land-use-and-energy model. *Biomass and Bioenergy*, 21:185–203.

Yohe, G., Lasco, R., Ahmad, Q., Arnell, N., Cohen, S., Hope, C., Janetos, A. et Perez, R. (2007). Perspectives on climate change and sustainability. *Climate Change 2007 : Impacts, Adaptation and Volnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*, pages 811–841.

Yoshioka, T., Aruga, K., Nitami, T., Sakai, H. et Kobayashi, H. (2006). A case study on the costs and the fuel consumption of harvesting, transporting, and chipping chains of looging residues in Japan. *Biomass and Bioenergy*, 30:342–348.

Zhang, D., Buongiorno, J. et Calmels, P. (1991). PELPS II PLUS : a microcomputer price endogeneous linear programming system for economic modeling. *Staff Papers Series, Department of Forestry, University of Wisconsin-Madison, Madison*, 41.

Zhang, D., Buongiorno, J. et Ince, P. (1993). PELPS III : a microcomputer price endogeneous linear programming system for economic modeling : version 1.0. *Resource Papers, USDA Forest Service, Forest Product Laboratory, Madison*, FPL-RP-526.

# Résumé

Cette thèse évalue les conséquences de différentes politiques climatiques sur la filière forêt-bois française. Nous partons du constat qu'en France, les politiques actuellement mises en place prennent, pour la plupart, la forme de mesures ciblées s'appuyant sur la substitution énergétique à travers une augmentation de la consommation de bois-énergie. Nous étudions les effets de ces politiques sur l'économie de la filière et sur l'évolution de la ressource et nous analysons les conséquences de deux mesures fictives alternatives : une politique de séquestration en forêt et une taxe carbone intersectorielle. Pour cela, nous développons un modèle bio-économique du secteur forestier français : *French Forest Sector Model* (FFSM) s'articule autour d'un module représentant l'économie de la filière bois en équilibre partiel et d'un module représentant l'évolution de la ressource forestière française. FFSM représente la consommation de 6 produits bois transformés, la production de 3 produits bois primaires et les échanges de ces produits entre les 22 régions françaises et entre la France et l'étranger. FFSM permet d'évaluer l'efficacité économique des politiques en estimant leur coût et en mesurant leurs impacts sur les variables économiques de la filière. L'efficacité environnementale des mesures étudiées est analysée en calculant les bilans d'émissions et en déterminant leurs conséquences sur l'évolution de la ressource forestière.



# Abstract

This PhD thesis addresses the issue of assessing the impacts of various climate policies on the French forest sector. It starts from the observation that, in France, most climate policies are based upon the stimulation of additional fuelwood consumption through bottom-up processes. Besides assessing the economic and environmental impacts of these fuelwood policies, we also analyze the impacts of two alternatives climate policies : a policy based upon carbon sequestration in forest and a policy to stimulate the forest sector through a top-down carbon tax policy. In order to test these policies, we develop a bio-economic model of the French sector called *French forest sector model* (FFSM). It contains two interconnected modules : the economic module represents the economy of the national forest sector in a partial equilibrium framework while the biological module represents the French forest resources dynamics. FFSM takes into account the consumption of 6 final products, the production of 3 primary products and represents trades between the 22 French administrative regions and between France and the rest of the world. From FFSM, we assess the economic effectiveness of policies by interpreting policies costs and by measuring the impacts on the sector through economic variables. We also assess the environmental effectiveness by comparing their carbon balances and their impacts on the forest resource dynamics.