



HAL
open science

Projections des émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020

Stephane de Cara, Alban Thomas

► **To cite this version:**

Stephane de Cara, Alban Thomas. Projections des émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. [Rapport Technique] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. 2008, 202 p. hal-01172897

HAL Id: hal-01172897

<https://hal.science/hal-01172897>

Submitted on 6 Jun 2020

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.



Projections des émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020

Rapport final

Avril 2008

Ce document constitue le rapport d'une étude financée par le Ministère de l'agriculture et de la pêche.

Auteurs

Coordinateurs :

Stéphane De Cara
UMR INRA/AgroParisTech Économie Publique.
BP01, F-78850 Thiverval-Grignon.
stdecara@grignon.inra.fr

Alban Thomas
LERNA, INRA.
Université des Sciences Sociales de Toulouse, 21 Allée de Brienne, F-31000 Toulouse.
thomas@toulouse.inra.fr

Contributeurs :

Jean-Pierre Jouany, Michel Vermorel, Maguy Eugène, Michel Doreau, Cécile Martin, Diego Morgavi.
INRA-DIMA Centre de Recherches de Clermont-Theix, F-63122 St Genès Champanelle.

Jean-François Dhôte
Laboratoire d'étude des Ressources Forêt-Bois UMR INRA-ENGREF 1092 (LERFOB).
14, rue Girardet, F-54042 Nancy.

Franck Lecocq
Laboratoire d'Économie Forestière, UMR ENGREF-INRA (LEF).
14, rue Girardet, F-54042 Nancy.

Véronique Antoni, Manuel Martin, Estelle Villanneau, Dominique Arrouays
INRA, Unité INFOSOL - US1106.
Centre de recherche d'Orléans, BP 20619-Ardon, F-45166 Olivet Cedex.

Daniel Sauvant, Sylvie Giger-Reverdin
UMR INRA/AgroParisTech Physiologie de la Nutrition et Alimentation.
16 rue Claude Bernard, F-75231 Paris.

Jean Noblet, Jean-Yves Dourmad
UMR INRA/AgroCampus Rennes Systèmes d'Élevage, Nutrition Animale et Humaine.
F-35590 Saint Gilles, France.

Philippe Faverdin, Cyrille Rigolot
UMR INRA/AgroCampus Rennes Production du Lait.
F-35590 Saint Gilles, France.

Ont également contribué aux résultats présentés dans ce rapport :

Antoine Colin (IFN), Pierre-Alain Jayet, Florence Jacquet, Anne-Claire Madignier, Sylvie Lamantia, David Tréguer (UMR INRA/AgroParisTech Économie Publique), Alexandre Gohin (INRA SAE², Rennes) Etienne Matthias (CITEPA), Pierre Paccard (Institut de l'Élevage), Jacques Agabriel, René Baumont, Marc Benoit, François Bocquier, Luc Delaby, Gabriel Laignel, Michel Lherm, William Martin-Rosset, Sophie Prache (INRA), Hugues Boissier (INZO), Daniel Vermorel (Coopadou)

Table des matières

Résumé et principales conclusions	1
Summary and main conclusions	5
I Les émissions françaises des secteurs agricoles et forestiers	9
1 Vue d'ensemble	
(S. De Cara)	11
1 Contribution des secteurs agricoles et forestiers aux émissions de GES françaises	11
1.1 Une contribution importante des secteurs agricole et forestier	11
1.2 Des émissions en baisse et un puits en hausse depuis 1990	12
2 Spécificités des émissions d'origine agricole	13
2.1 Variables d'activité, facteurs d'émission et pratiques agricoles	13
2.2 Des émissions principalement dans des gaz autres que le CO ₂	14
2.3 Des sources diffuses qui concernent l'ensemble des activités agricoles	15
3 L'agriculture et la forêt dans le contexte des objectifs de réduction français et européens	15
3.1 Des objectifs français et européens ambitieux de réduction des émissions	15
3.2 Importance de la thématique "bio-énergie"	16
4 Démarche et organisation du rapport	17
4.1 Principes généraux	17
4.2 Présentation de l'articulation des approches	18
4.3 Organisation du rapport	20
2 Sources et puits, méthodes de comptabilisation employées et évolution depuis 1990	
(S. De Cara)	21
1 Émissions des sols agricoles	21
1.1 Engrais synthétiques	22
1.2 Activités animales	22
1.3 Plantes fixatrices d'azote et résidus de cultures	23
1.4 Autres sources	24
2 Émissions de CH ₄ dues à la fermentation entérique	24
2.1 Bovins	24
2.2 Autres animaux	26
3 Émissions de N ₂ O et de CH ₄ dues à la gestion des effluents d'élevage	26
3.1 Émissions de CH ₄ dues à la gestion des effluents d'élevage.	26
3.2 Émissions de N ₂ O dues à la gestion des effluents d'élevage.	27
4 Émissions de CH ₄ dues à la riziculture	27
5 Émissions liées à l'utilisation d'énergie dans le secteur	27
6 Éléments de synthèse sur les émissions d'origine agricole	27
7 Puits et sources de GES liées à l'UTCF	28
8 Conclusion	30

II Analyse prospective des émissions nettes des secteurs agricole et forestier aux horizons 2010 et 2020 31

3 Scénarios pour le volet forestier	
<i>(J.-F. Dhôte)</i>	33
1 Résumé des scénarios	34
2 Un modèle de production et de récolte à l'échelle nationale	35
3 Analyse rétrospective et prévision des récoltes	37
3.1 Bois d'œuvre, bois de trituration et autres bois d'industrie	37
3.2 Bois-énergie : estimation des consommations actuelles	39
3.3 Bois-énergie supplémentaire : mobilisation de plaquettes forestières	40
4 Résultats	41
4 Scénarios économiques pour le secteur agricole	
<i>(S. De Cara, A. Thomas)</i>	43
1 Exercices de prospective récents portant sur le secteur agricole	44
1.1 Perspectives agricoles OCDE-FAO 2007-2016	44
1.2 L'élevage français à l'horizon 2012	47
1.3 Le scénario central du modèle MAGALI (MAP)	48
1.4 Prospective Agriculture 2013	50
2 Mise en place des scénarios	55
2.1 Prix	55
2.2 Rendements	56
2.3 Prise en compte de l'expansion des surfaces forestières	56
3 Simulation pour l'année de référence	57
4 Scénario central	59
4.1 Traduction du scénario de référence de Goal	59
4.2 Variation de la SAU due à l'expansion des surfaces forestières	59
4.3 Résultats : Variables d'activité	60
4.4 Résultats : Émissions	64
5 Scénario S1a	66
5.1 Traduction du scénario 1a de Goal	66
5.2 Variation de la SAU due à l'expansion forestière	66
5.3 Résultats : Variables d'activité	66
5.4 Résultats : Émissions	68
6 Scénario S2b	70
6.1 Traduction du scénario 2b de Goal	70
6.2 Variation de la SAU due à l'expansion forestière	70
6.3 Résultats : Variables d'activité	72
6.4 Résultats : Émissions	73
Annexe A Annexe du chapitre 4	
<i>(S. De Cara, A. Thomas)</i>	75
1 Projections des prix des produits du modèle GOAL	75
2 Résultats pour l'année de calibrage (2002)	76
3 Scénario central	77
4 Scénario S1a	80
5 Scénario S2b	83
6 Tableaux récapitulatifs	86

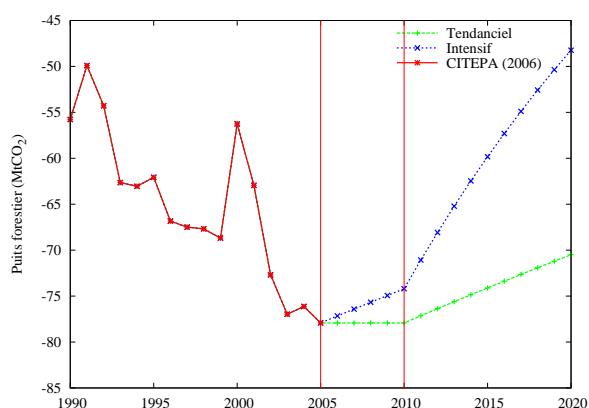
Annexe B Agriculture et effet de serre : Une revue rapide des modèles économiques	
(S. De Cara)	89
1 Modèles d'offre, modèles d'équilibre partiel, modèles d'équilibre général	89
2 Modèles économiques permettant de décrire les relations entre activités agricoles et émissions de GES	91
2.1 AROPAj	91
2.2 CAPRI	95
2.3 GAINS	95
2.4 ASM-GHG et FASOM	97
3 Éléments de conclusion sur les modèles économiques	98
5 Aspects économiques des taillis à courte rotation	
(F. Lecocq)	99
1 Hypothèses	99
1.1 Essences et cycle de production	99
1.2 Coûts d'implantation	99
1.3 Coûts d'entretien	100
1.4 Production	100
1.5 Revenus tirés de la récolte	100
1.6 Taux d'actualisation	101
2 Évaluation	101
3 Résultats	101
6 Stockage annuel de carbone organique dans les sols français	
(V. Antoni, E. Villanneau, M. Martin et D. Arrouays)	103
1 Méthodes de comptabilisation des stocks de carbone appliquées au niveau français	103
2 Estimations non spatialisées du stockage annuel de carbone organique dans les sols du territoire français	103
2.1 Méthode pour l'estimation de l'évolution des stocks pour les principaux types d'usage des terres	103
2.2 Estimation du stockage annuel de carbone organique dans les sols du territoire	103
3 Estimation spatialisée	105
3.1 Types d'occupation du sol considérés	105
3.2 Données source et définition des unités de simulation (USM)	106
3.3 Caractérisation des stocks en place pour les grands types d'usage (étape 1)	106
3.4 Caractérisation des systèmes (O_i , USM_i) (étape 2)	107
3.5 Modélisation des évolutions dues au climat et aux changements d'occupation du sol observés sur une période Δt (étape 3)	107
4 Période 2005-2020	109
4.1 Modèles économiques et sorties utilisées	109
5 Prédiction spatialisée de l'évolution des stocks sur la période 1991–2020	111
6 Evolutions selon les différents scénarios	119
6.1 Utilisation des données d'AROPAj	119
6.2 Résultats	119
7 Conclusions	120

7	Émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en France - Situation actuelle et projections aux horizons 2010 et 2020¹	
	<i>(J.-P. Jouany, M. Vermorel, M. Doreau, M. Eugène, S. Giger-Reverdin, C. Martin, D. Morgavi, J. Noblet, D. Sauvant)</i>	125
1	Le méthane entérique : origine, facteurs de variation et contribution aux gaz à effet de serre en France	125
1.1	Contribution du méthane entérique aux émissions de méthane en France	125
1.2	Origine du méthane digestif : cas particulier des ruminants	126
1.3	Les facteurs de variation des émissions de CH ₄ par les ruminants	127
2	Les méthodes utilisées pour évaluer les facteurs d'émission de méthane par les animaux d'élevage en France	131
2.1	Choix de la méthode utilisée dans le cas des herbivores	131
2.2	Choix des catégories d'animaux	132
2.3	Évaluation des émissions de méthane par les bovins	133
2.4	Émissions de CH ₄ par les ovins	142
2.5	Évaluation des émissions de méthane par les caprins (tableau 7.15)	146
2.6	Évaluation des émissions de CH ₄ par les équins	146
2.7	Les émissions de CH ₄ par les porcs	148
3	Quantification des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en France	149
3.1	Émissions de méthane entérique par les vaches laitières	149
3.2	Bilan des émissions de méthane entérique par les vaches allaitantes (tableaux 7.11, 7.12 et 7.18)	150
3.3	Bilan des émissions de méthane entérique par les bovins en croissance et à l'engraissement (tableaux 7.13 et 7.18)	151
3.4	Bilan des émissions de CH ₄ par les ovins (tableaux 7.14 et 7.18)	153
3.5	Bilan des émissions de CH ₄ par les caprins (tableaux 7.15 et 7.18)	153
3.6	Bilan des émissions de CH ₄ par les équins (tableaux 7.16 et 7.18)	153
3.7	Bilan des émissions de CH ₄ par les porcs (tableaux 7.17 et 7.18)	154
3.8	Bilan des émissions de CH ₄ par les animaux d'élevage en France	154
4	Étude prospective : Simulation des émissions de méthane entérique (années 2010 et 2020)	155
4.1	Scénarios utilisés pour l'étude prospective sur les émissions de méthane entérique	155
4.2	Évaluations des émissions de méthane entérique pour les années 2010 et 2020	160
5	Remarques conclusives concernant les émissions de méthane entérique	163
5.1	Évaluation des émissions de CH ₄ entérique en 2006	163
5.2	Évaluation prospective des émissions de CH ₄ entérique en 2010 et 2020	163
8	Calcul des émissions de GES par les porcs et les effluents	
	<i>(C. Rigolot, Ph. Faverdin, J.Y. Dourmad)</i>	165
1	Importance et origine des GES issus des effluents d'élevage	165
2	Méthode utilisée pour le calcul	165
2.1	Émissions de méthane	165
2.2	Émissions de N ₂ O	167
3	Conclusion	169

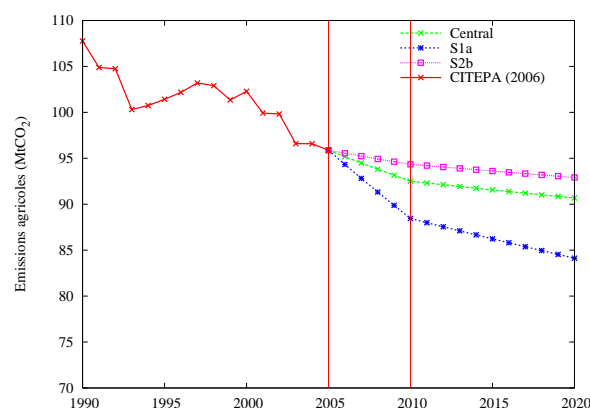
Bibliographie	186
Sigles et symboles utilisés	187
Liste des tableaux	189
Table des figures	191

Résumé et principales conclusions

1. Les émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole représentent, en 2005 et selon le périmètre retenu, entre 17% et 20% des émissions totales françaises. Le puits net de carbone lié à l'UTCFC contribue à réduire les émissions brutes de 11%. Les émissions d'origine agricole ont fortement baissé entre 1990 et 2005 (-11%). Sur la même période, le puits net s'est accru de 85%. Les secteurs agricole et forestier ont contribué de manière significative à la baisse des émissions nettes françaises totales sur la période. Les principaux déterminants de la baisse des émissions d'origine agricole ont été la diminution des effectifs bovins (légèrement atténuée par une hausse des facteurs d'émission pour les bovins) et la réduction de la fertilisation azotée totale. L'augmentation du puits depuis 1990 a largement résulté d'une sous-exploitation de la ressource forestière (accroissement continu des surfaces et de la productivité, récolte stable).
2. Cette étude combine deux scénarios sur l'évolution des déterminants des stocks forestiers et trois scénarios concernant les déterminants des émissions du secteur agricole. Sur le volet forestier, un modèle a été construit pour estimer la production et la récolte au niveau national. Sur le volet agricole, un modèle d'offre dont les paramètres ont été adaptés sur la base des résultats de l'étude INRA Prospective 2013, a été mobilisé pour projeter le niveau des variables d'activité aux horizons 2010 et 2020. La cohérence entre les jeux d'hypothèses des scénarios forestiers et agricoles en termes d'évolution des surfaces est assurée de manière externe sur la base des valorisations marginales des terres agricoles.
3. Dans les deux scénarios forestiers ("Tendanciel" et "Intensif"), les surfaces forestières augmentent à un rythme annuel de 50 kha/an, rythme légèrement inférieur à celui observé dans les dernières années. Malgré l'expansion de la surface en forêt, le puits de carbone correspondant diminue sensiblement par rapport à 2005 du fait principalement de l'augmentation de la récolte et d'une mobilisation croissante de bois-énergie sous forme de plaquettes. Dans le scénario "Tendanciel", le stockage annuel de carbone passe ainsi de 21 MtC (77 MtCO₂) en 2005 à 19 MtC (70 MtCO₂) en 2020. La baisse est encore plus marquée dans le scénario "Intensif" avec un stockage annuel s'établissant à 20 MtC (73 MtCO₂) en 2010 et 13 MtC (48 MtCO₂) en 2020.
4. Du côté des sources agricoles, le scénario central retenu (maintien de la croissance, dispositions de politique agricole en place et satisfaction des objectifs européens en matière de biocarburants) implique la poursuite de la diminution des émissions jusqu'en 2020, à un rythme néanmoins moins soutenu que durant la période 1990–2005. Les émissions d'origine agricole s'établissent ainsi à et 92,5 MtCO₂eq et 90,7 MtCO₂eq en 2010 et 2020 respectivement, soit une baisse de 5,4% en 2020 par rapport à 2005. Dans les deux scénarios qui encadrent le scénario central (S1a et S2b), les émissions agricoles décroissent également jusqu'en 2020, dans des proportions toutefois assez différentes.



Stockage de carbone (aérien) par les forêts



Émissions totales agricoles (CH₄+N₂O)

Le scénario S1a, impliquant notamment une croissance modérée et des prix plus faibles, est caracté-

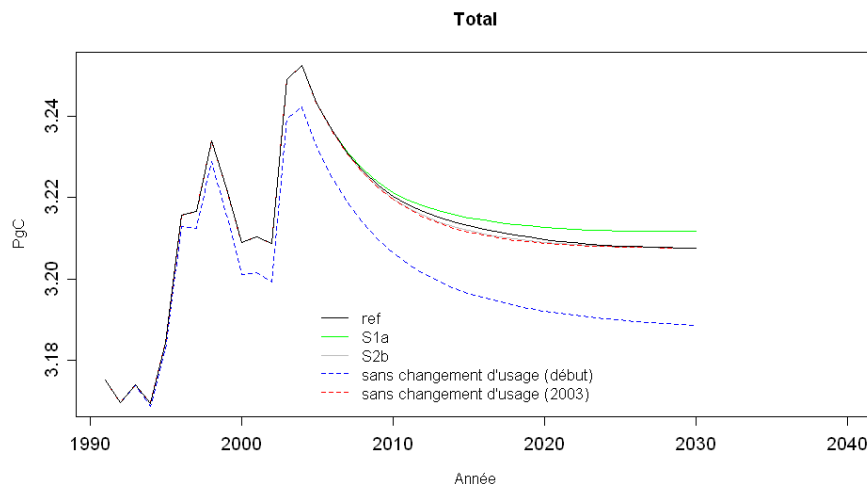
térisé par une baisse plus marquée des émissions (-12,3% en 2020 par rapport à 2005). Le scénario S2b (maintien de la croissance, réforme plus avancée de la PAC) se traduit, en 2020, par des émissions agricoles de 3,1% inférieures à leur niveau de 2005. Selon les scénarios, les sources agricoles émettraient ainsi entre 84,1 et 92,9 MtCO₂eq en 2020, à comparer aux 95,9 MtCO₂ comptabilisées en 2005.

- La plantation de taillis à courte rotation (TCR) est mise en avant pour la fourniture de biomasse à vocation énergétique. Sur la base d'une revue des données disponibles dans la littérature, le rapport propose un ordre de grandeur de la rentabilité moyenne des TCR. Des hypothèses optimistes sur les coûts d'implantation et sur le prix de la biomasse à l'hectare sont nécessaires pour que le TCR soit rentable par rapport à d'autres productions ligneuses plus classiques. L'arbitrage entre bois d'œuvre et TCR dépend des anticipations de prix de la biomasse et du bois d'œuvre. La hausse simultanée de ces deux prix rend délicate l'appréciation du développement relatif de l'un par rapport à l'autre.

Pour ce qui est du développement sur des terres agricoles, la comparaison de la rentabilité moyenne des TCR (117€/ha/an hors coût du travail et primes) et des valorisations marginales de la terre issues du modèle d'offre agricole suggère des perspectives limitées. Les conclusions du rapport quant au développement des TCR restent ainsi très prudentes. Elles nécessitent néanmoins d'être approfondies, notamment par une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale de la productivité des TCR et par une intégration avec des modèles agricoles plus poussée que celle qu'il a été possible de réaliser dans le cadre de cette étude.

- Un modèle décrivant la dynamique des stocks de carbone dans les sols français en fonction de leurs caractéristiques, du climat et de l'usage des terres a été mobilisé. L'application de ce modèle sur la période 1991–2003 montre une augmentation sensible des stocks de carbone dans les sols (qui, rapportée au stock total, n'en représente néanmoins qu'une fraction limitée).

En projection, les simulations indiquent une baisse du stock de carbone dans les sols, le stock total en 2020 s'établissant néanmoins au dessus de son niveau de 1991. Elles mettent en évidence le rôle prépondérant du climat dans cette évolution. Les simulations permettent d'isoler l'effet propre des changements d'utilisation des terres impliqués par les scénarios agricoles. Il est à noter que les changements d'usage des sols pris en compte concernent uniquement les transferts de l'agriculture vers la forêt (dérivés des scénarios forestiers) et, au sein des terres agricoles, entre terres cultivées et prairies (calculés par le modèle agricole). L'effet propre de chacun des scénarios examinés sur l'évolution des stocks est faible comparativement aux variations des émissions agricoles et du stockage par les forêts.



Évolution des stocks de carbone dans les sols français (1 PgC=1 GtC≈3,67 GtCO₂) pour les trois scénarios. La courbe en pointillés bleus représente l'effet du climat seul sur l'ensemble de la période. La courbe en pointillés rouges représente l'effet du climat seul à partir de 2004. Pour toutes les courbes, les usages des sols sont maintenus constants après 2020.

Scén.	2005(*)				2010(*)				Δ (10-05)	2020(*)				Δ (20-05)
	Agr.	For.	Sols	Tot.	Agr.	For.	Sols	Tot.		Agr.	For.	Sols	Tot.	
SC×T	95,9	-77,0	-0,1	18,8	92,5	-77,0	-0,3	15,2	-3,5	90,7	-69,7	-0,2	20,8	2,1
SC×I	95,9	-77,0	-0,1	18,8	92,5	-73,3	-0,3	18,9	0,1	90,7	-47,7	-0,2	42,8	24,1
S1a×T	95,9	-77,0	-0,3	18,6	88,4	-77,0	-0,6	10,9	-7,7	84,1	-69,7	-0,7	13,8	-4,8
S1a×I	95,9	-77,0	-0,3	18,6	88,4	-73,3	-0,6	14,5	-4,0	84,1	-47,7	-0,7	35,8	17,2
S2b×T	95,9	-77,0	0,0	18,9	94,3	-77,0	-0,1	17,3	-1,6	92,9	-69,7	0,0	23,2	4,3
S2b×I	95,9	-77,0	0,0	18,9	94,3	-73,3	-0,1	21,0	2,1	92,9	-47,7	0,0	45,2	26,3

(*) Les émissions agricoles comprennent les émissions de CH₄ et de N₂O liées à la fermentation entérique, aux sols agricoles, à la gestion des effluents d'élevage et à la riziculture (voir chapitre 4). Le stockage dans les forêts correspond au carbone séquestré dans la biomasse forestière aérienne (voir chapitre 3). Le compartiment "Sols" correspond au seul effet du changement d'utilisation des terres (issus du modèle agricole) sur les stocks de carbone dans les sols (voir chapitre 6).

Tableau récapitulatif des émissions (+) et absorptions (-) en MtCO₂eq/an pour les trois compartiments (émissions agricoles, stockage dans les forêts et dans les sols) selon les différentes combinaisons de scénarios.

7. Un effort important a été entrepris pour affiner la méthode d'évaluation des émissions liées à la fermentation entérique (29% des émissions françaises de gaz à effet de serre d'origine agricole comptabilisées en CO₂-eq par le CITEPA en 2005). Ce travail a concerné à la fois l'estimation des effectifs animaux, leur alimentation et la détermination des facteurs d'émission.

Pour l'année 2006, les travaux aboutissent aux résultats suivants :

- Des effectifs supérieurs pour certaines catégories (équins, agneaux et bovins en croissance) ;
- Une productivité plus grande et des quantités d'aliments ingérés supérieures (cas des vaches laitières) ;
- Une réévaluation des émissions de méthane par les animaux. De nouvelles équations de prédiction des facteurs de conversion (Y'_m) ont été établies pour les ruminants. Ces facteurs correspondent d'une part, aux rations distribuées à l'auge en France, rations sans fourrages conditionnés et contenant au maximum 50% d'aliments concentrés dans le cas des femelles laitières, et d'autre part, à la consommation d'herbe au pâturage ;
- Enfin, il a été tenu compte de l'accroissement de la dépense énergétique des animaux au pâturage, due à leurs déplacements et estimée à environ 20% de leurs besoins énergétiques d'entretien.

La prise en compte de cet élément a abouti à une augmentation du facteur d'émission de 5 et 3 kg CH₄/animal/an pour les vaches laitières et les bovins en croissance, respectivement.

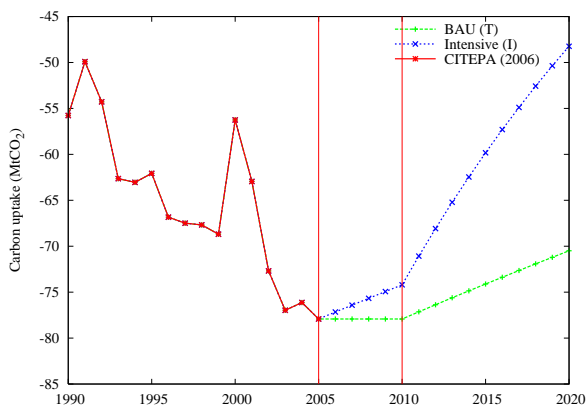
Le travail sur les facteurs d'émission de CH₄ réalisé fournit des relations qui sont susceptibles d'améliorer les inventaires français d'émissions. En combinant ces résultats avec l'évolution des effectifs et des rendements laitiers issus du scénario central agricole, les émissions de CH₄ entérique diminueraient de 2,5% en 2010 et de 7% en 2020 par rapport à 2006.

L'influence de l'alimentation sur les émissions de méthane entérique est une donnée importante à prendre en compte. L'emploi de suppléments alimentaires (contenant des lipides riches en acides gras insaturés) des rations distribuées à l'auge pourrait entraîner une réduction des émissions de méthane des ruminants (-8% en moyenne pour les animaux laitiers recevant ces compléments). Appliqués aux vaches laitières, ces traitements renforceraient d'autant la baisse des émissions due à la diminution des effectifs mise en évidence dans les scénarios agricoles.

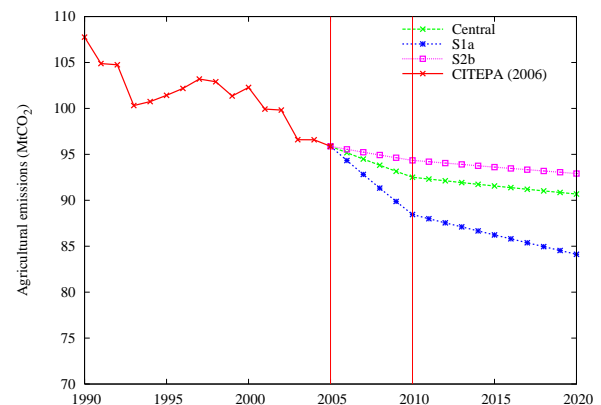
8. La contribution des effluents d'élevage aux émissions est à la fois importante (20% des émissions de l'agriculture française en 2005) et incertaine du fait de la variabilité des phénomènes biologiques et du manque de données adaptées au contexte français. Ce rapport propose une application de la méthode de comptabilisation du Giec (Tier 2) adaptée aux données françaises et propose des voies d'amélioration pour les inventaires d'émissions.

Summary and main conclusions

1. In 2005, the share of agriculture in French total greenhouse gas emissions ranges from 17% to 20%, depending on the retained delineation of agricultural sources. Net carbon sequestration due to LULUCF-related activities reduces gross emissions by 11%. Agricultural emissions have markedly dropped between 1990 and 2005 (-11%). In the meantime, the net annual carbon uptake has increased by 85%. Agricultural and forestry sectors have thus significantly contributed to the decrease in French total net emissions since 1990. Two drivers played a major role in the evolution of agricultural sources : the reduction in cattle numbers (although slightly mitigated by an increase in emission factors), and the decline in total synthetic fertilizer use. The strengthening of carbon sinks since 1990 is explained by sustained forest area expansion, increasing productivity, and stable harvest, which has resulted in under-exploitation of forest resources.
2. The present study combines two forestry and three agricultural scenarios. On the forestry side, a model has been developed to project national levels of production and harvest. As for agriculture, a supply-side model has been adapted based on the results of a recent prospective study conducted by INRA (Prospective 2013). This model is used to project the levels of the relevant activity variables in 2010 and in 2020. The underlying agricultural and forestry area development paths are made consistent based on the marginal values of agricultural land as computed by the agricultural model.
3. Both forestry scenarios (“Business as usual” and “Intensive”) assume that the pace of forest area expansion will be slightly slower between 2005 and 2020 (50 kha/yr) than what prevailed in the recent years. Despite expanding forest area, carbon sequestration in above-ground forest biomass is projected to decrease compared to 2005 levels, mostly because of more intensive harvest and a rapidly-growing use of pellets for energy. In the “Business-as-usual” scenario, total annual sequestration in above-ground biomass is down from 21 MtC (77 MtCO₂) in 2005 to 19 MtC (70 MtCO₂) in 2020. This decrease is more pronounced in the “Intensive” scenario, with forests sequestering 20 MtC (73 MtCO₂) annually in 2010 and 13 MtC (48 MtCO₂) in 2020.
4. The “central” agricultural scenario assumes that current CAP provisions are maintained, a steady economic growth, and the fulfillment of European biofuel objectives. This scenario results in the continuation of the decrease in agricultural emissions between 2005 and 2020, although at a slower pace than between 1990 and 2005. French agriculture is projected to emit 92.5 MtCO₂eq in 2010 and 90.7 MtCO₂eq in 2020, with agricultural emissions down by 5.4% in 2020 from their 2005 levels. The two alternative scenarios (S1a et S2b), also characterized by a declining trend in agricultural emissions between 2005 and 2020, differ in the magnitude and pace of this decrease.



Annual sequestration in above-ground forest biomass



Agricultural emissions (CH₄+N₂O)

The S1a scenario involves slower economic growth and lower agricultural prices. This scenario is

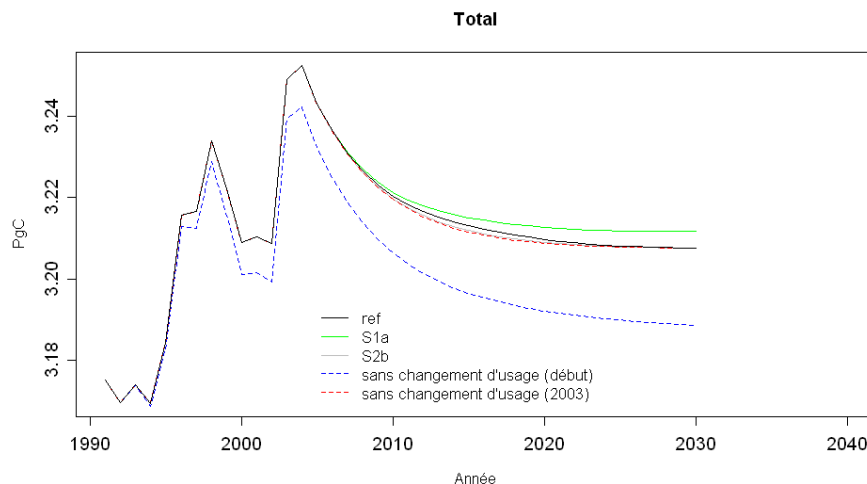
characterized by agricultural emissions 12.3% lower in 2020 than in 2005. The S2b scenario (sustained growth and implementation of further CAP reforms) implies a 3.1% reduction in emissions between 2005 and 2020. The resulting agricultural emissions range from 84.1 to 92.9 MtCO₂eq in 2020 across the three scenarios, to be compared with 95.9 MtCO₂ reported in 2005.

- The use of short rotation coppice (SRC) has been advocated as a potential source of biomass-based energy. We propose an assessment of the average profitability of SRC based on a literature review. Optimistic assumptions are needed regarding plantation costs and biomass prices for SRC to be profitable compared to standard forestry production. The trade-off between wood products and biomass-for-energy depends on relative prices anticipations. The simultaneous increase in both prices makes difficult a clear-cut appreciation about the relative development of one production over the other.

When compared with the marginal values of agricultural land computed by the agricultural model, the calculated average profitability of SRC (117 €/ha/yr excluding labor costs and CAP payments) also suggests limited perspectives for the development of SRC on agricultural land. One should however remain careful when drawing conclusions regarding the potential expansion of SRC area, as further research is needed to account for spatial variability in SRC productivity and achieve further integration with agricultural economic models.

- As for carbon stocks in soils, a model that describes the dynamics of soil carbon as depending on soil characteristics, climate and land use has been utilized. The results over the 1991–2003 period indicate a significant (albeit small in relative terms) increase in French total soil carbon stock.

Over the projection period, the simulations indicate a decrease in the total soil carbon stock. By 2020, the total stock nevertheless remains higher than in 1991. The simulations highlight the prime role played by climate in this evolution. The model allows to single out the effect of land use changes implied by the three agricultural scenarios. It is important to note that the land-use changes included in the carbon model only represent the transfers from agricultural to forest land (as derived from the forestry scenarios), and within agricultural land between grass- and cropland (as computed by the agricultural model). These land-use changes are found to have a minor impact on the evolution of total soil carbon stocks relatively to the changes in agricultural emissions and carbon uptake by forests.



Evolution of carbon stock in French soils (1 PgC=1 GtC≈3.67 GtCO₂) for the three agricultural scenarios. The dashed, blue curve represents the effect of climate only, keeping land-use constant as it was in 1991. The dashed, red curve represents the sole effect of climate from 2004 on. In all simulations, land use is kept constant from 2020 on.

Scen.	2005 ^(*)				2010 ^(*)				Δ (10-05)	2020 ^(*)				Δ (20-05)
	Agr.	For.	Soil	Tot.	Agr.	For.	Soil	Tot.		Agr.	For.	Soil	Tot.	
SC×T	95.9	-77.0	-0.1	18.8	92.5	-77.0	-0.3	15.2	-3.5	90.7	-69.7	-0.2	20.8	2.1
SC×I	95.9	-77.0	-0.1	18.8	92.5	-73.3	-0.3	18.9	0.1	90.7	-47.7	-0.2	42.8	24.1
S1a×T	95.9	-77.0	-0.3	18.6	88.4	-77.0	-0.6	10.9	-7.7	84.1	-69.7	-0.7	13.8	-4.8
S1a×I	95.9	-77.0	-0.3	18.6	88.4	-73.3	-0.6	14.5	-4.0	84.1	-47.7	-0.7	35.8	17.2
S2b×T	95.9	-77.0	0.0	18.9	94.3	-77.0	-0.1	17.3	-1.6	92.9	-69.7	0.0	23.2	4.3
S2b×I	95.9	-77.0	0.0	18.9	94.3	-73.3	-0.1	21.0	2.1	92.9	-47.7	0.0	45.2	26.3

(*) Agricultural emissions include CH₄ and N₂O from enteric fermentation, agricultural soils, manure management and rice cultivation (see chapter 4). Forest uptake corresponds to carbon sequestration in above-ground forest biomass (see chapter 3). Soil sequestration corresponds to the effect of land-use changes (derived from the agricultural model) only on soil carbon stocks (see chapter 6).

Emissions (+) and uptake (-) in MtCO₂eq/yr for agricultural emissions, carbon uptake by forests and soil carbon sequestration, and for the different combinations of scenarios.

7. An important effort has been undertaken to improve the existing accounting methods of methane emissions from enteric fermentation, which represent 29% of 2005 French greenhouse gas emissions from agriculture reported (in CO₂eq) by CITEPA. A particular attention has been paid to the assessment of animal numbers, animal feeding and emission factors.

For the year 2006, findings include :

- Higher animal numbers for some animal categories (horses and mules, lambs, fattening cattle) ;
- A greater productivity and larger quantities of ingested feedstuff (in the case of dairy cows) ;
- Updated evaluations of methane emissions from livestock. New equations that predict conversion factors (Y'_m) have been established. These factors correspond to French trough-fed diets (without processed forages and containing a maximum of 50% of concentrates) for dairy cows and to grass consumption for grazing animals.
- The increase in energy expense for grazing animals to acquire feed has been taken into account and has been estimated to represent about 20% of maintenance energy requirements. This leads to an increase of the emission factor of 5 and 3 kg for dairy cows and growing/fattening cattle, respectively.

Some of the equations proposed in this work are directly implementable in the emission reporting process and may contribute to improving the accuracy of French emission inventories. Combining these results with the trends in animal numbers involved by the "central" agricultural scenario, CH₄ emissions from enteric fermentation are found to decrease by 2.5% in 2010 and by 7% in 2020 relatively to their 2006 levels.

The effect of animal feeding on methane emissions from enteric fermentation is important. The use of lipid supplements containing unsaturated fatty acid may result in lower methane emissions by ruminants (-8% on average for treated dairy cattle). For dairy cows, such supplementation of diets could thus strengthen the decrease in emissions due to the projected reduction in animal numbers.

8. The contribution of manure management emissions is both important (20% of French greenhouse gas emissions from agriculture in 2005) and uncertain because of the variability of the involved biological processes and the lack of data well-suited for the context prevailing in France. This report proposes an application of the Tier-2 IPCC method adapted to French data and suggests some improvements for emission inventories.

Première partie

Les émissions françaises des secteurs agricoles et forestiers

Ce chapitre replace les émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine agricole dans le contexte plus large des émissions totales françaises et présente la démarche adoptée dans l'établissement des projections. Les émissions d'origine agricole (définition restreinte) représentent 17% des émissions brutes françaises en 2005. La baisse de 11% de ces émissions depuis 1990 est une composante importante de la bonne tenue de la France au regard de son engagement au titre du Protocole de Kyoto. L'augmentation du puits net lié à l'usage des sols, principalement due à l'augmentation du puits forestier, a contribué également à réduire les émissions nettes françaises. Par leur caractère diffus, la prépondérance des gaz autres que le CO₂ et leur dimension biologique et dynamique, les puits/sources des secteurs agricole et forestier occupent une place particulière. Ils constituent également des éléments clés pour le respect des objectifs de réduction pour la période "post-Kyoto", notamment du fait de la mise en avant de l'utilisation de la biomasse à des fins énergétiques.

1 Contribution des secteurs agricoles et forestiers aux émissions de GES françaises

1.1 Une contribution importante des secteurs agricole et forestier

Dans la méthodologie d'inventaire qui prévaut au niveau international (IPCC, 1996; Mosier et Kroeze, 2001; Paustian *et al.*, 2006), sont comptabilisées dans la catégorie "Agriculture" les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) résultant des apports d'azote (minéral et organique) sur les sols agricoles et de la gestion des effluents d'élevage et celles de méthane (CH₄) dues à la fermentation entérique, à la gestion des effluents d'élevage et à la riziculture.

À cette définition relativement restrictive, il convient d'ajouter les émissions dues à l'utilisation d'énergie dans le secteur agricole (principalement dioxyde de carbone, CO₂). Celles-ci sont comptabilisées dans la catégorie "Énergie" dans la classification du Giec.

Enfin, les secteurs agricole et forestier jouent un rôle important dans les variations des stocks de carbone à la fois dans la biomasse aérienne et dans les sols. Les puits ou sources correspondants sont reportés dans une catégorie à part ("Utilisation des terres, changements d'utilisation des terres et la foresterie" ou UTCF). L'UTCF constitue également, dans des proportions néanmoins beaucoup plus faibles, une source de N₂O et de CH₄.

Selon le dernier inventaire d'émissions disponible (2006), les émissions de GES d'origine agricole, au sens le plus restreint, représentaient en 2005 un total d'environ 96 MtCO₂eq, soit environ 17 % des émissions brutes totales françaises (19% des émissions nettes)¹. Le chapitre UTCF constitue un puits net qui contribue à réduire le total national des émissions de 63 MtCO₂eq, soit 11% des émissions brutes. L'utilisation d'énergie dans le secteur agricole est responsable d'un peu moins de 10 MtCO₂eq (moins de 2% des émissions brutes françaises).

La contribution relative de l'agriculture et de la forêt-bien qu'en baisse depuis 1990-est plus importante en France que dans la plupart des autres États Membres de l'UE. Pour l'ensemble des pays de l'UE-15, la contribution de l'agriculture au sens restreint s'élève ainsi à un peu moins de 10% des émissions totales (European Environment Agency, 2007, chiffres 2005, à comparer aux 19% français). La part élevée des émissions d'origine agricole constitue ainsi une particularité française due à la fois à un poids moindre des émissions liées à l'utilisation d'énergie fossile et à l'importance du secteur agricole français.

¹On distingue ici les émissions *brutes*, qui recouvrent l'ensemble des sources d'émissions, des émissions *nettes* (sources - puits).

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Autres gaz	Total
	(MtCO ₂ -eq)				
Émission brutes totales	416,6	56,7	70,8	14,2	558,4
Agriculture	-	41,0	54,9	-	95,9
<i>Fermentation entérique</i>	-	27,8	-	-	27,8
<i>Gestion des effluents d'élevage</i>	-	13,1	6,1	-	19,1
<i>Riziculture</i>	-	0,1	-	-	0,1
<i>Sols agricoles</i>	-	-	48,8	-	48,8
Énergie (secteur agricole)	9,4	0,0	0,1	-	9,5
UTCF	-65,3	0,6	1,7	-	-63,0
Émissions nettes totales	351,4	57,3	72,5	14,2	495,4

Source : CITEPA (2006) pour l'année 2005

TAB. 1.1 – Émissions françaises de GES en 2005.

1.2 Des émissions en baisse et un puits en hausse depuis 1990

La contribution des émissions des secteurs agricole et forestier ne se limite pas aux niveaux absolus des émissions totales françaises. Ces secteurs ont joué également un rôle majeur dans l'évolution des émissions totales depuis 1990, année de référence au titre du Protocole de Kyoto.

Durant la période 1990–2005, les émissions brutes totales (hors UTCF) françaises ont affiché une légère baisse (-1,8%, figure 1.1). Les émissions agricoles ont fortement contribué à cette baisse. Sur cette période, l'augmentation du puits net lié à l'UTCF (+85%) conjuguée à la baisse des émissions des catégories "Agriculture" et "Consommation d'énergie dans le secteur agricole" (respectivement de 11% et 11,8%) ont contrebalancé la légère hausse des émissions françaises des autres secteurs (+0,6%), permettant ainsi aux émissions nettes françaises totales d'afficher une baisse de 7,1%. Sur la figure 1.1, la contribution du puits lié à l'UTCF est apparente dans le "décrochage" entre émissions nettes et brutes, particulièrement marqué depuis 2000.

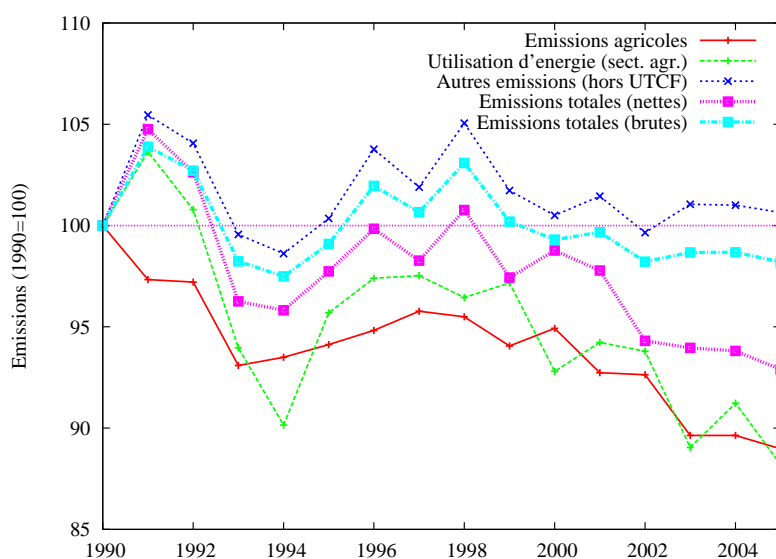


FIG. 1.1 – Évolution des émissions françaises de GES (1990–2005). Source CITEPA (2006).

Rappelons que l'objectif attribué à la France dans le cadre du partage de l'engagement européen à Kyoto est une stabilisation des émissions à leur niveau de 1990 à l'horizon 2012. Un message important porté par

la figure 1.1 est que la bonne tenue des émissions françaises au regard de cet engagement a été en grande partie permise par la baisse des émissions d'origine agricole.

À la différence des émissions agricoles de CH₄ et de N₂O et des autres secteurs fossiles où la comptabilité est dite "nette-nette", le mode de comptabilisation particulier des puits de carbone² prévu aux articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto correspond à une approche "brute-nette". Une comptabilité "brute-nette" rémunère un effort absolu, car elle ne fait pas référence à une année donnée. Une comptabilité "nette-nette" rémunère un effort relatif : il faut faire mieux que pendant l'année de référence. En conséquence, tout ce qui est déclaré comme absorptions au titre des articles 3.3 et du 3.4 du Protocole de Kyoto constitue un "bonus" facile à obtenir.

Enfin, notons que la baisse des émissions observée depuis 1990 n'est que très peu en lien avec des mesures visant directement à renforcer les puits ou réduire les émissions de GES du secteur. Les principaux déterminants de cette baisse tiennent à la diminution des effectifs animaux (notamment bovins laitiers) et à celle de l'utilisation totale d'engrais azotés du côté des sources, et à l'expansion des surfaces forestières et de l'accroissement du côté du puits. Pour la plus grande part, ces évolutions sont liées à l'évolution de la Politique Agricole Commune depuis 1990, au contexte économique du secteur et aux gains de productivité, non à une politique spécifiquement dirigée vers la régulation des émissions de ces secteurs. À titre d'illustration, les puits/sources des secteurs agricole et forestier sont exclues du marché "carbone" européen, à ce jour le principal instrument économique de régulation des émissions de GES. L'accès à ce marché est en effet réservé aux acteurs fortement émetteurs de CO₂ dans les secteurs où les émissions sont beaucoup plus concentrées (par exemple la fourniture d'énergie).

2 Spécificités des émissions d'origine agricole

2.1 Variables d'activité, facteurs d'émission et pratiques agricoles

Schématiquement, les émissions de GES comptabilisées dans les inventaires nationaux pour chaque source résultent du produit d'une ou plusieurs *variables d'activité* et de *facteurs d'émission*. Les recommandations du Giec (Penman *et al.*, 2001) fournissent un cadre général commun pour le calcul des émissions en fixant à la fois les variables d'activité pertinentes, les modes de calcul adéquats ainsi que des facteurs d'émission par défaut.

Une certaine latitude est néanmoins laissée dans le choix des méthodes applicables à chaque source dans les conditions spécifiques qui prévalent dans chaque pays. Cette latitude concerne le choix du niveau d'agrégation, le degré de finesse retenu dans les modes de calcul et le choix des facteurs d'émission applicables. Ce choix est encadré par la triple contrainte de transparence des modes de calculs utilisés, de disponibilité de données statistiques fiables et actualisables et de justification de modes de calculs/facteurs d'émission différents de ceux proposés par le Giec sur la base de travaux validés scientifiquement. Les inventaires font par ailleurs l'objet d'un processus d'évaluation externe.

Les principales variables d'activité pertinentes pour les sources agricoles (effectifs animaux, surfaces, utilisation d'engrais azotés) sont bien identifiées et bien renseignées statistiquement lorsque l'on raisonne à un niveau agrégé. Les sources statistiques sur l'utilisation des sols ou sur la forêt permettent également de suivre les variables d'activité déterminantes pour l'estimation des puits/sources liés à l'UTCF.

La difficulté principale dans l'estimation des émissions/absorptions de GES d'origine agricole tient plus aux facteurs d'émission qu'aux variables d'activité. Cette difficulté est liée à la dimension biologique inhérente aux processus d'émissions. Cette dimension biologique induit une variabilité spatiale et temporelle

²L'inclusion des puits dans les émissions prises en compte au titre des engagements au titre du Protocole de Kyoto fait l'objet d'un traitement spécifique et assez complexe. Les puits/sources dus au boisement, reboisement, déboisement sont comptabilisés au titre de l'article 3.3 de manière obligatoire. En revanche, les émissions/absorptions liées à la gestion forestière, la restauration du couvert végétal, la gestion des cultures ou des prairies sont comptabilisées de manière facultative par les pays. Pour diverses raisons, la France a décidé de ne comptabiliser que le puits lié à la gestion forestière. La prise en compte de ce puits est plafonnée à 3,2 MtCO₂eq/an.

de certains facteurs d'émission plus grande que celle qui prévaut pour les émissions liées à l'utilisation d'énergie fossile.

Les lignes directrices du Giec (Mosier et Kroeze, 2001; Eggleston *et al.*, 2006) pour l'établissement des inventaires utilisent l'état de l'art des connaissances scientifiques pour proposer des facteurs d'émission. Calculés sur la base de relations moyennes agrégeant les mesures disponibles dans différents contextes, ces facteurs peuvent toutefois ne refléter qu'imparfaitement l'effet de certaines pratiques sur les émissions dans les conditions d'un pays donné (Freibauer, 2003). La "fragilité" de l'application de ces relations moyennes a été illustrée récemment par la remise en cause des facteurs d'émission de N₂O par Crutzen *et al.* (2007).

Ce constat appelle deux commentaires :

1. **Il est important de distinguer les émissions "réelles" des émissions qui sont comptabilisées(ables) dans les inventaires.** Même si les secondes visent à refléter le plus fidèlement possible les premières sur la base des connaissances actuelles, un écart peut demeurer du fait de la complexité des processus en cause ou du manque de données. Il en résulte que l'effet de certaines pratiques sur les émissions "réelles" de GES ne peut être comptabilisé, soit parce que les méthodes ne sont pas encore validées, soit parce que les données nécessaires ne sont pas disponibles à un niveau de désagrégation suffisant. Les liens entre l'alimentation animale et les émissions liées à l'élevage fournissent un bon exemple en la matière. Des modifications dans l'alimentation ou de la productivité des activités animales sont susceptibles d'influencer les émissions (voir chapitre 7), mais cet effet peut être "noyé" voire ignoré dans les inventaires si les relations utilisées reposent sur des relations moyennes par tête.
2. **Un effort de recherche est nécessaire** pour mieux représenter les processus d'émissions dans les inventaires et donc réduire au maximum l'écart entre émissions "réelles" et "comptabilisables". C'est une des ambitions de cette étude que de contribuer à l'avancée des connaissances scientifiques des relations entre activités et émissions et à l'amélioration de la comptabilisation dans les inventaires français.

Le présent exercice de projection des émissions doit tenir compte de cette difficulté. Dans une perspective politique, l'accent doit être mis sur les efforts de réduction d'émissions trouvant une traduction *effective* dans les inventaires d'émissions. Dans le même temps, il est important d'identifier les facteurs/rerelations d'émission qui sont susceptibles d'être remis en cause sur la base des avancées récentes des connaissances scientifiques.

2.2 Des émissions principalement dans des gaz autres que le CO₂

Une des spécificités du secteur agricole tient à la prépondérance des émissions en gaz autres que le CO₂. L'agriculture est en effet le principal secteur émetteur de méthane et de protoxyde d'azote, représentant respectivement 72% et 77% des émissions brutes françaises en ces deux gaz (cf tableau 1.1).

La question de l'agrégation des émissions de différents gaz à effet de serre en "équivalents CO₂" revêt ainsi une importance particulière pour le secteur agricole. Par souci de cohérence avec les chiffres publiés par le CITEPA, nous convertissons (sauf mention contraire explicite) les émissions de N₂O et de CH₄ en CO₂eq sur la base des Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) à 100 ans indiqués dans le second rapport du Giec (Albritton *et al.*, 1995, PRG_{CH₄} = 21, PRG_{N₂O} = 310).

Ces coefficients d'équivalence, calculés pour différents horizons, sont présentés dans le tableau 1.2. La valorisation des émissions de CH₄, gaz à durée de vie courte, peut ainsi varier d'un facteur 10 en tCO₂eq selon que l'horizon retenu pour le calcul de l'équivalence entre gaz à effet de serre est de 20 ans ou de 500 ans. La convention adoptée au niveau international consiste à retenir un horizon de 100 ans, horizon cohérent avec les projections des modèles climatiques.

Les réactualisations successives des estimations des PRG depuis 1995 (Ramaswamy *et al.*, 2001; Forster *et al.*, 2007) ont été significatives, bien que leur influence sur la valeur de l'indice soit moindre que celle de l'horizon temporel.

Mécaniquement, l'application des PRG à 100 ans figurant dans le dernier rapport du Giec conduirait à

	Pouvoir de Réchauffement Global								
	20 ans			100 ans			500 ans		
	SAR (1995)	TAR (2001)	AR4 (2007)	SAR (1995)	TAR (2001)	AR4 (2007)	SAR (1995)	TAR (2001)	AR4 (2007)
CO ₂	1	1	1	1 ^(*)	1	1	1	1	1
CH ₄	56	62	72	21 ^(*)	23	25	6,5	7	7,6
N ₂ O	280	275	289	310 ^(*)	296	298	170	156	153

(*) Valeurs de référence pour le Protocole de Kyoto et les inventaires nationaux.

Sources : Albritton et al. (1995); Ramaswamy et al. (2001); Forster et al. (2007).

TAB. 1.2 – Pouvoirs de Réchauffement Global fournis dans les trois derniers rapports du Giec.

une augmentation des émissions de CH₄ exprimées en tCO₂eq de 19% (de 21 à 25), et à une réduction des émissions de N₂O de 4% (de 310 à 298). Si, comme c'est probable, il est décidé au cours des négociations à venir de s'appuyer sur les estimations les plus récentes du PRG, le poids relatif des émissions de méthane s'en trouvera donc nécessairement renforcé, impliquant notamment une contribution relative accrue des émissions du secteur de l'élevage³.

2.3 Des sources diffuses qui concernent l'ensemble des activités agricoles

Par contraste avec d'autres secteurs de l'économie, les émissions d'origine agricole résultent de l'activité d'un grand nombre d'exploitants répartis sur l'ensemble du territoire. Le caractère diffus des sources d'émissions est renforcé par le fait que toutes les activités du secteur sont concernées à des degrés divers, que ce soit directement du fait de l'impact des activités de production sur les émissions, ou à travers le lien à l'utilisation des sols et les conséquences sur les stocks de carbone.

De plus, les différentes sources d'émissions sont liées entre elles par des relations complexes au sein même des exploitations. Les émissions dues à l'élevage (fermentation entérique, gestion des effluents) sont liées à celles dues aux activités végétales à travers l'alimentation animale ou l'épandage de l'azote organique des effluents. Le niveau de ces émissions interagit en outre avec l'utilisation des terres (partage cultures/prairies par exemple) qui affecte en retour les stocks de carbone des sols.

La vision analytique que donnent les inventaires d'émissions tend à "gommer" ces interactions en examinant séparément les différents puits/sources d'émissions. Il est important dans la démarche prospective de cette étude d'identifier et de tenir compte de ces interactions.

3 L'agriculture et la forêt dans le contexte des objectifs de réduction français et européens

3.1 Des objectifs français et européens ambitieux de réduction des émissions

Au début de l'année 2007, l'UE s'est engagée à réduire de 20% ses émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2020 par rapport à leurs niveaux de 1990 (Conseil de l'Union Européenne, 2007). L'objectif de réduction pourra même être plus important (30%) en fonction du résultat des négociations internationales

³L'agrégation des GES à l'aide du PRG fait l'objet d'un débat au sein de la communauté scientifique. Ce débat mobilise des arguments à la fois d'ordre climatique et d'ordre économique. D'un point de vue économique, l'utilisation du PRG tend à gommer l'influence de l'hétérogénéité des temps de résidence atmosphérique des différents GES dans les analyses économiques du fait du choix arbitraire de l'horizon temporel et de l'absence d'actualisation (De Cara *et al.*, 2007). Certaines études économiques concluent ainsi que l'utilisation du PRG conduit à une "survalorisation" des émissions de gaz à durée de vie courte comme le méthane pour atteindre un objectif de température à long terme (Manne et Richels, 2001). Bien que le dernier rapport du Giec (Forster *et al.*, 2007) fasse état de ce débat, une remise en cause du mode d'agrégation des émissions de GES ne paraît pas probable dans un futur proche.

pour la période "post-Kyoto". Cette démarche s'inscrit dans la volonté affichée par l'UE de limiter l'augmentation de température à 2°C par rapport à l'ère pré-industrielle.

Cet objectif marque un changement de rythme significatif par rapport à ce qui a pu être accompli sur les quinze dernières années. De 1990 à 2005, les émissions totales de l'UE-15 ont baissé de 1,5% (4% si l'on inclut l'UTCF)⁴, réductions qui sont à comparer à l'objectif pris à Kyoto de -8% en 2012 (European Environment Agency, 2007).

L'effort européen devra être partagé entre les États Membres. Lors des négociations intra-UE qui ont eu lieu en 1997, le partage de l'objectif de -8% avait abouti à un éventail large d'objectifs nationaux pour les quinze États Membres. Ce partage avait notamment été guidé par les marges de manœuvre laissées par les transitions énergétiques (notamment du charbon vers le gaz) dans certains grands pays. Une partie de ces marges de manœuvre étant maintenant épuisée, d'autres volants de réduction devront être trouvés.

Comme il a été rappelé plus haut, la part des émissions nettes des secteurs agricole et forestier dans les émissions totale a baissé depuis 1990. La marge de manœuvre en provenance de ces secteurs s'est ainsi amenuisée. Toutefois et pour des raisons différentes de celles qui ont prévalu par le passé, les secteurs agricole et forestier demeurent des secteurs clés dans la tenue de ces engagements, notamment du fait de leur rôle dans les objectifs en termes de biomasse énergétique (20% d'énergie renouvelable en 2020, 10% d'incorporation de biocarburants).

L'objectif français de se placer sur un sentier d'émissions compatible avec une division par quatre des émissions de GES à l'horizon 2050 (de Boissieu, 2006) a été rappelé dans les conclusions récentes du Grenelle de l'environnement (automne 2007). Pour les secteurs agricole et forestier, les principaux volants de réduction envisagés dans le rapport du groupe "facteur 4" tiennent également au rôle que peuvent jouer l'agriculture et la forêt dans la fourniture d'énergie renouvelable.

3.2 Importance de la thématique "bio-énergie"

L'émergence (le retour) des questions liées à l'utilisation de la biomasse à des fins énergétiques a été justifiée par la triple vertu de (i) contribuer à l'indépendance énergétique dans le contexte de prix du pétrole en hausse ; (ii) faire appel à du carbone en cycle "court" en substitution à des énergies fossiles, permettant ainsi ne pas contribuer à l'augmentation des concentrations de CO₂ ; (iii) fournir des débouchés aux produits agricoles dans un contexte de prix agricoles réels en baisse sur longue période qui a prévalu jusqu'à une période récente⁵.

Ces trois arguments ont été utilisés, avec des poids variables, pour promouvoir des plans ambitieux de développement des utilisations de la biomasse à des fins énergétiques en France, en Europe et ailleurs dans le monde. Chacun de ces trois arguments donne lieu à un débat dans la communauté scientifique, débat qui n'est pas stabilisé et qui a largement gagné l'opinion publique.

Pour ce qui nous concerne ici, le recours croissant à ces sources d'énergie place au centre des discussions les questions touchant à l'utilisation des sols et à ses implications pour les sources/puits de GES. Le contexte a ainsi profondément été modifié par rapport à celui qui prévalait lors des précédentes projections d'émissions pour lesquelles il était envisageable de considérer séparément d'une part les activités agricoles (principalement déterminées par les politiques agricoles en place et les conditions de marché), et de l'autre les activités forestières.

Ces nouveaux développements soulèvent quatre questions principales concernant :

- Les impacts sur les prix des produits agricoles et de la forêt ;

⁴Si l'on considère l'ensemble de l'UE-27, la réduction des émissions depuis 1990 est plus marquée (7,9% hors UTCF et 10,1% avec UTCF). Cette évolution est en partie due à la transition dans les nouveaux États Membres.

⁵La hausse relativement récente des prix des matières premières agricoles illustre partiellement l'effet de l'apparition d'une nouvelle demande énergétique sur les marchés agricoles. Elle résulte néanmoins de la conjonction de composantes structurelles et conjoncturelles qui ont affecté à la fois l'offre agricole et la demande alimentaire et énergétique et ne peut être imputée entièrement au seul développement des biocarburants Schmidhuber (2007).

- La pression sur la terre entre les usages agricoles à des fins alimentaires et non alimentaires, les usages forestiers et les autres usages ;
- Le partage entre les différentes sources d'énergie non fossile ainsi qu'entre les produits issus de l'agriculture et de la forêt (cultures énergétiques, bois et sous-produits, cultures dédiées) ;
- Les capacités de l'offre domestique à satisfaire les objectifs d'incorporation.

Ces quatre points sont bien entendu très liés. L'équilibre qui sera atteint dans les quinze prochaines années sur chacun de ces points dépend entre autres de facteurs (i) économiques (maintien d'une demande mondiale de matières premières forte, raréfaction de l'offre d'énergie fossile, coûts relatifs de production des substituts aux énergies fossiles), (ii) techniques (potentiels relatifs des différentes sources d'énergie renouvelable, maturité des procédés dits "de deuxième" génération, intensité énergétique de la demande) et (iii) politiques (mécanismes d'incitation, politiques commerciales).

Ces équilibres mettent en jeu des processus dont les effets sur les émissions nettes sont contradictoires. Si le recours à la biomasse à des fins énergétiques permet effectivement de réduire la pression à la hausse sur les concentrations en CO₂ en aval, les gains en surface (par exemple sur les prairies) et/ou l'intensification de la production pour satisfaire cette nouvelle demande (via par exemple un recours accru aux engrais azotés) sont de nature à accroître les émissions et réduire les puits du côté de la production. Les études qui se sont penchées sur les bilans nets en termes d'émissions de GES des cultures énergétiques ne sont pas toujours concordantes (Shapouri *et al.*, 1995; ADEME/DIREM, 2002; Pimentel, 2003; Farrell *et al.*, 2006). Elles montrent en outre une grande variabilité entre les produits/procédés (OECD, 2006; Rajagopal et Zilberman, 2007).

Dans les prospectives énergétiques de long terme, le recours aux biocarburants et à la biomasse lignocellulosique reste néanmoins un élément déterminant. Dans un rapport récent concernant les transports à l'horizon 2050, ces sources d'énergie sont supposées fournir de 8 à 50% des carburants liquides nécessaires aux transports (Conseil Général des Ponts et Chaussées, 2006, p. 22–23). Cette évolution requiert d'utiliser l'ensemble de la biomasse et de ne pas se limiter aux seuls sucres ou huiles. Sur la base de rendements nets de l'ordre de 2 à 5 tep/ha, le scénario le plus ambitieux (scénario 1, 50% des carburants liquides) nécessite de mobiliser de 8 à 10 Mha, soit l'équivalent de la surface française actuelle en céréales. Une telle évolution laisse ainsi ouverte la question de la disponibilité de ressources en terre pour satisfaire la demande alimentaire et les autres besoins énergétiques (chauffage par exemple).

4 Démarche et organisation du rapport

4.1 Principes généraux

Les termes de l'étude couvrent un champ d'investigation large et affichent des objectifs ambitieux, notamment en ce qu'ils nécessitent de faire appel à des domaines qui ne sont pas forcément "stabilisés" d'un point de vue scientifique. Les interactions complexes qui lient les sources/puits du secteur nécessitent de plus de mobiliser et de coordonner les travaux de chercheurs exerçant dans différentes disciplines dans des délais imposés par les négociations en cours qui ne correspondent pas au temps habituel de la recherche.

Compte tenu de ces contraintes, des spécificités des émissions du secteur rappelées plus haut et de l'objectif de produire des projections qui doivent être utiles pour appuyer la position française dans les négociations internationales, nous avons arrêté les grandes lignes suivantes dans notre démarche :

1. **Maintenir la plus grande cohérence possible avec les inventaires** d'émissions tels qu'ils sont établis par le CITEPA afin que les projections puissent être comparables avec les niveaux reportés actuellement.
2. **Synthétiser l'avancée des connaissances scientifiques sur les processus** d'émissions, un intérêt particulier devant être porté aux sources déterminantes dans les bilans et/ou aux relations/facteurs d'émission susceptibles d'être remis en cause.
3. Le cas échéant, **proposer des méthodes de comptabilisation alternatives**, en privilégiant les méthodes susceptibles d'être éligibles aux conditions requises pour être intégrées dans les inventaires.

4. **Recenser les travaux de prospective économique** existants susceptibles d'alimenter les scénarios pour les secteurs agricole et forestier.
5. **Identifier les facteurs déterminants** de l'évolution des différentes variables d'activité et les organiser dans des scénarios définissant le contexte macro-économique et politique.
6. Faire appel, chaque fois que c'est possible, à des modélisations qui permettent de **tenir compte des interactions entre les différents puits/sources** et d'assurer la cohérence interne des projections. Étant donné le temps court dans lequel cette étude s'inscrit, cela implique de s'appuyer sur des outils de modélisation existants.

En ce qui concerne le dernier point, une difficulté, identifiée dès les premières réunions de travail, tient à l'absence de modèle permettant de tenir compte de l'ensemble des sources et des puits de GES des secteurs examinés dans une approche économique intégrée et à l'impossibilité de construire un tel modèle dans le temps imparti.

Du côté agricole, différents modèles existent, opérant à des résolutions temporelles et spatiales variées. De tels modèles renseignent sur l'évolution des variables d'activité importantes pour les émissions (effectifs animaux, fertilisation azotée par exemple). Centrés sur le secteur agricole, ils ne couvrent pas la totalité des usages des sols. En particulier, ils ne renseignent pas (ou seulement de manière partielle) sur les déterminants de l'équilibre entre agriculture et forêt dans l'utilisation du facteur "terre".

Cette séparation entre modèles agricoles et forestiers s'explique par la finalité des analyses (effets des politiques agricoles, d'une part, et gestion forestière de l'autre) et des facteurs institutionnels et techniques (sources statistiques disjointes, horizons temporels différents, modèles statiques *versus* modèles dynamiques). Pour le travail qui nous occupe ici, cette séparation implique de s'assurer de manière externe de la cohérence des scénarios d'évolution des secteurs agricole et forestier.

Rappelons enfin que les projections présentées dans ce rapport dépendent des hypothèses retenues et des modèles et données utilisés. Elles n'ont donc pas valeur de prévisions, mais correspondent à l'articulation des différents mécanismes à l'œuvre sur la base des informations dont nous disposons. Les données utilisées n'étant pas toujours disponibles à une résolution spatiale ou temporelle en complète adéquation avec les processus examinés, cela a nécessité un travail de mise en cohérence et de changement d'échelle qui a impliqué parfois de recourir à des hypothèses fortes.

4.2 *Présentation de l'articulation des approches*

La démarche poursuivie dans le cadre de cette étude est schématisée à la figure 1.2.

Les résultats présentés dans ce rapport reposent sur différents jeux de scénarios. Deux scénarios ont ainsi été construits pour la forêt française et trois scénarios pour l'agriculture. Ces scénarios s'appuient notamment sur des exercices de prospective pour chaque secteur respectif (FAO et étude Cemagref pour la forêt, exercice Prospective 2013 pour l'agriculture).

Les deux scénarios pour le volet forestier reposent notamment sur l'hypothèse que les surfaces forestières continueront d'augmenter jusqu'en 2020, à un rythme néanmoins légèrement inférieur à celui qui a prévalu ces dernières années. Un modèle a été construit pour projeter la production, la récolte et les utilisations du bois au niveau national. Il a ainsi permis d'établir les projections de stockage de carbone par les forêts françaises.

Du côté agricole, les scénarios prennent concrètement la forme de modifications des prix, de rendements et des instruments de politiques agricoles aux horizons considérés. Un modèle d'offre agricole (AROPAj), de nature microéconomique et opérant pour un ensemble d'exploitations types et à une résolution régionale, est utilisé pour projeter les évolutions des variables d'activité et des émissions. Les scénarios sont introduits dans le modèle comme une modification des signaux exogènes qui définissent les marges brutes de chacune des exploitations-types représentées pour chacun des produits modélisés, ainsi que par une modification des paramètres définissant les politiques agricoles.

Pour assurer de manière externe, la cohérence des projections agricoles et forestières, on intègre l'expan-

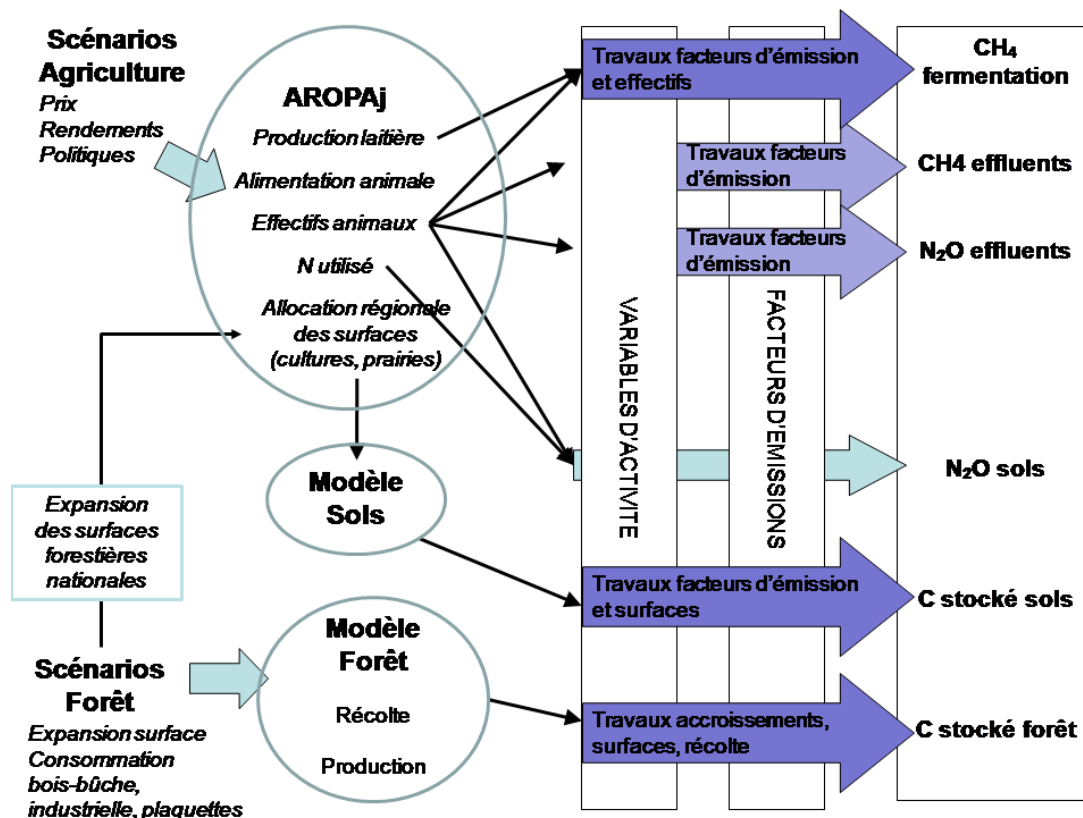


FIG. 1.2 – Articulation des approches et des modèles pour l'établissement des projections.

sion des surfaces forestières dans le modèle agricole. Une partie de cette expansion devant provenir de la conversion de terres agricoles, la surface totale agricole disponible au niveau national doit être réduite d'autant. Une procédure a été établie pour répartir l'expansion forestière au niveau national donnée par les scénarios forestiers entre les régions sur la base de la valorisation marginale du facteur "terre". L'idée est ici que l'expansion des surfaces en forêt se fait prioritairement sur les terres des exploitations où le dernier hectare mis en culture est le moins rentable.

Pour chacun des scénarios et chacune des exploitations types, le modèle d'offre agricole détermine conjointement l'allocation des surfaces, les effectifs animaux, l'alimentation animale (notamment la répartition entre intra-consommation et alimentation achetée) et les quantités d'azote utilisées. En utilisant la synthèse des méthodes de calcul utilisées par le CITEPA dans les inventaires (CITEPA, 2006) présentée au chapitre 2, on peut ainsi calculer les implications des variations des "sorties" du modèle agricole (en particulier, les effectifs animaux et l'utilisation d'azote) sur les émissions de CH₄ et de N₂O d'origine agricole.

Au contraire des émissions, flux dont le calcul ne requiert que la connaissance des déterminants à une date donnée, les puits résultent de variations de stocks et nécessitent une approche dynamique. Les modifications dans l'usage des sols impliquées par les scénarios, en l'occurrence l'expansion de la surface forestière "régionalisée" et les modifications du partage prairies/cultures, sont ensuite utilisées comme entrées d'un modèle permettant de déterminer l'évolution du carbone dans les sols.

Les projections ont été complétées par un travail en profondeur sur la comptabilisation des émissions liées à l'élevage (méthane et gestion des effluents d'élevage). Ces travaux examinent à la fois l'évaluation des variables d'activité pertinentes (effectifs), les déterminants importants (alimentation, productivité, mode de gestion des effluents) et le calcul des facteurs d'émission.

4.3 Organisation du rapport

Ce rapport est organisé en trois parties qui couvrent respectivement la situation actuelle (Partie I), la présentation des scénarios, des modèles et des projections (Partie II) et l'amélioration de la comptabilisation des émissions (Partie III).

Le chapitre 2 passe en revue les sources et puits, leur évolution et les méthodes de comptabilisation adoptées dans l'inventaire français. Il détaille également les sources et puits de GES tels qu'il sont comptabilisés dans l'inventaire national (CITEPA, 2006) et leur évolution depuis 1990. Le travail synthétisé dans ce chapitre a permis de "caler" les méthodes de comptabilisation utilisées dans les projections d'émissions au plus près des conventions utilisées dans l'inventaire des émissions françaises.

La deuxième partie présente les éléments constitutifs des scénarios et les projections. Les chapitres 3 et 4 présentent les méthodes et les données utilisées et les résultats obtenus pour les volets "forêt" et "agriculture" respectivement. Il nous a paru important de passer également en revue les modèles économiques existants permettant de traiter la question des émissions de gaz à effet de serre dans les secteurs de l'agriculture et de la forêt (chapitre B, en annexe du chapitre 4). Cette revue de la littérature met en évidence l'absence de modèle opérationnel d'utilisation des terres à la fois suffisamment désagrégé et suffisamment complet pour établir les projections d'émissions/absorptions de ces secteurs en France d'une manière totalement intégrée. Le chapitre 5 présente les calculs de rentabilité pour les taillis à courte rotation (TCR). Enfin, le chapitre 6 présente les principes d'un modèle dynamique permettant de déterminer l'évolution des stocks dans les sols en fonction de leur utilisation, du climat et des caractéristiques des sols. Il présente également les projections de stocks de carbone simulées en utilisant les hypothèses du scénario forestier et les sorties du modèle agricole en termes d'utilisation des terres.

La troisième partie revient sur les méthodes de comptabilisation des émissions liées à l'élevage. Le chapitre 7 effectue une synthèse des recherches sur les émissions dues à la fermentation entérique et propose une méthode de comptabilisation adaptée au cas français pour les différentes catégories d'animaux. Il propose notamment une réévaluation des effectifs animaux utilisant une catégorisation plus fine, un examen des modes d'alimentation dans la situation actuelle et leurs implications pour les facteurs d'émission. Ces travaux sont utilisés pour projeter les émissions de méthane entérique impliquées par les évolutions d'effectifs données par le modèle agricole pour le scénario central. Le chapitre 8 traite des émissions liées aux effluents d'élevage et applique une méthode plus détaillée de comptabilisation des émissions de cette catégorie d'émissions aux données françaises.

Sources et puits, méthodes de comptabilisation employées et évolution depuis 1990

S. De Cara

Ce chapitre passe en revue les sources de GES agricoles, les niveaux d'émissions et leur évolution depuis 1990, ainsi que les méthodes de comptabilisation employées dans l'inventaire établi par le CITEPA. Les quantités d'engrais azotés épandus et les effectifs bovins, respectivement à l'origine de 22 et 55% des émissions françaises d'origine agricole, occupent une place prépondérante.

1 Émissions des sols agricoles

Les sols agricoles sont responsables de plus de la moitié des émissions comptabilisées au chapitre "Agriculture" et de plus des deux tiers des émissions nationales de N₂O. Cette catégorie regroupe des sources d'émissions différentes selon la forme de l'azote apporté (engrais synthétiques, apports organiques, résidus de cultures) et selon que les émissions ont lieu au moment de l'apport (émissions directes) ou après lessivage et/ou volatilisation (émissions indirectes).

Malgré la grande variabilité spatiale et temporelle des sources d'émissions de N₂O (voir par exemple Freibauer, 2003), la méthode préconisée par l'IPCC (1996) et confirmée dans ses grandes lignes par Mosier et Kroeze (2001) et Paustian *et al.* (2006) demeure relativement simple. Les quantités d'azote apportées totales sont obtenues à partir des consommations nationales d'engrais synthétiques, des effectifs dans chaque catégorie animale ainsi que des modes de gestion des effluents d'élevage correspondants (amendements organiques et déjections des animaux sur prairies et pâtures), et enfin des productions de biomasse par les cultures (résidus de cultures et plantes fixatrices d'azote). Les quantités d'azote lessivées et volatilisées sont calculées à partir de fractions simples des apports totaux qui dépendent des sources d'azote. Les facteurs d'émission appliqués aux quantités d'azote pour chaque source sont constants dans le temps. Ces facteurs représentent la part d'azote émise sous forme de N₂O par unité d'azote apportée (tableau 2.1).

	Facteur d'émission (%)	Emissions totales		
		1990 (MtCO ₂ eq)	2005	Δ (%)
Total sols agricoles	-	56,1	48,8	-13,0
Émissions directes	-	26,6	23,0	-13,7
<i>Engrais synthétiques</i>	1,25	14,6	12,7	-12,6
<i>Déjections animales épandues</i>	1,25	5,6	5,1	-8,6
<i>Plantes fixatrices d'azote</i>	1,25	3,1	2,0	-34,7
<i>Résidus de cultures</i>	1,25	3,2	3,0	-8,1
<i>Boues de stations d'épuration</i>	1,12	0,1	0,1	34,3
Déjections animales sur prairies et pâtures	2,00	8,5	7,4	-13,5
Emissions indirectes	-	20,4	18,0	-11,6
<i>Déposition atmosphérique</i>	1,00	3,3	2,9	-11,4
<i>Lessivage et ruissellement</i>	2,49	17,1	15,1	-11,6
<i>Autres</i>	-	0,6	0,4	-22,4

Source : CITEPA (2006).

TAB. 2.1 – Émissions françaises de N₂O liées aux sols agricoles

Durant la période 1990–2005, les émissions sur les sols agricoles ont diminué de 13%. Deux facteurs prin-

cipaux expliquent cette évolution : la baisse de l'utilisation d'engrais azotés d'une part, et celle des postes liés aux déjections animales du fait de la réduction des effectifs animaux, notamment bovins, d'autre part.

1.1 Engrais synthétiques

La principale source d'émissions dans cette catégorie a trait à l'utilisation d'engrais azotés synthétiques. Les quantités d'azote totales apportées sont calculées à partir des données de livraisons (UNIFA, 2007). Le facteur d'émission appliqué est le facteur par défaut préconisé dans Mosier et Kroeze (2001, 1,25% de l'azote apporté).

En appliquant la méthodologie qui prévaut dans l'inventaire français et en tenant compte de la fraction de l'azote apportée qui est lessivée et volatilisée, une tonne d'azote sous forme d'engrais synthétique est ainsi responsable¹ de 10,2 tCO₂-eq d'émissions de N₂O. Ces émissions se répartissent en 6,1 tCO₂eq d'émissions directes, 3,6 tCO₂eq d'émissions indirectes liées au lessivage et 0,5 tCO₂eq liées à la volatilisation (tableau 2.5).

Les émissions de ce poste ont baissé de 12,6% entre 2005 et 1990 (10% depuis 2000). Les facteurs d'émission étant constants dans le temps, cette baisse est entièrement imputable à la moindre utilisation d'engrais azotés au niveau national (à la fois diminution des apports par hectare et de la surface totale, voir la figure 2.1).

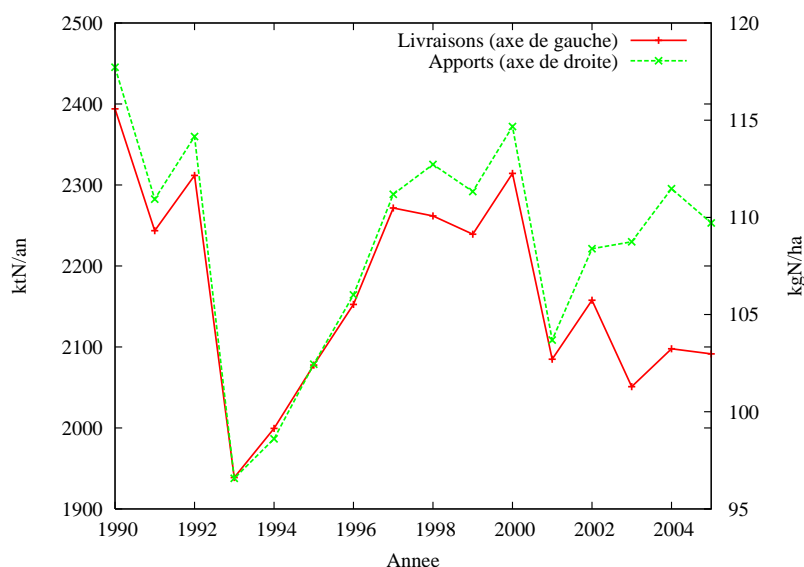


FIG. 2.1 – Évolution des livraisons d'engrais azotés synthétiques et des apports d'azote par hectare (1990–2005). Source : CITEPA (2006).

1.2 Activités animales

Par ordre d'importance, les activités animales constituent le deuxième déterminant des émissions de N₂O liées aux sols agricoles. Elles influent sur les émissions directes et indirectes des sols agricoles via les quantités d'azote excrétées, qu'elles soient épandues ou déposées directement lorsque les animaux sont au pâturage. Les quantités d'azote dépendent des quantités d'azote excrétées par tête, des effectifs dans chacune des catégories animales et de la répartition entre les différents modes de gestion des effluents d'élevage. Dans sa forme actuelle, l'inventaire français considère des quantités d'azote excrétées constantes par catégorie animale² (tableau 2.2).

¹Pour assurer la cohérence avec les inventaires établis par le CITEPA, ces chiffres sont basés sur les PRG à 100 ans données par le Second Rapport du Giec Houghton *et al.* (1995).

²Du fait d'une catégorisation utilisée par le CITEPA plus fine que celle des inventaires Giec, un effet de composition peut néanmoins laisser apparaître des variations de quantités d'azote excrétées par tête pour le troupeau non-laitier.

	Effectifs (1000)	N excrété (kgN.tête ⁻¹ .an ⁻¹)	Pourcentage de N		
			liquide	solide	pâtures
Bovins laitiers	4 012	100,0	11	42	47
Bovins non-laitiers	15 574	57,5	20	29	51
Ovins	9 136	18,3	-	30	70
Caprins	1 355	25,0	-	100	-
Équins	462	25,0	-	38	62
Porcs	9 875	17,5	83	17	0
Volailles	258 071	0,6	66	32	2

Source : CITEPA (2006) pour l'année 2005

TAB. 2.2 – Effectifs animaux et modes de gestion des effluents d'élevage en 2005.

Les effectifs animaux dans chacune des catégories et le partage entre les différents modes de gestion sont déterminants pour les émissions de ce poste. Le facteur d'émission attaché à l'azote excrété lorsque les animaux sont au pâturage est plus élevé que celui attaché à l'épandage des apports organiques. Plus les pâtures sont importantes pour la catégorie animale considérée (e.g. ovins, équins, bovins non laitiers), plus les émissions sur les sols agricoles sont donc élevées. La partie restante de l'azote organique est à la fois responsable d'émissions au moment de l'épandage (comptabilisées dans cette catégorie) et durant le stockage (comptabilisées dans la catégorie "Gestion des effluents d'élevage", cf section 3).

Caractérisés par de plus grandes quantités d'azote excrétées par tête, les bovins sont responsables des émissions de N₂O sur les sols agricoles les plus importantes. Ainsi, une vache laitière (moyenne) est à la source de 1,1 tCO₂eq d'émissions de N₂O sur les sols agricoles par an, répartie en 0,3 tCO₂eq d'émissions directes liées aux déjections épandues, 0,5 tCO₂eq dues aux déjections durant les pâtures et 0,4 tCO₂eq d'émissions indirectes (tableau 2.5).

Les taux d'excrétion d'azote sont presque deux fois plus faibles par tête pour les bovins non laitiers. Toutefois, du fait d'un effectif plus élevé, l'influence sur les émissions des sols agricoles des bovins non laitiers est plus forte globalement que celle des bovins laitiers. L'effet combiné des effectifs et des taux d'émissions par tête pour les catégories animales restantes prises ensemble (ovins, porcs, volailles, caprins, équins par ordre d'importance décroissante) est du même ordre de grandeur que celle des bovins laitiers.

Les émissions directes liées aux déjections animales ont baissé de 8,6% (épandage) et 13,5% (déjections sur pâtures) entre 1990 et 2005, principalement du fait de la baisse continue des effectifs bovins laitiers (-25%, cf figure 2.2) et ovins (-20%), conjuguée à la diminution, moins marquée, des effectifs bovins non laitiers et volailles (cf figure 2.2).

1.3 Plantes fixatrices d'azote et résidus de cultures

Ces deux sources représentent respectivement 2 et 3 MtCO₂eq en 2005. Elles correspondent aux émissions de N₂O provenant de l'azote fixé par certaines cultures (légumineuses) ou contenu dans les résidus de cultures restitués aux sols. Cette source dépend donc des quantités d'azote contenues dans l'ensemble de la biomasse. Les quantités de biomasse totales sont estimées à partir des statistiques de productions annuelles auxquelles sont appliqués des facteurs constants permettant de lier rendement et biomasse, puis biomasse et contenu en azote. La principale évolution concerne la baisse des émissions liées aux plantes fixatrices d'azote (-35%) due à la baisse des surfaces en légumineuses.

Il est à noter que la comptabilisation des émissions liées aux plantes fixatrices d'azote fait l'objet de débats. Les émissions de cette catégorie sont dues au fait que la fixation symbiotique transforme une partie de l'azote sous forme N₂ (neutre du point de vue de l'effet de serre) en N₂O (puissant GES). L'un des principaux arguments en faveur des légumineuses est qu'elles permettent de réduire le recours aux engrais synthétiques. En substitution à des cultures nécessitant des apports d'azote (par exemple des céréales),

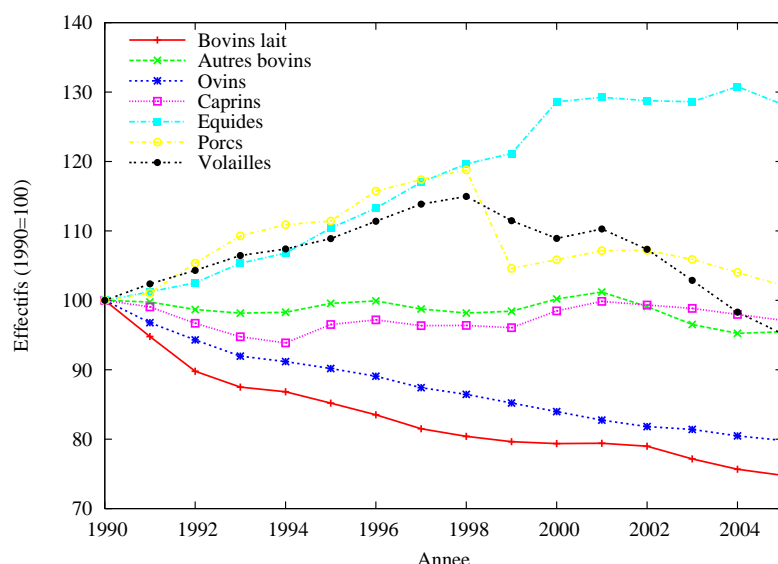


FIG. 2.2 – Évolution des effectifs animaux (1990–2005). Source : CITEPA (2006).

l’extension des surfaces en légumineuses contribuerait ainsi à réduire les émissions “amont” liées à la production d’engrais qui est une activité fortement émettrice³. Le second élément de ce débat tient au mode de comptabilisation des émissions de N₂O par les légumineuses. Le facteur d’émissions retenu pour les plantes fixatrices d’azote dans les inventaires est le même que celui qui prévaut pour les autres sources. Certaines études suggèrent que le facteur d’émission pour les légumineuses pourrait être inférieur à celui des autres cultures (Parkin et Kaspar, 2006).

1.4 Autres sources

Les autres sources dans cette catégorie sont marginales et comprennent essentiellement les émissions liées à l’épandage des boues de stations d’épuration.

2 Émissions de CH₄ dues à la fermentation entérique

La fermentation entérique représente 29% des émissions du poste “Agriculture” et pratiquement la moitié des émissions nationales de CH₄. Les bovins sont responsables pour une très large part des émissions de cette catégorie (92% en 2005).

2.1 Bovins

La méthode retenue dans l’inventaire français pour comptabiliser les émissions des bovins laitiers diffère de la méthode par défaut figurant dans Mosier et Kroeze (2001). Elle intègre des facteurs d’émission par tête qui varient en fonction de la production laitière et du poids moyen des animaux. Ceci reflète l’effet de l’intensification de la production laitière et ses conséquences sur l’alimentation. La relation utilisée est tirée de Kirchgessner et al. (1994) cité par Vermorel (1995) :

$$\text{CH}_4(\text{L/j}) = A + 6,86 \text{ lait (kg/j)} + 2,1P^{0,75} \quad (\text{avec } P = \text{poids des animaux en kg}).$$

Le facteur d’émission associé aux bovins laitiers est ainsi environ deux fois supérieur à celui associé aux bovins non laitiers (tableau 2.3 et graphique 2.3). Du fait des effectifs dans ces deux catégories, ce rapport est inversé en termes d’émissions totales.

³Néanmoins, cet effet ne serait que partiellement répercuté sur les émissions nationales dans la mesure où une partie des engrais synthétiques est importée

	Facteur d'émission			Emissions totales		
	1990	2005	Δ	1990	2005	Δ
	(tCO ₂ eq.tête ⁻¹)	(%)		(MtCO ₂ eq)	(%)	
Total fermentation entérique	-	-	-	30,9	27,8	-9,8
Bovins	1,3	1,3	0,2	28,4	25,7	-9,4
<i>Laitiers</i>	2,1	2,2	5,6	11,1	8,8	-21,0
<i>Non laitiers</i>	1,1	1,1	2,7	17,2	16,9	-2,0
Ovins	0,2	0,2	-	1,9	1,5	-20,2
Caprins	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-2,9
Chevaux	0,4	0,4	-	0,1	0,2	24,0
Autres équidés	0,2	0,2	-	0,0	0,0	134,8
Porcs	0,0	0,0	-	0,3	0,3	2,1

Source : CITEPA (2006)

TAB. 2.3 – Émissions françaises liées à la fermentation entérique.

Si la relation retenue dans le calcul des émissions de cette catégorie diffère de celle par défaut figurant dans les recommandations du Giec, les facteurs d'émission ainsi obtenus demeurent assez proches des facteurs par défaut pour l'Europe occidentale : 104,3 (en 2005) contre 100 kgCH₄.tête⁻¹.an⁻¹ pour les bovins laitiers, et 51,7 contre 48 kgCH₄.tête⁻¹.an⁻¹ pour les bovins non laitiers.

Ils diffèrent néanmoins des facteurs retenus par plusieurs pays européens. Pour les bovins laitiers, ce facteur d'émission est ainsi légèrement sous la moyenne européenne (110 kgCH₄.tête⁻¹.an⁻¹), et nettement inférieur au facteur utilisé par le Danemark, les Pays-Bas (128 kgCH₄), ou l'Allemagne (113 kgCH₄) par exemple (European Environment Agency, 2007, cf tableau 6.23, p. 311).

Sous l'effet de l'intensification, les facteurs d'émission pour les bovins laitiers et non laitiers ont augmenté régulièrement de 5,6% et 2,7% respectivement sur l'ensemble de la période 1990–2005 (cf figure 2.3). Cette évolution a légèrement atténué l'effet de la baisse des effectifs bovins sur les émissions de ce poste. Entre 1990 et 2005, les émissions dues à la fermentation entérique chez les bovins ont ainsi baissé de 9,4%.

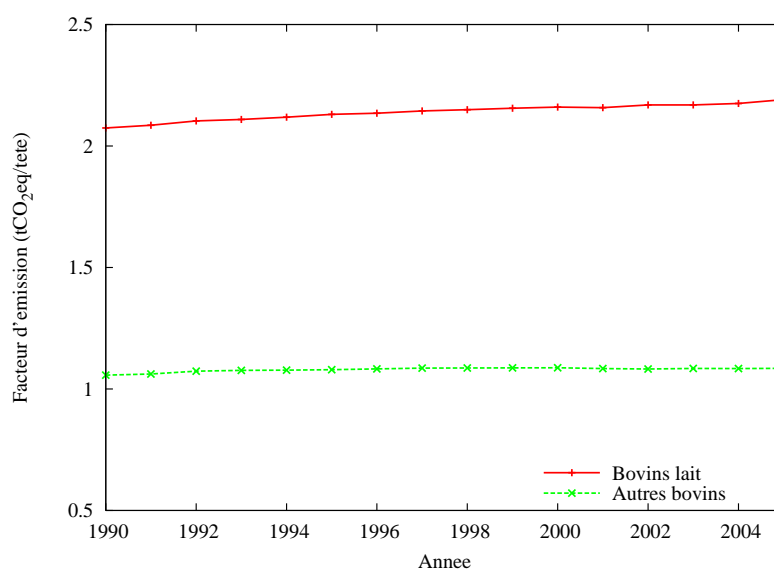


FIG. 2.3 – Fermentation entérique : Évolution des facteurs d'émission pour les bovins (1990–2005). Source : CITEPA (2006).

2.2 Autres animaux

D'importance bien moindre, les émissions des autres catégories animales pour ce poste sont calculées à partir de facteurs d'émission par tête constants. Du fait principalement de la baisse des effectifs ovins, la diminution des émissions imputables aux autres catégories animales est encore plus marquée que pour les bovins. Les émissions totales de cette catégorie ont ainsi été réduites de près de 10% depuis 1990.

3 Émissions de N₂O et de CH₄ dues à la gestion des effluents d'élevage

Cette catégorie regroupe les émissions intervenant durant le stockage des effluents d'élevage. Comptant pour 20% des émissions du poste "Agriculture", elles sont responsables à la fois d'émissions de CH₄ (un peu moins d'un quart des émissions de méthane françaises) et de N₂O (un peu moins de 10% des émissions de N₂O françaises). Le niveau de ces émissions dépend ainsi des quantités d'effluents, de leurs modes de gestion et des animaux en cause. Le gaz émis majoritairement durant le stockage (CH₄ ou N₂O) dépend du mode de gestion des effluents (liquide ou solide). Ces émissions ont diminué de presque 8% depuis 1990.

	Facteur d'émission			Emissions totales		
	1990	2005	Δ	1990	2005	Δ
	(tCO ₂ .tête ⁻¹)	(%)	(%)	(MtCO ₂ eq)	(%)	(%)
Total Effluents d'élevage	-	-	-	20,7	19,1	-7,6
Total CH ₄	-	-	-	13,8	13,1	-5,3
Bovins	0,4	0,4	1,1	8,8	8,0	-8,6
Laitiers	0,4	0,4	0,1	2,1	1,6	-25,1
Non laitiers	0,4	0,4	1,0	6,7	6,5	-3,5
Ovins	0,0	0,0	-0,1	0,1	0,1	-20,2
Caprins	0,0	0,0	-0,4	0,0	0,0	-3,3
Chevaux	0,0	0,0	-0,6	0,0	0,0	23,3
Autres équins	0,0	0,0	-	0,0	0,0	134,8
Porcs	0,4	0,4	-0,5	4,3	4,3	1,7
Volailles	0,0	0,0	0,2	0,7	0,6	-4,7
	(%)	(%)	(%)	(MtCO ₂ eq)	(%)	(%)
Total N ₂ O	-	-	-	6,9	6,1	-12,2
Liquide	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2	-2,9
Solide	2,0	2,0	0,0	6,7	5,8	-12,5

Source : CITEPA (2006)

TAB. 2.4 – Émissions françaises de CH₄ et de N₂O liées à la gestion des effluents d'élevage

3.1 Émissions de CH₄ dues à la gestion des effluents d'élevage.

Les émissions de méthane dues à la gestion des effluents d'élevage sont calculées à partir de facteurs qui dépendent du type d'animal, du mode de stockage et des conditions climatiques⁴ selon l'équation recommandée par le Giec (Mosier et Kroeze, 2001). Les modes de stockage sous forme liquide sont responsables des émissions les plus importantes. Les effectifs bovins (surtout non laitiers), porcins, et dans une moindre mesure, les volailles sont donc les catégories les plus émettrices pour cette catégorie. Les émissions de ce poste ont diminué de plus de 5% depuis 1990 du fait principalement de la baisse du cheptel bovins et malgré la légère hausse des effectifs porcins (tableau 2.4).

⁴L'influence des conditions climatiques sur l'inventaire est marginale ; elle ne passe que par des paramètres différents pour les effectifs animaux sur le territoire métropolitain et les DOM/COM. Ces derniers ne représentent qu'une part très faible du cheptel total.

3.2 Émissions de N₂O dues à la gestion des effluents d'élevage.

Pour chaque mode de gestion (liquide ou solide), la comptabilisation des émissions de N₂O dues à la gestion des effluents d'élevage dépend des quantités d'azote auxquelles sont appliqués des facteurs d'émission constants dans le temps. Lorsqu'ils sont stockés sous forme solide, les effluents d'élevage émettent vingt fois plus de N₂O par tonne d'azote que lorsqu'ils sont stockés sous forme liquide (tableau 2.4). Les émissions de ce poste ont baissé de plus de 12% sur la période 1990–2005.

4 Émissions de CH₄ dues à la riziculture

Les émissions de méthane liées à la riziculture, bien qu'elles constituent une source importante au niveau mondial, sont marginales en France. En 2005, ces surfaces concernent 22 000 ha, pour des émissions d'environ 94 ktCO₂eq.

5 Émissions liées à l'utilisation d'énergie dans le secteur

L'utilisation d'énergie dans le secteur est responsable d'environ 9,5 MtCO₂eq en 2005, pratiquement exclusivement sous forme d'émissions de CO₂ et très marginalement sous forme d'émissions de CH₄ et de N₂O. Les émissions de cette source proviennent très majoritairement de l'utilisation de combustibles liquides (88%), suivies par la combustion de gaz (9%) et l'utilisation de combustibles solides (3%).

Il est à noter que les émissions de CO₂ dues à la combustion de biomasse sur les exploitations sont comptabilisées, mais n'entrent pas dans le total national (utilisation de carbone en cycle court). Ces émissions ne représentent néanmoins qu'une part relativement faible de l'énergie consommée dans le secteur, et donc correspondent à des niveaux d'émissions limités à environ 150 ktCO₂ en 2005.

Les émissions liées à l'utilisation d'énergie ont baissé dans leur ensemble d'un taux proche de celui de l'ensemble des émissions agricoles (11,8% depuis 1990).

6 Éléments de synthèse sur les émissions d'origine agricole

Les données fournies dans l'inventaire national ont été compilées et les relations et les hypothèses utilisées par le CITEPA ont été intégrées. Ce travail nous a permis de "caler" les méthodes de comptabilisation et de recouper les différentes sources d'information. Il fournit ainsi une base pour calculer les implications des projections en termes d'émissions en évitant au maximum les effets de "marche" par rapport à l'inventaire établi par le CITEPA.

Nous utilisons ce travail pour mettre en relation plus directement les variables d'activité identifiées précédemment et les niveaux d'émissions. En effet, la catégorisation des émissions dans les inventaires et le fait qu'une même variable d'activité intervienne dans plusieurs sources avec parfois des poids différents rendent parfois difficile l'appréciation des impacts de telle ou telle variable d'activité sur les émissions totales du secteur. Le tableau 2.5 propose une vision plus synthétique de ces effets.

L'effet des principales variables d'activité identifiées dans les sections précédentes est calculé à partir des données fournies par le CITEPA (2006) pour l'année 2005. Chaque colonne reflète l'effet de la variable d'activité correspondante sur les différentes sources d'émissions, soit dû à une variation unitaire (partie haute), soit dû à une variation relative (+10%, partie basse). On distingue ainsi les effets "individuels", des effets liés aux effectifs.

Il est important de garder à l'esprit que ce calcul est effectué "toutes choses égales par ailleurs" pour chaque variable d'activité. Il ne tient donc pas compte des éventuels liens entre les évolutions des différentes variables d'activité. Les relations utilisées pour le calcul des émissions étant linéaires, chacune des cellules du tableau peut s'interpréter également comme l'effet marginal relatif ou absolu sur la source considérée. La

partie basse du tableau reflète (à un facteur 10 près, dans la mesure où l'on considère une hausse de 10% de chaque variable) le poids de chaque variable d'activité dans chaque source.

La lecture de ce tableau précise et confirme l'importance notée plus haut des effectifs bovins laitiers et non laitiers et des apports azotés minéraux. Il apparaît que le cheptel bovins non laitier exerce l'influence la plus forte sur les émissions en volume, et ce malgré des quantités d'émissions par tête plus faibles que les bovins laitiers. Chaque bovin non laitier est ainsi, en moyenne, responsable d'une émission annuelle de 2,3 tCO₂eq (un peu moins de deux fois inférieure à l'émission annuelle moyenne d'un bovin laitier), réparties en 1,1 t due à la fermentation entérique, 0,6 t due à la gestion des effluents et 0,7 t du fait des émissions directes et indirectes sur les sols agricoles. Les bovins non laitiers dans leur ensemble et toutes sources confondues sont à l'origine de 38% des émissions agricoles. Suivent ensuite par ordre d'importance décroissante les quantités d'azote synthétique (22%), le cheptel bovin laitier (17%), les effectifs porcins (7%), ovins (4%), volailles (3%) et caprins (1%).

7 Puits et sources de GES liées à l'UTCF

L'UTCF est responsable à la fois de flux positifs (émissions) et négatifs (puits) de CO₂, CH₄ et N₂O. Les flux de CO₂ (puits net) dominent très largement ceux de N₂O et de CH₄ (émissions nettes). Le renforcement du puits depuis 1990 est majoritairement dû à la forêt en place (plus de 100% du puits net total). Viennent ensuite les conversions de terres en forêt et en prairies qui contribuent à hauteur de 17% et 10% respectivement au puits net total.

Les émissions de cette catégorie concernent également des volumes relativement importants, résultant principalement des émissions de CO₂ liées à la conversion des terres en cultures et en espaces artificialisés.

Globalement, les changements d'utilisation des sols et la forêt constituent un puits net important, et qui s'est considérablement renforcé depuis 1990 sous le double effet du renforcement des puits forestiers et d'une réduction des sources émettrices. Les surfaces cultivées baissant, les émissions imputables à cette catégorie ont diminué de 9 MtCO₂. Les transferts vers des usages moins émetteurs de CO₂ sont à l'origine de cette diminution. Dans le même temps, la réduction des transferts cultures-prairies a contribué à réduire le puits correspondant de 3 MtCO₂ depuis 1990.

La comptabilisation des flux de CO₂ repose sur les relations préconisées par le Giec. Ces calculs tiennent compte des différents usages du sol considérés. Trois type de flux sont considérés :

- l'accroissement forestier par le stockage du carbone de la matière ligneuse,
- la récolte forestière,
- le changement d'affectation des sols dont le contenu en carbone est très différent selon la nature de l'occupation de celui-ci (forêts, prairies, terres cultivées, etc.).

Les changements d'affectation sont définis grâce aux données Teruti. Les usages sont regroupés en six classes : Forêt, Prairie, Culture, Zone Humide, Établissement et Autres Usages.

L'utilisation de l'enquête Teruti permet de suivre années par années les modifications d'usages du sol. Pour chacun des six usages, cinq réservoirs de carbone sont définis : la biomasse aérienne et souterraine, le bois mort, la litière et le carbone organique du sol. Chacun de ces réservoirs fait l'objet d'une estimation de ses émissions/absorptions. Les estimations et les coefficients d'émission et d'absorption de CO₂ diffèrent en fonction des usages. Sont ainsi distinguées les forêts de conifères, feuillus, mixtes et peupleraies. De plus, les paramètres des relations diffèrent en fonction des conditions climatiques (climat sec, humide ; chaud ou froid).

Le caractère dynamique inhérent au stockage/déstockage de carbone rend la comptabilisation de ce poste moins aisée que pour les émissions, en particulier parce qu'elle nécessite de connaître les matrices de passage entre les différents usages à un niveau de désagrégation assez fin. De plus, les catégories Teruti ne correspondant pas exactement à celles qui prévalent pour les inventaires, il est nécessaire d'effectuer un appariement des données Teruti et de la catégorisation du Giec (matrice de correspondances utilisée par le CITEPA).

	Engrais synthétiques		Effectifs animaux				Volailles /1000 têtes	
	/tN	/tête	Bovins		Ovins	Caprins		Porcs
			Laitiers	Non laitiers				
Total agriculture	10,2	4,1	2,3	0,5	0,6	0,7	9,8	
Total CH ₄	-	2,6	1,5	0,2	0,1	0,5	2,5	
Fermentation entérique	-	2,2	1,1	0,2	0,1	0,0	-	
CH ₄ Gestion des effluents	-	0,4	0,4	0,0	0,0	0,4	2,5	
Total N ₂ O	10,2	1,5	0,8	0,3	0,4	0,2	7,3	
N ₂ O gestion des effluents	-	0,4	0,2	0,1	0,2	0,0	2,1	
Liquides	-	0,0	0,0	-	-	0,0	0,2	
Solides	-	0,4	0,2	0,1	0,2	0,0	1,9	
Sols agricoles	10,2	1,1	0,7	0,2	0,2	0,2	5,3	
Émissions directes	6,1	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1	2,8	
Engrais synthétiques	6,1	-	-	-	-	-	-	
Déjections animales épanchées	-	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1	2,8	
Déjections animales sur prairies et pâtures	-	0,5	0,3	0,1	-	0,0	0,1	
Émissions indirectes	4,1	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	2,3	
Déposition atmosphérique	0,5	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	
Lessivage et ruissellement	3,6	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	1,7	
Effet d'une augmentation de 10% par rapport à 2005 (%)								
Total agriculture	2,2	1,7	3,8	0,4	0,1	0,7	0,3	
Total CH ₄	-	2,5	5,7	0,4	0,0	1,1	0,2	
Fermentation entérique	-	3,2	6,1	0,6	0,1	0,1	-	
CH ₄ Gestion des effluents	-	1,2	4,9	0,0	0,0	3,3	0,5	
Total N ₂ O	3,9	1,1	2,3	0,5	0,1	0,3	0,3	
N ₂ O gestion des effluents	-	2,8	4,3	0,8	0,5	0,6	0,9	
Liquides	-	0,9	3,9	-	-	3,1	2,2	
Solides	-	2,8	4,4	0,8	0,6	0,5	0,8	
Sols agricoles	4,4	0,9	2,1	0,4	0,1	0,3	0,3	
Émissions directes	5,5	0,4	0,9	0,1	0,1	0,4	0,3	
Engrais synthétiques	10,0	-	-	-	-	-	-	
Déjections animales épanchées	-	2,0	4,2	0,5	0,3	1,6	1,4	
Déjections animales sur prairies et pâtures	-	2,4	5,9	1,5	-	0,0	0,0	
Émissions indirectes	4,8	0,9	2,1	0,4	0,1	0,4	0,3	
Déposition atmosphérique	3,6	1,4	3,1	0,6	0,1	0,6	0,5	
Lessivage et ruissellement	5,0	0,8	1,9	0,4	0,1	0,3	0,3	

NB : Les répartitions des modes de gestion des déjections et des effectifs au sein de chacune des catégories animales sont celles reportées dans l'inventaire CITEPA (2006) pour l'année 2005. Les variations relatives d'émissions sont données par rapport aux niveaux de 2005. Par ailleurs, les PRG utilisés pour agréger les émissions de N₂O et CH₄ en CO₂-eq sont ceux du Second Rapport du Giec (310 et 21, respectivement).

TAB. 2.5 – Synthèse des impacts de quelques variables d'activité sur les émissions.

	CO ₂			CH ₄			N ₂ O		
	1990	2005	Δ	1990	2005	Δ	1990	2005	Δ
	(MtCO ₂ eq)		(%)	(MtCO ₂ eq)		(%)	(MtCO ₂ eq)		(%)
Total UTCF	-37,6	-65,3	73,4	0,8	0,6	-24,5	2,9	1,7	-40,1
Forêt	-55,8	-77,9	39,7	0,1	0,0	-73,4	0,1	0,1	-28,6
<i>Restant forêt</i>	-46,0	-66,9	45,5	0,1	0,0	-73,4	0,1	0,1	-28,6
<i>Conversion en forêt</i>	-9,8	-11,0	12,5	-	-	-	-	-	-
Cultures	22,5	13,5	-40,0	0,3	0,2	-16,7	2,7	1,6	-41,0
<i>Restant cultures</i>	-	-	-	0,1	0,1	-10,9	0,0	0,0	-10,9
<i>Conversion en cultures</i>	21,9	13,0	-40,9	0,2	0,1	-20,3	2,7	1,6	-41,1
Prairies	-9,2	-6,1	-33,4	0,2	0,1	-17,7	0,0	0,0	-17,7
<i>Restant prairies</i>	0,1	0,1	-11,5	0,1	0,1	-10,9	0,0	0,0	-10,9
<i>Conversion en prairies</i>	-9,3	-6,2	-33,1	0,0	0,0	-43,0	0,0	0,0	-43,0
Zones humides	0,3	1,3	345,2	0,0	0,0	-69,6	0,0	0,0	-69,6
<i>Conversion en zones humides</i>	0,3	1,3	345,2	0,0	0,0	-69,6	0,0	0,0	-69,6
Artificialisé	3,8	3,2	-14,3	0,2	0,1	-5,1	0,0	0,0	-5,1
<i>Conversion en artificialisé</i>	3,8	3,2	-14,3	-	-	-	-	-	-
Autres	0,8	0,8	-3,5	0,0	0,0	-0,9	0,0	0,0	-0,9
<i>Conversion en autres</i>	0,8	0,8	-3,5	-	-	-	-	-	-

Source : CITEPA (2006)

TAB. 2.6 – Sources et puits liés à l'UTCF.

8 Conclusion

Le travail résumé dans ce chapitre a permis d'établir un canevas de comptabilisation des émissions assurant la cohérence avec les émissions reportées actuellement par le CITEPA.

La prise en compte des nouvelles lignes directrices du Giec, publiées récemment (Paustian *et al.*, 2006), a été évoquée lors de réunions du groupe de contact de la présente convention INRA-MAP. Il apparaît que ces lignes directrices ne s'appliqueront pas dans l'immédiat pour les inventaires dans la mesure où elles n'ont pas encore été avalisées au niveau international. Il a ainsi été convenu que les conventions appliquées actuellement constitueront la référence centrale pour cette étude.

Deuxième partie

Analyse prospective des émissions nettes des secteurs agricole et forestier aux horizons 2010 et 2020

Ce chapitre offre une synthèse des éléments de prospective pour la forêt et propose deux scénarios d'évolution de la production, de la récolte et des utilisations des produits de la forêt et leur traduction en termes d'évolution des stocks de carbone.

Introduction

Pour établir des projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre sur la période 2006-2020, dans le secteur forestier, nous nous sommes concentrés dans un premier temps sur l'évolution et la mobilisation de la ressource en place. En effet, la forêt métropolitaine n'est exploitée, depuis quatre bonnes décennies, qu'environ à hauteur de 60% de ce que permettrait sa production biologique (80% si l'on considère la fraction physiquement accessible de la production). Cette sous-exploitation conduit à un puits de carbone considérable dans la biomasse, qui représente en moyenne sur 1996-2005 17 MtC/an, soit 15% des émissions nationales de carbone fossile. Une des raisons principales en est que la productivité forestière a augmenté depuis 25 ans au rythme de 1% par an, comme le volume unitaire par ha, et la production globale de la forêt française est aujourd'hui supérieure de 40% à ce qu'elle était en 1980. Cette capitalisation est porteuse de risques sérieux à moyen-terme : densité excessive des peuplements, fortes hauteurs et volumes, d'où une vulnérabilité accrue vis-à-vis des aléas (tempêtes, sécheresses).

L'approche retenue consiste à simuler la réaction à quelques scénarios de récolte de l'ensemble de la forêt de métropole. Un modèle a été conçu et calibré à cet effet : les principes en sont exposés dans ce rapport, ainsi que des éléments sur sa calibration et de premiers résultats en termes de stocks de carbone et de mobilisation de bois-énergie.

Pour établir les scénarios, nous nous sommes inspirés d'une étude du secteur forestier réalisée par la FAO en 2005, et qui concerne l'Europe occidentale, l'Europe de l'Est et la Communauté des États Indépendants (UNECE-FAO, 2005). Cette étude est basée sur une analyse des tendances de 1960 à 2000, et propose des prévisions à l'horizon 2020 tenant compte, pour chacune des trois sous-régions, des perspectives d'évolution : macroéconomie, marchés des bois, gestion forestière, capacités de mobilisation et de transformation, flux internationaux dans et hors zone. Les prévisions sont déclinées pour trois scénarios, un tendanciel et deux alternatifs, l'un à croissance lente où le secteur forestier mettrait plus l'accent sur les fonctions de conservation (récoltes moindres, augmentation des prix), le second à croissance soutenue avec une intégration plus poussée de la filière (mobilisation accrue, baisse des prix). Faute d'éléments statistiques fiables et de visibilité pour le segment du bois-énergie, l'étude n'a pas chiffré les impacts de politiques incitatives aux énergies renouvelables. Elle signalait toutefois que cela constituerait un driver majeur de l'évolution du secteur, sans compromettre la durabilité de la gestion forestière ni l'approvisionnement des industries en place, du fait de l'accélération générale de la productivité en Europe depuis 30 ans, de l'augmentation des stocks sur pied et de la sous-exploitation qui en résultent (les récoltes représentent en 2000 60% de l'accroissement pour toute la zone, 70% pour l'Europe occidentale).

Pour l'Europe occidentale, les principales évolutions attendues seraient les suivantes entre 2000 et 2020 :

- accroissement du recyclage et de la transformation des résidus : la consommation de bois ronds passerait de 52 à 44% dans le total des matières premières d'origine forestière.
- dans le scénario tendanciel, la progression moyenne serait la plus forte pour le secteur papier (+2%) et les panneaux de fibres et particules (+1,9%); pour les sciages, elle serait de +0,9%, les sciages résineux progressant un peu plus (+1%) que les feuillus (+0,7%); à noter que la production de sciages résineux de la zone (89 Mm³) couvrirait exactement la consommation, tandis que la consommation de sciages

feuillus progresserait nettement plus vite que la production (1,1% contre 0,7%), avec un accroissement des importations en provenance des pays tropicaux, d'Amérique du Nord et d'Europe de l'Est.

- dans le scénario tendanciel, la production et la consommation de bois ronds progresseraient en moyenne de 1 et 0,8% ; le taux de couverture des besoins en bois ronds (production/consommation) resterait compris entre 86 et 89%.
- en ce qui concerne la sensibilité des projections précédentes vis-à-vis des trois scénarios : sous le scénario dit *Conservation*, la production et la consommation de bois ronds ne progresseraient que de 0,3%, contre 1,3% sous le scénario *Intégration*.

1 Résumé des scénarios

Nous avons décliné, pour la situation française, les options de l'étude FAO en deux scénarios intitulés T et I, comme Tendanciel et Intensif. Ces scénarios sont définis et résumés ici. Dans les paragraphes suivants, des commentaires justifient les choix qui ont été faits et détaillent les principales caractéristiques et conséquences attendues de chaque option.

Pour l'évolution de la surface forestière, nous retenons dans les deux scénarios une même hypothèse de progression de 47 500 ha/an, essentiellement sous forme d'accrûs spontanés. Cette estimation est le solde entre une progression de 50 000 ha/an en métropole et une diminution de 2 500 ha/an en Guyane, en supposant la prolongation jusqu'en 2020 du taux de déboisement estimé dans une étude récente ONF-CIRAD-CNRS (2006). Selon la même source (stock moyen de 230 tC/ha), la diminution annuelle de stock de carbone induite par le déboisement guyanais serait de 575 000 tC/an. Cette valeur étant 40 fois plus faible que le stockage annuel de métropole, et compte-tenu de la faible précision de nos projections, nous ne considérons dans toute la suite que les chiffres métropolitains en considérant qu'ils donnent une image correcte des valeurs nationales.

Nous considérons que l'accroissement de surface se réalisera intégralement sous forme de boisements spontanés. Depuis 25 ans (IFN, 2007), la progression de la forêt s'est faite, à un rythme proche de 80 000 ha/an, essentiellement dans des régions en déprise agricole (Sud-Est, régions montagneuses) et secondairement dans l'inter-région Nord-Ouest (Centre, Bretagne). Pignard (in Loustau, 2004) indiquait que l'accroissement de surface se fait à 80% sous forme de boisement naturel.

La manière plus ou moins rapide dont la surface forestière va progresser d'ici 2020 n'a pas d'impact sur l'évolution des volumes sur pied, production et disponibilité dans les forêts constituées : ces 3 facteurs-clés sont en effet déterminés par des forêts d'au moins 20 ans (le temps que les arbres atteignent le diamètre de précomptage de 7,5 cm). Compte-tenu des résultats sur l'économie des TCR (voir chapitre 5), leur émergence ne devrait pas jouer un rôle majeur pour la disponibilité en bois-énergie. Pour le bois-énergie, on fait les hypothèses suivantes :

- la consommation des ménages en bois-bûche restera constante, à son niveau de 2005 estimé par le CEREN¹, soit 7,4 Mtep/an ou 31,6 Mm³/an : cette consommation est approvisionnée à 70% par du bois forestier, dont les houppiers des coupes de bois d'œuvre et de trituration et des prélèvements en unités de volume IFN, non comptabilisés dans les EAB.
- la consommation industrielle est approvisionnée par les rebuts de transformation du bois d'œuvre (on parlera pour simplifier de connexes de scierie).
- le secteur des plaquettes forestières est encore insensible à l'échelle de la ressource nationale ; on suppose qu'il se développe rapidement entre 2008 et 2020, avec un objectif final de Q millions de m³/an, où Q dépend du scénario ; le taux de réalisation de cet objectif est de 10% en 2009, 35% en 2011, 65% en 2013 et atteint 100% en 2020.
- l'objectif Q doit bien s'entendre comme une mobilisation complémentaire aux quantités de bois-énergie déjà consommées (bûches, connexes de scieries, bois hors forêt et déchets).

¹Voir <http://www.industrie.gouv.fr/energie/statisti/pdf/historique-enr02.pdf>

Définition des scénarios

Scénario T (comme tendanciel) : les débouchés pour les usages traditionnels poursuivent sur leurs tendances passées, et un nouveau marché dynamique se crée pour le bois-énergie. Les récoltes de bois d'œuvre et de bois de trituration résineux progressent annuellement de 1,8% et 1,2% de 2005 à 2020 ; ces rythmes sont plus rapides que ceux de l'étude FAO, et traduisent un rattrapage progressif de la crise post-tempête. En prenant 1999 comme année de référence (année standard, avant les tempêtes), les taux de croissance calculés jusqu'à 2020 sont respectivement de 1% et 1,3%. Pour les bois ronds feuillus, le marché reste peu porteur, et les volumes récoltés stagnent au niveau moyen de prélèvement qui ressort des enquêtes annuelles de branche : 8,2 Mm³/an pour le bois d'œuvre (niveau rejoint en 2010) et 5,4 Mm³/an pour le bois de trituration. L'objectif Q pour la mobilisation additionnelle de bois-énergie (plaquettes forestières) est de 13 Mm³/an, c'est-à-dire dans le bas de la fourchette estimée par Vallet *et al.* (2007).

Scénario I (comme intensif) : il est marqué par un prix du pétrole qui reste durablement très élevé, un intérêt croissant des consommateurs pour le bois, des politiques publiques très incitatives, des progrès dans la mobilisation des bois et un relatif consensus pour accepter les impacts d'une exploitation accrue. Les récoltes de bois de trituration et de bois d'œuvre résineux progressent annuellement de 2% de 2005 à 2020. Par rapport à 1999, les taux de croissance jusqu'à 2020 seraient de 1,2% pour le BO résineux, 1,9% et 1,3% pour les bois de trituration résineux et feuillus. Pour le bois d'œuvre feuillu, on suppose une croissance annuelle des prélèvements de 0,7%, proche du scénario Baseline de l'étude FAO. L'objectif Q pour le bois-énergie est de 25 Mm³/an. Il s'agit là d'une mobilisation un peu supérieure aux disponibilités estimées par Vallet *et al.* (2007) ; néanmoins, nous estimons qu'elle constitue un futur possible, qui mérite d'être pris en considération.

2 Un modèle de production et de récolte à l'échelle nationale

Pour construire des projections de stocks de carbone en forêt à l'horizon 2020, nous avons dû construire un modèle dynamique *ad hoc*, assez simple et permettant de comparer des stratégies de récolte. Ce modèle fonctionne à l'échelle du territoire métropolitain dans son ensemble. Une désagrégation de ces prédictions nationales entre grandes inter-régions avait été envisagée initialement, notamment pour affiner le pronostic et améliorer les interactions avec les autres composantes de cette étude (carbone des sols). Elle n'a pas été possible compte-tenu du temps que nous pouvions investir.

La ressource nationale est décrite par les grandeurs accessibles dans les publications de synthèse de l'IFN (2007) : surface forestière totale, surface forestière de production, volumes sur pied pour les feuillus et les résineux, accroissement annuel de ces volumes (production). Un sous-modèle décrit la ventilation des récoltes par catégories d'usages (bois d'œuvre, bois de trituration, bois énergie), les scénarios précisant les perspectives d'évolution de chacune. Les processus décrits sont les suivants (on indique les valeurs de paramètres retenues) :

- la progression de la surface est linéaire, au rythme de 78 000 ha/an entre 1975 et 2005, ensuite 50 000 ha/an (la première valeur est ajustée pour reproduire les données observées, la seconde fait partie des hypothèses des scénarios) ; la surface des forêts de production en représente une fraction constante égale à 95%.
- le taux de croissance global a ($\Delta V = aV$) du volume sur pied prend des valeurs différentes pour les feuillus et résineux ; entre 1975 et 2005, ces taux spécifiques varient linéairement de manière à reproduire les observations : augmentation de 4,96 à 5,16% entre 1980 et 2005 pour les résineux, diminution de 3,83 à 3,78% pour les feuillus ; pour les projections vers 2020, il est apparu souhaitable d'anticiper un ralentissement de la productivité ; pour ce faire, a diminue linéairement avec le volume moyen par hectare, avec pour valeurs de référence quand V/ha vaut 160 et 200 m³/ha : 5,16 et 4,50% pour les résineux, 3,78 et 3,50 % pour les feuillus.
- la mortalité en volume est composée de trois parties : une mortalité "de fond", proportionnelle au volume sur pied avec un taux constant de 0,4% ; des dégâts d'exploitation estimés à 10% du volume récolté ; des pertes par chablis : entre 1975 et 2005, celles-ci ont été estimées ponctuellement pour les années de forts

dégâts (1987, 88, 90, 2000 et 01) ; en projection, les chablis augmentent linéairement avec le volume moyen par hectare, les valeurs de référence quand V/ha vaut 160 et 200 m³/ha étant 1,5 et 5 Mm³ ; la production nette se déduit de la brute par soustraction de ces trois composantes.

- la production dite “nette accessible” correspond à la fraction des peuplements bien équipés et sans trop de contraintes pour l’exploitation ; cette fraction est estimée à 75%, en minorant nettement le taux estimé par Vallet *et al.* (2007), mais plus proche du taux de 77% estimé récemment par Antoine Colin (IFN), que nous remercions pour son aide.

Outre les variables d’état et les quantités récoltées, les sorties fournies concernent le bilan de carbone national et le bilan de bois-énergie :

- pour transformer des volumes sur pied de résineux et de feuillus en tonnes de carbone dans la biomasse (aérienne et souterraine), on utilise la procédure et les paramètres présentés par Pignard (in Loustau, 2004) : les coefficients d’expansion sont de 0,361 tC/m³IFN pour les résineux, 0,535 tC/m³IFN pour les feuillus.
- pour estimer le volume de bois-fort des branches utilisables en bois-énergie, on utilise un taux unique de 0,34 m³branches/m³IFN. Nous insistons sur le fait que, comme l’ont fait Vallet et al (2007), nous ne considérons ainsi que la récolte du bois-fort des branches, ce qui laisse sur la coupe les menus bois très riches en éléments nutritifs. Notre scénario de récolte est donc relativement précautionneux en ce qui concerne la fertilité des sols.
- pour convertir des volumes en énergie, on applique un taux unique de 4,26 m³/tep ; les produits connexes de scierie, utilisés comme énergie, sont estimés en considérant un rendement moyen à la transformation de 60% (Vallet *et al.*, 2007).

Le sous-modèle dédié aux récoltes est décrit dans le paragraphe suivant. La figure 3.1 donne un aperçu des principales sorties : malgré le caractère schématisé de la prise en compte des perturbations, l’ensemble des séries s’ajustent bien à la fois aux résultats de l’IFN, les données CEREN pour le bois de feu et les statistiques EAB pour les bois-ronds industriels ayant servi d’entrée pour calibrer le modèle. Le niveau de stockage actuel est très proche de celui estimé par le CITEPA (77,9 MtCO₂/an, voir tableau 2.6, écart relatif d’environ 1%).

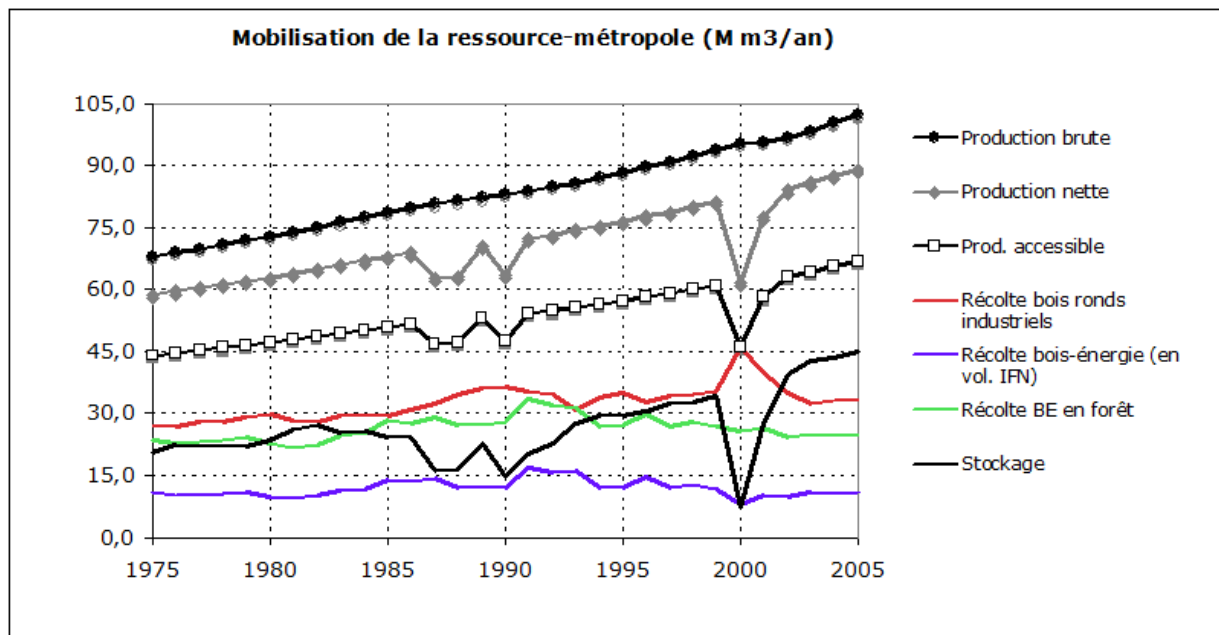


FIG. 3.1 – Principales sorties du modèle production-récoltes pour la période 1975–2005.

3 Analyse rétrospective et prévision des récoltes

3.1 Bois d'œuvre, bois de trituration et autres bois d'industrie

Pour ces catégories de produits, nous avons utilisé les statistiques d'exploitation forestière de l'Enquête Annuelle de Branche (EAB), qui sont produites et diffusées par le SCEES. La période analysée s'étend de 1975 à 2005, et les données ont été traitées en reprenant les agrégats utilisés par Cinotti (2006) :

- bois d'œuvre subdivisé en Sapin-Épicéa-Douglas-Mélèze, Pins et autres résineux, Chêne, Hêtre, Peuplier, autres feuillus ;
- bois de trituration subdivisé en Sapin-Épicéa-Douglas-Mélèze, Pins et autres résineux, feuillus ;
- autres usages comptabilisés subdivisés en autres bois d'industrie (bois de mines, poteaux, divers), bois de feu commercialisé.

Les données sont des volumes sur écorce, obtenus avec une correction de 10% (cf Peyron *et al.*, 2004) appliquée aux agrégats qui étaient renseignés jusqu'à 2004 en volume sous-écorce (bois d'œuvre résineux et bois d'industrie Pin et autres).

Les volumes récoltés par essence (ou groupe d'essences) présentent des tendances très similaires, d'une part à l'intérieur du groupe des feuillus, d'autre part à l'intérieur du groupe des résineux, aussi bien pour le bois d'œuvre que pour le bois de trituration : une augmentation tendancielle très nette pour les résineux, ponctuée de crises et de contrecoups au voisinage des années de forts chablis, avec la même vitesse de progression pour le groupe Sapin-Épicéa-Douglas-Mélèze et pour le groupe Pins et autres résineux ; une stagnation durable et semblable pour toutes les catégories de feuillus, malgré des perturbations des récoltes synchrones de celles des résineux. Du fait de ces similarités, les données ont été traitées en deux groupes, les résineux et les feuillus (figures 3.2 et 3.3).

Les autres bois d'industrie ne présentent aucune tendance nette sur les quinze dernières années, avec une récolte moyenne de 800 000 m³/an. Cette catégorie a été agrégée avec les bois de trituration, en la partageant par moitiés entre résineux et feuillus. Le bois de feu commercialisé ne représente qu'une partie minimale du total consommé pour cet usage, avec une moyenne de 2,9 Mm³/an. Dans un but de cohérence entre séries statistiques rétrospectives et prévisions, nous maintiendrons ce compartiment à l'identique entre 2006 et 2020, et les quantités correspondantes seront agrégées dans le total bois-énergie.

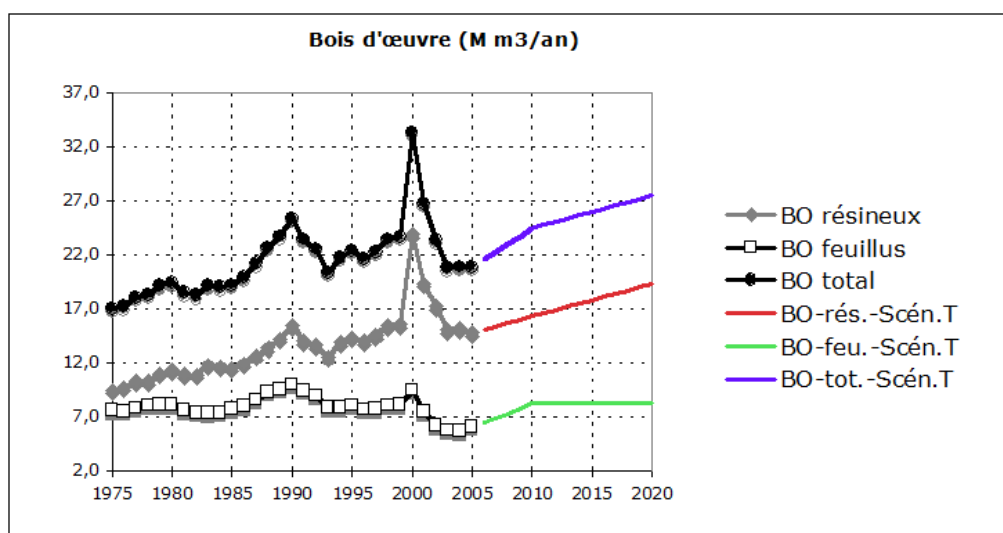


FIG. 3.2 – Évolutions des récoltes annuelles de bois d'œuvre sur les 30 dernières années, et prévisions pour la période 2006-2020 sous le scénario T. Volumes de bois rond sur écorce. Source : SCEES, EAB exploitation forestière.

Dans la période récente, on note la forte perturbation occasionnée par les tempêtes de décembre 1999 : explosion des récoltes, logiquement plus marquée pour le bois d'œuvre, suivie d'une dépression dont la

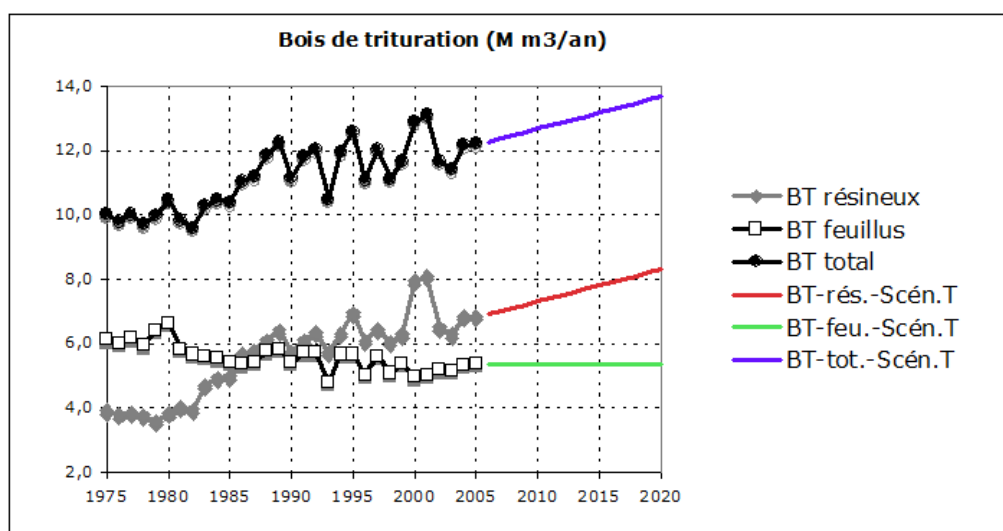


FIG. 3.3 – Évolutions des récoltes annuelles de bois de trituration sur les 30 dernières années, et prévisions pour la période 2006-2020 sous le scénario T. Volumes de bois rond sur écorce. Source : SCEES, EAB exploitation forestière

sortie est différenciée selon les catégories de produits. Pour le bois de trituration, la dépression n'a concerné que les années 2002 et 2003, tandis que les récoltes de 2004 et 2005 sont en ligne avec les tendances précédentes. Pour le bois d'œuvre, la crise reste profonde, en particulier pour les feuillus dont certains clients étrangers importants ont déserté les marchés français après des déconvenues sur la qualité des bois achetés en 2000 et 2001 (voir l'analyse du marché pour le Hêtre dans Rubio et Marquette, 2007). Le diagnostic de marchés saturés en bois d'œuvre feuillus, fait par Cinotti (2006) sur la base des données de 2004, reste d'actualité.

Le marché de la construction, fort consommateur de sciages résineux, est actuellement dynamique ; nous avons supposé qu'il le resterait d'ici à 2020. Les scieries se sont équipées au cours des sept dernières années, et de nouvelles capacités de sciage se sont implantées au voisinage des grands massifs résineux de création récente, comme les plantations de Douglas du Morvan (Janny, 2007). Le nombre d'ingénieurs formés par l'ENSTIB pour le secteur de la construction et du génie civil a triplé en 10 ans, et ne suffit pas à satisfaire la demande des industriels. Ces indicateurs témoignent de bonnes anticipations des acteurs pour ce marché. *A contrario*, nous supposons que la mobilisation des bois feuillus restera difficile, dans les usages traditionnels en bois d'œuvre et bois de trituration. Un débouché nouveau en bois-énergie peut offrir de bonnes perspectives de valorisation pour cette ressource, dont une part importante est constituée de bois de petite dimension et/ou de mauvaise qualité (IFN, 2007).

Le tableau 3.1 présente les récoltes attendues sous les deux scénarios. Les chiffres indiqués sont des volumes bois-fort total (tige et branches). Il ne peuvent être comparés aux chiffres IFN qu'avec précaution, car le volume IFN ne comprend que le bois-fort tige et la fraction de volume dans les branches est élevée en France (beaucoup de feuillus et de structures lâches de type TSF, où les arbres sont très branchus).

Ce tableau donne, outre les deux années de référence 1999 et 2005, les projections pour 2010 et 2020. Pour chaque catégorie de récolte, on a indiqué le taux de croissance sur une période aussi proche que possible de celle de l'étude FAO, à des fins de comparaison. Ces taux de croissance annuels ont été calculés en prenant 1999 comme année de référence. En effet, 2000 a été une année très atypique, avec des récoltes très élevées pour écouler les chablis, alors que 1999 était bien en ligne avec les évolutions précédentes. Enfin, la dernière ligne renseigne le différentiel de récolte par rapport à la situation de 2005, la dernière année pour laquelle nous ayons des statistiques.

Pour les résineux, on aboutit à des taux de progression cohérents avec ceux des trois scénarios FAO (2005). Pour les feuillus par contre, nos projections donnent des taux de progression nettement inférieurs. Actuelle-

ment, aucun signal n'indique un retour proche à l'expansion du marché pour le bois d'œuvre feuillu. Dans les années 1990, quand la demande internationale en hêtre était vive, les prix ont monté mais les quantités mises en vente sont restées stables (Rubio et Marquette, 2007). La transformation locale des grumes feuillues reste atone, et l'abondante ressource française subit une concurrence croissante des pays d'Europe de l'Est, notamment à l'exportation. Pour les bois de trituration, il est vraisemblable que les industriels ont préféré jusqu'ici mobiliser des résineux, ce qui a contribué à la stagnation du BT feuillu. Ces choix d'approvisionnement pourraient évoluer à l'avenir, surtout dans les régions bien équipées où une compétition s'est installée entre les usages en papier, panneau et bois-énergie : pour les panneaux, par exemple, il y a peu d'obstacles techniques à la substitution des essences. On pourrait donc imaginer une progression plus forte pour ce marché, ainsi qu'une mobilisation accrue des bois feuillus de petite dimension et/ou de qualité secondaire. Les prémisses d'une telle évolution ne se manifestent pas pour l'instant, mais nous en avons admis la possibilité dans le scénario I.

Nous avons comparé les récoltes à la production annuelle. Pour ce faire, nous avons utilisé la production nette considérée comme accessible, estimée à partir de la production brute fournie par les documents IFN (2006; 2007). Ensuite, nous considérons que seule une fraction de cette production nette est physiquement accessible, pour des raisons liées à l'état du terrain, aux pistes, distances de débardage. Avec un barème assez pénalisant, Vallet *et al.* (2007) ont montré que 11% de la disponibilité théorique nationale ne serait pas physiquement accessible. Nous avons appliqué ici un taux plus sévère de 25%. Les scénarios T et I mobiliseraient respectivement 81 et 98% au maximum de cette production accessible : même avec des récoltes en forte progression, la forêt resterait un puits de carbone.

Les scénarios T et I conduisent à des récoltes accrues respectivement de 21 et 37 Mm³/an par rapport à 2005. Pour les résineux, la récolte atteindrait 28 à 29 Mm³ en 2020. La ressource nationale disponible en résineux est en croissance rapide et peut suffire pour satisfaire cette demande, même en tenant compte des impacts des tempêtes de 1999 : une étude de Pignard *et al.* (2004, in IFN, 2004) estime que la disponibilité passerait de 23,5 Mm³ en 2005 à 29 Mm³ en 2020. Quant aux feuillus, leur production brute actuelle est de 57 Mm³ (IFN, 2007), ce qui laisse une large marge.

3.2 Bois-énergie : estimation des consommations actuelles

Pour le bois-énergie, nous avons utilisé deux sources de données : l'EAB-Exploitation forestière fournit les quantités de bois de feu commercialisé (cf supra) ; le CEREN fournit quant à lui une série de consommations énergétiques des ménages (en ktep) depuis 1970, qui ont été converties en volume avec le coefficient 4,26 m³/tep : ce coefficient résulte d'un taux de 0,43 tep/tonne de matière sèche et de l'application des infradensités du bois pour les feuillus et les résineux qui ont été utilisées dans le projet CARBOFOR (Loustau, 2004) ; la valeur 4,26 m³/tep est la moyenne pondérée par la proportion des feuillus et résineux dans la ressource nationale (en toute rigueur, il conviendrait de considérer une moyenne pondérée par l'usage des catégories d'essences en bois de feu, qui est certainement plus à l'avantage des feuillus).

Pour établir quelle part du bois de feu CEREN provient du volume au sens de l'IFN (volume bois-fort tige), il faut estimer la proportion qui vient d'arbres non forestiers (haies, boqueteaux, recyclage) et celle qui provient des branches des arbres comptabilisés par l'IFN. La proportion de bois de feu non-forestier a été fixée à 30%, selon les résultats d'une étude Arthur Andersen pour l'ADEME. Les autres coefficients ont été estimés de façon à ce que les évolutions prédites des volumes soient cohérentes avec les chiffres de l'IFN sur la période 1975-2005. Pour la proportion de branches, on a utilisé les résultats du projet CARBOFOR : pour rester cohérents avec le travail de Vallet *et al.* (2007), nous n'avons considéré que le volume bois-fort des branches, ce qui donne une valeur moyenne de 0,34 m³ branches/m³ de volume IFN. On peut finalement appliquer ce taux aux récoltes EAB, et déduire les récoltes non comptabilisées en fermant le bilan.

Cette méthode donne les résultats suivants, en moyenne sur la période 1996-2005 : la consommation des ménages a été de 33,9 Mm³, dont 7,6 viennent d'arbres non-forestiers, 15,1 des branches d'arbres forestiers récoltés pour des usages industriels, 2,5 sont déclarés par des professionnels à l'EAB et 8,6 sont du volume IFN. Si l'on compare la partie "branches" de ce total à l'accroissement net des branches de la ressource

Date	BO		BT		Totaux				Récolte			Taux prélev.
	Rés.	Feu.	Rés.	Feu.	BO	BT	Rés.	Feu.	Industrie	Énergie	Total	
Valeurs observées												
1999	15,6	8,1	6,3	5,4	23,7	11,7	21,9	13,5	35,3	27,0	62,3	76%
2005	14,8	6,1	6,8	5,4	20,9	12,2	21,7	11,4	33,1	25,0	58,1	65%
Scénario T												
2010	16,3	8,2	7,3	5,4	24,5	12,7	23,6	13,6	37,2	27,6	59,8	71%
2020	19,3	8,2	8,3	5,4	27,5	13,7	27,6	13,6	41,2	38,0	79,2	81%
Taux var. (%)	1,0	0,1	1,3	0,0	0,7	0,8	1,1	0,0	0,7	1,6	1,1	-
Surplus récolte	4,5	2,1	1,5	0,0	6,6	1,5	5,9	2,1	8,1	13,0	21,1	-
Scénario I												
2010	16,3	8,2	7,4	5,9	24,5	13,3	23,7	14,1	37,8	30,0	67,8	74%
2020	19,9	8,8	9,3	6,9	28,7	16,2	29,2	15,7	44,9	50,0	94,9	98%
Taux var. (%)	1,2	0,4	1,9	1,2	0,9	1,6	1,4	0,7	1,1	2,9	2,0	-
Surplus récolte	5,1	2,7	2,5	1,5	7,8	4,0	7,5	4,2	11,8	25,0	36,8	-

Lecture du tableau : Récoltes en unités de volume bois-fort total (tiges et branches) ; valeurs observées en 1999 et 2005, projections en 2010 et 2020 (millions de m³/an). Deux dernières lignes : taux de croissance entre 1999 et 2020, surplus de récolte en 2020 par rapport à 2005. Dernière colonne : ratio entre récolte totale et la production nette considérée comme accessible.

TAB. 3.1 – Présentation des deux scénarios pour le volet forêt.

accessible, on obtient un taux de 75%, proche du taux équivalent pour le volume bois-fort tige (79%). Les estimations semblent donc assez robustes. Pour compléter le bilan de bois-énergie, nous ajoutons les produits connexes de scierie, estimés à 40% du volume de bois d'œuvre (cf Vallet *et al.*, 2007).

3.3 Bois-énergie supplémentaire : mobilisation de plaquettes forestières

Pour construire le volet bois-énergie des deux scénarios, le plus simple était de maintenir fixés à leur niveau actuel les usages existants, et de leur ajouter un plan de mobilisation additionnel en plaquettes forestières. Le principe de ce compartiment a été présenté à la section 1. Le plus délicat était d'estimer le niveau final (en 2020) de cette consommation de plaquettes. Il est clair que nous sommes au début d'un processus, dans la phase exponentielle. On le mesure bien en consultant les statistiques publiées par l'ADEME (décisions d'investissement des collectivités, par exemple) ou les études de cas réalisées par les étudiants d'AgroParisTech à Nancy. Au moment où nous sommes dans le processus, il est très spéculatif d'estimer où il va plafonner, les outils de modélisation globale faisant défaut. Une chose est claire toutefois : une mobilisation complémentaire massive de bois-énergie ne sera pas limitée d'abord par la ressource physique. Celle-ci est abondante et suffirait à fournir 25 M m³/an, même en se restreignant aux sites relativement faciles à exploiter et en n'exploitant que le bois-fort. Les opportunités et freins principaux relèvent de l'économie, des déterminants sociaux et psychologiques sous-jacents aux stratégies des acteurs (propriétaires privés à 75%, coopératives, collectivités locales) et des politiques mises en œuvre.

L'étude de gisements bois-énergie réalisée par IFN-SOLAGRO (IFN, 2005) a estimé la sensibilité au prix du baril de pétrole du taux de gisement effectivement mobilisé. Sur la base d'un gisement estimé à 34 M m³/an, la sensibilité est très élevée : quand le pétrole augmente de 31 à 49\$, le taux de mobilisation passe de 20 à 69%, et les volumes de 7 à 23 M m³/an. Même si les représentants des industries de la pâte à papier (interview dans la même source) remarquent que cette mobilisation n'a pas été observée depuis fin 2002, alors que le prix du pétrole dépasse la valeur de 31\$, on peut penser que nous avons affaire à une réaction différée (inertie pour mettre en place des méthodes et circuits de mobilisation) mais réelle, comme en témoigne l'envolée des prix du bois-bûches dans certaines régions.

Nous avons donc choisi de proposer deux niveaux de consommation en 2020 : 13 et 25 M m³ pour les scénarios T et I. Le premier est dans la fourchette, le second un peu supérieur, si l'on se réfère aux estimations de l'étude Cemagref (Vallet *et al.*, 2007). La valeur plus de 25 Mm³ nous semble envisageable, si l'on considère que l'étude Cemagref prévoit une disponibilité théorique maximale de 40 Mm³ en bois d'industrie

ou énergie (hors branches), plus 37,5 Mm³ de bois d'œuvre. Le total (77,5 Mm³) est nettement inférieur à l'accroissement brut actuel (103 Mm³). Il en va de même si l'on restreint la comparaison aux peuplements accessibles (69 contre 73 Mm³). Les données IFN sur lesquelles a travaillé l'équipe du Cemagref sont celles obtenues par l'ancienne méthode, avec une année moyenne 1998 : depuis, la productivité annuelle a augmenté de 8,5%, et il n'y a pas de signaux de ralentissement. Le scénario I permettrait donc de ralentir fortement la capitalisation en cours, tout en alimentant une filière très dynamique de bois-énergie. L'idée de substituer aussi complètement que possible la consommation de bois-énergie au stockage en forêt est présente dans les travaux de prospective que nous avons pu consulter (Dessus *et al.*, 1998; UNECE-FAO, 2005). Enfin, insistons sur le fait que la montée en charge est prévue très rapide : 10% de l'objectif réalisé en 2009, 50% en 2012, achèvement en 2020.

4 Résultats

Date	Stocks de carbone - biomasse forestière				Quantité de bois-énergie mobilisée					
	Forêt de production (MtC)	Forêt (MtC)	Stock par ha (tC/ha)	Stockage annuel (MtC/an)	Bûche	Plaquettes	Total forêt (Mtep)	Hors forêt	Connex scieries	Total
Valeurs observées										
1999	1 010	1 060	70	16	6,3	0,0	6,3	1,9	2,2	10,4
2005	1 100	1 160	74	21	5,9	0,0	5,9	1,5	2,0	9,4
Scénario T										
2010	1 200	1 280	81	21	5,9	0,6	6,5	1,5	2,3	10,3
2020	1 340	1 470	90	19	5,9	3,1	8,9	1,5	2,6	13,1
Scénario I										
2010	1 200	1 280	81	20	5,9	1,2	7,1	1,5	2,3	10,9
2020	1 300	1 430	87	13	5,9	5,9	11,7	1,5	2,7	16,0

TAB. 3.2 – Projections sous les deux scénarios T et I.

Ce chapitre présente tout d'abord quatre exercices de prospective récents. Il détaille en particulier la méthode et les résultats obtenus dans le cadre de "Prospective 2013" grâce au modèle Goal sur lesquels s'appuient les scénarios retenus pour l'étude. Il présente ensuite la méthode utilisée pour traduire les sorties de Goal (notamment les prix et rendements) en entrées du modèle d'offre agricole et pour intégrer l'évolution des surfaces impliquée par les scénarios forestiers. La traduction de ces différentes hypothèses est déclinée en trois scénarios. Les implications des scénarios pour les variables d'activité et les émissions sont présentées.

Introduction

Le rôle des scénarios économiques dans la présente étude est de fournir un cadre cohérent aux tendances d'évolution qu'il est possible de proposer concernant les variables d'activité aux horizons 2010 et 2020.

Des projections tendanciennes existent pour plusieurs secteurs d'activité agricoles et pour des variables essentiellement de volumes de production et de surface. Elles sont néanmoins souvent insuffisantes pour l'objectif de cette étude. En effet, projeter par des méthodes statistiques d'extrapolation, même relativement sophistiquées, une série de variables sans prendre en compte leurs interactions (via notamment des contraintes d'homogénéité ou d'additivité pour les superficies) peut conduire à des incohérences (en dehors de l'ensemble des possibles, somme des surfaces supérieure à la SAU totale par exemple) De plus, les possibilités d'adaptation des acteurs dont le comportement peut être affecté par des évolutions prévisibles de prix des produits ou des intrants, doivent être prises en compte.

Par conséquent, un modèle économique jouant un rôle intégrateur est nécessaire pour assurer un couplage cohérent entre les différents niveaux d'activité des secteurs considérés (orientations technico-économiques, notamment). Un scénario économique, dans cette perspective, sera donc défini comme un ensemble d'hypothèses sur l'évolution de déterminants sous-jacents et de politiques publiques, traduites en un ensemble de projections cohérentes obtenues en prenant en compte un mécanisme de décision optimale des acteurs concernés. Il apparaît clairement à la lecture du chapitre B que les modèles économiques capables de fournir des projections cohérentes pour l'ensemble des puits/sources considérées (grandes cultures, élevage, sols et forêt) à une résolution et une échelle satisfaisantes font défaut.

Il existe de nombreux scénarios concernant l'évolution du secteur agricole, tant en France qu'au niveau mondial, qui se distinguent par l'horizon choisi (2010, 2013, 2020 ou 2030), le degré de précision des projections, les méthodes et hypothèses retenues concernant les marchés agricoles mondiaux, et les hypothèses de réforme de politiques publiques (agricoles, environnementales, énergétiques).

Nous présentons tout d'abord une sélection de scénarios économiques, dont certains sont relativement récents (ceux de la prospective Agriculture 2013 datent de septembre 2007). Ces scénarios concernent essentiellement les secteurs des grandes cultures et/ou de l'élevage. Ils doivent donc être compris comme cohérents en ce sens qu'ils fournissent des projections d'équilibre valables pour ces deux secteurs conjointement. Le secteur forêt (y compris les produits transformés du bois et l'utilisation de la biomasse d'origine ligneuse) est absent de ces scénarios.

Nous décrivons ensuite la méthode retenue pour traduire les sorties de Goal en entrées du modèle AROPAj et pour rendre cohérentes les hypothèses des scénarios forestiers avec le modèle agricole utilisée. Nous présentons enfin les trois scénarios retenus, ainsi que leur traduction en termes d'évolution des émissions agricoles.

1 Exercices de prospective récents portant sur le secteur agricole

Nous proposons dans cette section une synthèse de quatre opérations de prospective agricole, chacune donnant lieu à un scénario de référence et des variantes sur lesquelles la présente étude est susceptible de s'appuyer :

- Perspectives FAO-OCDE 2007-2013 ;
- Prospective de l'Institut de l'Élevage 2012 ;
- Scénario central du modèle MAGALI (MAP) ;
- Prospective Agriculture 2013 (Crédit Agricole, Groupama, Inra).

Les différents scénarios ont des horizons différents, mais leurs éléments constitutifs dans la plupart des cas sont les suivants :

- Un contexte macro-économique global (inflation, taux de change, croissance démographique) ;
- Réforme de la Politique Agricole Commune (suite de l'accord de Luxembourg) ;
- Objectifs biomasse ;
- Accord ou non à l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) ;
- Maintien ou non des quotas laitiers et/ou sucriers ;
- Maintien ou non des primes au maintien de troupeaux de vaches allaitantes (PMTVA).

1.1 Perspectives agricoles OCDE-FAO 2007-2016

Cet exercice régulier de prospective mené par l'OCDE (conjointement avec la FAO depuis trois ans) consiste en un calcul de projections tendanciennes de la production, la consommation, les stocks, les flux d'échanges et les prix agricoles. Comme pour tout exercice de ce type, la cohérence des projections doit être établie par l'utilisation d'un modèle économique d'équilibre (AGLINK en l'occurrence). En revanche, certaines variations sont prédéterminées pour un ensemble de variables exogènes, ou du moins celles de contexte macro-économique pour lesquelles les modifications des conditions agricoles ne devraient que peu infléchir la conjoncture économique d'ensemble.

Pour les projections OCDE-FAO, le réchauffement climatique n'est pas pris en compte, ni d'ailleurs un quelconque changement de politique agricole non prévu. Par contre, les hypothèses concernant le marché des biocarburants sont particulièrement détaillées, notamment par grand pays producteur.

Nous ne présenterons ici que les principales hypothèses relatives au contexte macro-économique, la production de biocarburants et les réformes en cours de la politique agricole. Le tableau 4.1 fournit les principales hypothèses retenues. À noter le taux de croissance particulièrement optimiste (4% par an en 2016), bien supérieur à celui proposé dans les projections de l'INSEE, par exemple. La France a récemment procédé à une révision de la croissance économique potentielle à l'horizon 2015 (+2,1%) et 2030 (+1,8%), ce réajustement ayant des conséquences pour les projections de demande énergétique notamment (voir les différentes versions d'hypothèses du modèle PRIMES, la dernière en 2006 supposant un taux de croissance du PIB national de 1,7% pour 2030).

La consommation projetée de biocarburants pour l'UE-15 s'accroît de façon spectaculaire, d'un facteur cinq comparé aux taux de progression des productions nord-américaines, chinoise et brésilienne. Concernant la future PAC, le scénario conserve un taux de gel des terres de 10%, un quota sucrier proche de l'existant en 2006, mais une baisse d'un tiers du prix de référence. Le prix de soutien européen pour les céréales est fixé à 101 \$/t, le paiement compensatoire à l'hectare est de 31 €/ha (comme celui des oléagineux et du gel des terres). Les différentes primes concernant le bétail sont supprimées (primes spéciales, primes à l'abattage, prime vaches allaitantes). Les quotas laitiers sont maintenus avec un niveau de 144 millions de tonnes, et un prix d'intervention pour le beurre de 2 464 € par tonne, et de 1 747 € la tonne pour le lait écrémé en poudre.

Le tableau 4.2 indique les tendances OCDE-FAO (OCDE et FAO, 2007) pour un ensemble de prix agricoles, en distinguant les prix européens des prix mondiaux : blé, autres céréales, oléagineux, tourteaux, etc.

	Unité	2006	2016
Hypothèses macroéconomiques			
Croissance annuelle PIB UE15	(%/an)	4,8	4
Croissance démographique annuelle UE	(%/an)	2,20	2,13
Croissance démographique annuelle mondiale	(%/an)	2,86	3,05
Taux d'inflation zone OCDE	(%/an)	2,4	< 2
Prix pétrole Brent	(\$/baril)	65	60
Biocarburants			
<i>États-Unis</i>			
Production annuelle éthanol	(Mdl)	23	46
Production maïs éthanol	(Mt)	55	111
<i>UE</i>			
Consommation annuelle (éthanol+biodiesel)	(Mdl)	5,5	29
(dont éthanol)	(Mdl)	(2)	(15)
Production blé éthanol	(Mt)	2,5	17,5
Production maïs éthanol	(Mt)	1	5
Production oléagineux pour biodiesel	(Mt)	11	21
<i>Canada</i>			
Production éthanol	(Mdl)	0,5	2
Production maïs éthanol	(Mt)	0,7	3,7
Production blé éthanol	(Mt)	0,4	1,5
<i>Chine</i>			
Production annuelle éthanol	(Mdl)	1,5	3,8
Production maïs éthanol	(Mt)	9	3,5
<i>Brésil</i>			
Production annuelle éthanol	(Mdl)	17	44
		(210 Mt maïs)	(500 Mt canne à sucre)
Prix et politiques			
Paiement compensatoire oléagineux	(€/ha)	31	31
Taux de gel obligatoire	(%)	10	10
Prix de base boeuf	(€/kg)	2,22	2,22
Prix d'achat boeuf	(€/kg)	1,56	1,56
Prix de base porc	(€/kg)	1,51	1,51
Prix de base ovins	(€/kg)	5,04	5,04
Quota laitier	(Mt)	143	144
Prix d'intervention beurre		2708	2464
Prix d'intervention lait écrémé poudre	(€/t)	1798	1747
Prix de référence sucre	(€/t)	632	404
Quota sucre	(kt)	15 910	16 188

Notes. Mt : millions de tonnes ; Mdl : milliards de litres ; kt : kilo tonne

TAB. 4.1 – Principales hypothèses des perspectives OCDE-FAO 2007-2016

	2006	2016
Prix mondiaux (\$/t)		
Blé	204	183,2
Céréales secondaires	140,4	138,2
Riz	311,4	326
Oléagineux	289,9	299,6
Tourteaux d'oléagineux	204,9	200,8
Huiles végétales	590,7	613,9
Beurre	1865,0	2226,0
Lait écrémé en poudre	2349,0	2517,0
Lait entier en poudre	2294,0	2531,0
Poudre lactosérum	745,0	892,0
Caséine	4860,0	4394,0
Prix européens (€/100 kg)		
Blé	10,4	10,4
Riz	14,3	14,3
Autres céréales	10,0	9,9
Oléagineux	16,6	18,5
Viande bovine	285,2	260,9
Viande ovine	387,0	409,0
Viande porcine	145,0	160,6
Viande de volaille	101,5	111,3
Lait (€/litre)	0,278	0,275
Beurre	275	264
Fromage	397	390
Lait écrémé en poudre	187	189

TAB. 4.2 – Tendances OCDE - FAO 2007-2016

1.2 L'élevage français à l'horizon 2012

Cette étude a été réalisée par l'Institut de l'Élevage (Perrot et Guesdon, 2006). Elle représente une analyse de l'évolution des différents secteurs de l'élevage en France depuis 1988. Les données utilisées proviennent des Enquêtes Structures (SCEES) mais avec un zonage et une typologie spécifiques. Les principaux déterminants démographiques et structurels sont modélisés sur une période de référence 2000-2003.

La procédure adoptée consiste d'abord en une estimation (par régression logistique) de la probabilité de maintien d'une activité d'élevage en 2012, pour chaque secteur, à partir des caractéristiques de chaque exploitation. Ensuite, l'étude procède à une modélisation des reconversions les plus fréquentes, notamment l'abandon de la production laitière pour la production de viande bovine, la décapitalisation avant une fin d'activité, etc. Le tableau 4.3 fournit les variations annuelles d'effectifs entre 2003 et 2012, ainsi que le nombre d'élevages pérennes, pour différentes catégories d'animaux (vaches, brebis, etc.), et le nombre total d'exploitations.

Les principales conclusions de l'étude sont les suivantes :

- La disparition rapide des petits élevages entraîne une professionnalisation du secteur, avec un taux de diminution annuel global de 4.75% et de l'ordre de 8 à 10% par an pour les très petits élevages. Le maintien du cheptel actuel supposerait une croissance des élevages pérennes d'environ 20% des UGB en neuf ans (14% pour l'engraissement des jeunes bovins, 20% pour les vaches allaitantes, 27% pour les vaches laitières et 33% pour les brebis viande).
- L'impact de la réforme de la PAC sur le secteur laitier sera peu important si le prix du lait ne baisse pas de façon importante.
- Le cheptel allaitant peut se stabiliser, 29% des détenteurs de vaches allaitantes étant susceptibles d'arrêter cette production d'ici 2012. Une partie de ces arrêts de production serait compensée par la reconversion d'exploitations transformant leurs vaches laitières en vaches allaitantes.
- Par contre, en l'absence de reconversion possible pour le cheptel allaitant, une baisse importante du prix des bovins peut entraîner une réduction du cheptel.
- Le déclin du secteur ovin viande est une tendance lourde (50% des éleveurs dans ce secteur étant susceptibles d'arrêter la production d'ici 2012.)
- La hausse de la productivité du travail est une condition indispensable à la survie économique des éleveurs.

	Nombre d'exploitations			Variation annuelle	Elevages pérennes
	2000	2003	2012	2012 / 2003	
Très petits élevages	86 200	68 400	25 900	-10,2%	17 400
Élevage chèvres	6 800	6 100	3 700	-5,4%	4 300
Élevage brebis laitières	5 500	5 300	3 900	-3,4%	4 700
Élevage vaches laitières	117 700	106 800	75 600	-3,8%	86 000
Élevage vaches allaitantes	101 700	91 600	70 800	-2,8%	68 900
Élevage brebis viande	12 600	11 900	9 100	-2,9%	9 100
Élevage bovins sans vaches	8 000	6 600	3 000	-8,4%	3 000
Poly-élevages complexes	9 800	7 900	5 500	-3,9%	5 500
Total élevages de ruminants	348 400	304 600	197 600	-4,7%	197 600

TAB. 4.3 – L'élevage français à l'horizon 2012 (Perrot et Guesdon, 2006)

Le tableau 4.4 présente l'évolution du nombre de vaches entre 2003 et 2012, pour les vaches laitières et allaitantes, et selon plusieurs scénarios : lait bas, viande bas, etc.

	2003	Scénario 2012		
		tendanciel	lait bas et viande bas	lait bas et viande brut
Vaches laitières / ferme laitière	4 000	3 600	3 300	3 300
Vaches allaitantes / ferme laitière	500	370	230	360
Vaches allaitantes / autres exploitations	3 500	3 500	2 920	3 650
Total vaches allaitantes	4 000	4 000	3 520	4 750
Total vaches	8 000	7 600	6 820	8 050

TAB. 4.4 – Évolution du nombre de vaches (en milliers, Perrot et Guesdon, 2006)

1.3 Le scénario central du modèle MAGALI (MAP)

Le modèle MAGALI contient une décomposition de l'offre agricole en catégories plus fines que beaucoup d'autres modèles, en particulier pour le secteur de l'élevage et la production d'aliments composés. Cependant, son horizon ne lui permet que de proposer des projections aux alentours de 2010 et non pour 2020, car la période de projection du modèle va de 2005 à 2012. Les hypothèses macro-économiques, celles relatives aux réformes de politique agricole et à la politique de biocarburants sont résumées ci-dessous.

Les principales hypothèses du modèle MAGALI pour 2012 sont les suivantes :

- Taux d'inflation moyen de 1,9% par an
- Découplage partiel des aides végétales (75%)
- Découplage des aides animales total sur PSBM, partiel sur PAB, gros bovins, PCO
- Recouplage total de la PMTVA et de la PAB veau
- Activation possible des DPU sur les productions éligibles sauf cultures pérennes et légumes
- Spécificité des DPU "jachère"
- Prise en compte des réformes sectorielles, notamment les OCM "lait" et "sucre".

Concernant la poursuite du plan "biocarburants", l'on suppose ici que la production de cultures industrielles s'effectuera sur des surfaces en gel, avec une aide unique "DPU jachère". La SMG (Surface Maximale Garantie) est de 375 000 hectares, avec une aide à la production hors surface gelée de 45 €/ha.

Les variations de prix sur les marchés des céréales et oléo-protéagineux pour une sélection de biens agricoles sont indiquées dans le tableau 4.5. Le tableau 4.6 présente les projections de surfaces, d'effectifs d'animaux, de livraison d'engrais et de production d'aliments composés.

	Prix, taux de croissance annuel 2004-12
Blé tendre	-0,8%
Blé dur	0,0%
Orge	-1,3%
Mais grain	-0,9%
Autres céréales	-1,6%
Colza	1,4%
Tournesol	-0,3%
Protéagineux	-1,5%

TAB. 4.5 – Modèle MAGALI, taux de croissance annuel des prix des productions COP, 2004-2012

	Taux de croissance annuel		
	2005	2005-2012	2012
Superficies (1 000 ha)			
Blé dur	422	0,9%	449
Blé tendre	4 841	0,0%	4 841
Maïs	1 652	1,0%	1 771
Orge	1 600	0,5%	1 656
Total céréales	9 149	0,1%	9 213
Colza	1 229	3,6%	1 574
Tournesol	643	-5,1%	446
Protéagineux	424	-5,5%	285
Betteraves indus,	379	-1,7%	336
Maïs fourrage	1 388	-1,7%	1 231
Autres fourrages	13 285	0,2%	13 472
Gel non cultivé	1 237	-2,9%	1 006
Effectifs animaux (1 000 têtes)			
Veaux (<1 an)	5 056	-1,7%	4 484
Bovins mâles (1-2 ans)	964	-1,3%	879
Génisses (>1 an)	4 557	-1,8%	4 013
Bovins mâles (>2 ans)	429	-1,2%	394
Vaches laitières	3 895	-0,4%	3 787
Vaches nourrices	4 029	-1,4%	3 650
Livraison unités d'engrais minéraux (1 000 t)			
Azote (N)	2 325	0,0%	2 325
Phosphore (P ₂ O ₅)	683	-1,3%	623
Potasse (K ₂ O)	897	-9,4%	449
Production d'aliments composés (1 000 t)			
Pour gros bovins	1 659	1,1%	1 791
Pour veaux	487	2,4%	575
Pour vaches laitières	2 821	0,4%	2 901
Pour porcins	1 659	0,4%	1 706
Pour volailles	1 445	0,2%	1 465
Pour poules pondeuses	2 096	1,5%	2 326
Pour ovins et caprins	613	2,3%	718

TAB. 4.6 – Modèle MAGALI, projections des surfaces, effectifs animaux, engrais et production d'aliments composés, 2004-2012

1.4 Prospective Agriculture 2013

1.4.1 Méthode générale

Cet exercice de prospective, commandité par le Crédit Agricole, Groupama, et l'Inra et achevé en septembre 2007, est complémentaire de deux autres exercices de prospective : Agrimonde (horizon 2035) et Nouvelles Ruralités (horizon 2025).

L'horizon retenu (2013) est relativement "modeste", ce qui implique peu de variété dans les hypothèses retenues par rapport à la période de l'étude (2006-2007).

La démarche générale de la prospective est la suivante. Tout d'abord, les déterminants de la demande mondiale en produits agricoles sont identifiés (évolution de la consommation, de la population ; émergence du secteur de la transformation, carbone renouvelable), ainsi que les outils de régulation principaux (OMC, PAC).

Ensuite, des représentations et hypothèses simplifiées des facteurs de la demande et des outils de régulation sont réalisées, aboutissant à la construction de scénarios comme combinaisons de ces hypothèses. Le nombre de ces scénarios est volontairement limité aux variantes pertinentes pour le secteur agricole.

Enfin, les effets des scénarios sont obtenus de deux manières : quantitative, à partir de modèles économiques de simulation, et qualitative, à partir des travaux de panels d'experts (chercheurs ou non). La liste des panels est la suivante :

Panel 1 : économie des exploitations agricoles

Panel 2 : dimensions sociales de l'évolution des activités agricoles

Panel 3 : transformation et distribution

Panel 4 : environnement "eau - air - sol"

Panel 5 : environnement "biodiversité et paysages"

Panel 6 : qualité et risques sanitaires.

Cette méthodologie mobilisant à la fois des modèles économiques et des tendances relativement précises en termes d'impacts attendus constitue l'une des originalités de cette opération de prospective.

1.4.2 Les hypothèses retenues

Les scénarios à utiliser pour tous les modèles économiques et l'ensemble des groupes d'experts sont définis par les jeux d'hypothèse suivants :

H1 : croissance économique et évolution de la demande alimentaire mondiale

H1a) ralentissement

H1b) maintien

H1c) accélération

H2 : Préoccupations environnementales et énergétiques

H2a) statu quo (Kyoto, incorporation biocarburants)

H2b) renforcement (lutte contre GES, incitation à la production de biomasse)

H3 : Règles du commerce international (négociations cycle de Doha)

H3a) Échec des négociations, d'où développement accords bilatéraux et régionaux (PTA)

H3b) Accord modéré à l'OMC (proposition communautaire d'octobre 2005, réduction des droits de douane de 39% et 8% pour les produits sensibles)

H4 : La PAC

H4a) maintien (issue de la réforme juin 2003)

H4b) réforme 1 : découplage total, suppression du mécanisme de l'intervention, réduction des aides du premier pilier de 35%, modulation obligatoire de 20%, transfert des ressources économisées sur le 2nd pilier, suppression de la jachère et des quotas lait et sucre

H4c) réforme 2 : maintien de la PMTVA et des quotas laitiers (pour tenir compte du rôle territorial de l'élevage herbivore)

Le tableau 4.7 synthétise les cinq scénarios de la prospective :

Scén.	Demande de produits agr. [croissance économique et usages non alimentaires]	Outils de régulation [OMC et PAC]	
I - a	ralentissement de la croissance	Maintien PAC	Accord OMC, ouverture modérée
I - b	et statu-quo environnemental		Échec OMC, accords bilatéraux
II - a	Maintien de la croissance et préoccupations environnementales renforcées	Réformes PAC 1 ou 2	Accord OMC, ouverture modérée
II - b			Échec OMC, accord bilatéraux
III	Accélération de la croissance. Statu-quo environnemental	Réformes PAC 1 ou 2	Accord OMC, ouverture modérée

TAB. 4.7 – Les cinq scénarios de la prospective 2013

Certaines simplifications sont rendues nécessaires par la nature des données disponibles, la possibilité d'intégrer ou non l'impact de certaines décisions dans les modèles, ou encore l'incertitude sur le devenir de certaines options politiques. Ainsi, concernant les préoccupations environnementales, celles-ci se limitent à la question du réchauffement climatique et celle de la réduction des gaz à effet de serre (GES). La contribution potentielle de l'agriculture française aux émissions de GES n'est pas traitée et l'on se restreint aux conséquences pour l'agriculture française et européenne de deux éléments de contexte résultant d'une volonté de renforcement politique de lutte contre GES :

- Un accord post-Kyoto plus contraignant et appliqué à l'échelle mondiale
- Une accélération de la production des biocarburants.

Dans les Scénarios I et III, le statu quo environnemental inclut le maintien de l'accord de Kyoto actuel et/ou le développement de la production de biocarburants de l'Union Européenne et des États-Unis selon les objectifs antérieurs (5,75% pour l'EU, 7% en France pour 2015).

Le Scénario II (toutes ses variantes) inclut l'accord "facteur 4" (à savoir une division par quatre des émissions de GES en 2050), une accélération de la production des biocarburants dans l'EU et aux États-Unis (incorporation de 10% dans l'EU à l'horizon 2015).

Concernant les accords commerciaux, seuls les accords ACP, Euromed et Mercosur sont pris en compte.

1.4.3 Les modèles économiques retenus

Le tableau 4.8 présente les modèles économiques utilisés pour l'exercice quantitatif au sein de la prospective. La majorité de ces modèles sont développés actuellement par des chercheurs économistes de l'INRA, principalement dans les unités de recherche de Paris-Grignon et de Rennes, à l'exception de celui du CEPPII.

Nous présentons à présent à titre d'illustration la démarche et les résultats obtenus au moyen du modèle GOAL (Gohin, 2007).

1.4.4 Application : le modèle GOAL

1.4.4.1 Présentation du modèle

Le modèle GOAL est un modèle d'équilibre général calculable, prévu pour calculer les prix d'équilibre des marchés de produits agricoles à l'horizon 2014. Il distingue 32 biens agricoles, 30 biens agro-alimentaires de première transformation, 10 biens d'agrofouritures, et 2 biens/services dans le reste de l'économie.

Nom	Catégorie	Couverture géographique / produits	Domaine de compétence	Institution
GOAL	Équilibre général	EU à 15 Ensemble de l'économie	Réformes PAC	INRA SAE2 (Rennes)
MIRAGE	Équilibre général	Monde Ensemble de l'économie	Accords commerciaux	CEPII (Paris)
OLEOSIM	Équilibre partiel	Monde Grandes cultures	Projections (biocarburants) Réformes PAC	INRA SAE2 (Rennes)
WEMAC	Équilibre partiel	Monde Grandes cultures	Projections Réformes PAC	INRA SAE2 (Rennes)
OSCAR	Modèle d'exploitations	France Grandes cultures	Filières biocarburants Incitations biocarburants	INRA SAE2 (Paris-Grignon)
MOREA	Modèle d'offre agrégée	France, Régions	Réformes PAC	INRA SAE2 (Paris-Grignon)
Simulations comptables	Autres approches		Revenus agricoles poids/distribution des aides	INRA SAE2 (Nantes)
Chaînes de Markov	Autres approches	France	Démographie des exploitations	INRA SAE2 (Paris-Grignon)

TAB. 4.8 – Les modèles de la prospective 2013

La liste des produits est la suivante :

- *Biens agricoles* : blé tendre, orge, maïs grain, colza, tournesol, soja, protéagineux, betteraves, prairies, autres fourrages, volailles, oeufs, porcs, gros bovins, veaux élevage, veaux boucherie, vache laitière, lait vaches, matière grasse lait, matière protéique lait, vache nourrice, génisses, bovins mâles, ovins et caprins, lait ovins et caprins, fruits, légumes, pomme de terre, azote organique, phosphore organique, potassium organique, autres biens agricoles.
- *Biens agroalimentaires* : viande bovine, viande porcine, viande volaille, viande ovine, viande veau, farine animale, graisses animales, beurre, poudre écrémée, poudre grasse, lait liquide, fromage lait de vache, fromages autres laits, autres produits laitiers, aliments composés, sons, corn gluten feed, iso-glucose, bio-éthanol, autres issus céréales, huile de colza, huile de tournesol, huile de soja, autres huiles, tourteau de colza, tourteau de tournesol, tourteau de soja, sucre, pulpe, mélasse.
- *Autres biens et services* : azote minéral, phosphore minéral, potassium minéral, pesticides, produits vétérinaires, farine de poisson, autres aliments riches en protéines, minéraux, semences, commerce alimentaire, autres biens et services.

La situation de référence pour 2014 est calculée comme l'évolution tendancielle à partir de 1995, en intégrant toutes les décisions politiques déjà adoptées (jusqu'en 1995).

Les décisions politiques retenues sont la mise en œuvre complète de la réforme de la Politique Agricole Commune de 2003 (Accord de Luxembourg), la satisfaction des objectifs de la directive européenne concernant la promotion des biocarburants, l'absence d'un nouvel accord à l'OMC, et enfin l'absence de nouveaux accords commerciaux bilatéraux.

Concernant les variables (exogènes) de contexte, plusieurs hypothèses sont faites sur le taux d'inflation, les productivités marginales des facteurs (+1,25% de hausse par an pour les céréales, +0,5% par an pour l'alimentation animale), l'évolution des préférences alimentaires (+0,5% par an pour les huiles végétales, -0,5% par an pour le beurre, etc.), la progression des marges commerciales dans le secteur de la distribution alimentaire (+1,5% par an), etc. Une dernière hypothèse concerne la hausse des échanges intra-européens, fixée à +10% sur la période 1995-2014.

Le tableau A.1 (cf annexe A) fournit les projections de prix des produits dans la situation de référence pour l'année 2014.

1.4.4.2 Implication du scénario 1a dans le modèle GOAL

Ce scénario postule un ralentissement de la croissance économique, un statu quo environnemental, le maintien de la PAC 2003, et un accord à l'OMC sous forme d'une ouverture modérée.

Le ralentissement de la croissance se traduit par une hypothèse de diminution du rythme de progrès technique (-35% sur la période) et la diminution du rythme de l'accumulation du capital technique (-3,5%). L'on suppose de plus une réduction des conditions de marché concernant les produits agricoles et agro-alimentaires (-6%). Pour les politiques commerciales, l'hypothèse d'accord à l'OMC se traduit par la suppression de l'ensemble des subventions aux exportations, la baisse étagée des droits de douane (-30, -60, -90 %), la sélection de certains produits sensibles (8% des lignes tarifaires pour lesquelles la réduction tarifaire est égale à 50% de la formule générale). Enfin, l'on ne suppose pas de modifications des aides directes couplées de la boîte bleue, et pas d'ouverture de contingents tarifaires en contrepartie.

1.4.4.3 Implication du scénario 2b dans le modèle Goal

On rappelle que le scénario 2b de la prospective (voir tableau 4.7) consiste en un maintien de la croissance économique, des préoccupations environnementales renforcées, un échec des négociations à l'OMC, et la formation ou le maintien d'accords bilatéraux, et la réforme de la PAC (Réforme 1 ou 2).

La mise en place du scénario 2b passe par l'intégration des différentes mesures de politique agricole. Un certain nombre d'aides sont supprimées : les aides directes couplées à la terre pour les grandes cultures, les aides PSBM, PABN et PMTVA couplées aux animaux, et les quotas associés (pour la PSBM et la PMTVA). Sont également supprimés la prime ovine et le gel des terres obligatoire. On suppose un alignement de l'effet du couplage des Droits à Paiement Unique (DPU) à un niveau de 7,5% dans tous les secteurs éligibles à l'activation de ces droits, une réduction de 35% de l'effet du couplage lié à la diminution du budget européen, et une réduction supplémentaire de 20% correspondant au basculement des aides vers le second pilier de la PAC. Une subvention de 480 € par UTA est introduite au titre de la redistribution de la modulation. Enfin, l'on suppose la suppression totale de l'intervention et des quotas dans les secteurs laitier et sucrier.

Le tableau suivant (tableau 4.9) présente une sélection de projections correspondant à la situation de référence et les scénarios 1a et 2b. Les résultats en termes absolus et en pourcentages correspondent à des variations sur la période 1995 - 2014.

	Unité	Blé	Maïs	Tourteau colza	Gros bovins	Sucre biocarburants
Situation de référence 2014 (variation 2014-1995)						
Prix domestique	(€/t)	121	143	97	3 181	336
		(-7,4%)	(-13%)	(-10,5%)	(+13,3%)	(+9,7%)
Prix mondial	(€/t)	121	98	114	2 882	336
		(+7,3%)	(-30,8%)	(-18,7%)	(+55,5%)	(+9,7%)
Surfaces	(1000 ha)	14 180	3 821	3 599	16 065	
		(+6,5%)	(+1,7%)	(+44%) ^b	(+11,4%) ^a	
Scénario 1a (variation par rapport à la référence)						
Prix domestique	(€/t)	110	131	84	2 628	312
		(-9,6%)	(-7,9%)	(-13,0%)	(-17,4%)	(-7,2%)
Prix mondial	(€/t)	110	92	99	2 549	312
		(-9,6%)	(-6,0%)	(-13,0%)	(-11,5%)	(-7,2%)
Surfaces	(1000 ha)	14 486	3 987	3 561	16 176	
		(+2,2%)	(+4,4%)	(-2,3%) ^c	(+0,7%) ^a	
Scénario 2b (variation par rapport à la référence)						
Prix domestique	(€/t)	122	144	96	3 372	339
		(+0,7%)	(+0,8%)	(-0,5%)	(+6,0%)	(+1,0%)
Prix mondial	(€/t)	122	98	114	3 032	339
		(+0,7%)	(0,0%)	(-0,5%)	(+5,2%)	(+1,0%)
Surfaces	(1000 ha)	14 597	3 920	3 955	17 777	
		(+2,9%)	(+2,6%)	(+10,3%) ^d	(+10,7%) ^a	

^a fourrages sur terres arables ; ^b -15% gel ; ^c +4,1% gel ; ^d -7,8% gel

TAB. 4.9 – Projections issues du modèles GOAL, tendances 1995-2014

2 Mise en place des scénarios

Dans cette section, nous décrivons la procédure utilisée pour traduire les résultats pertinents de Goal (scénario de référence, dit “central” dans la suite, scénarios 1a et 2b) en entrées du modèle d’offre agricole utilisé pour projeter les variables d’activité aux horizons 2010 et 2020.

Compte tenu des différences dans la résolution spatiale des deux modèles (UE-15 comme un seul bloc d’un côté, un ensemble d’exploitations-types de l’autre), dans les sources de données, l’année de calibrage (1995 vs 2002) et les horizons temporels des deux exercices de simulation (2014 vs 2010 et 2020), la traduction des résultats de Goal a nécessité un travail important.

2.1 Prix

L’un des principaux avantages d’un modèle tel que Goal est de fournir des projections de prix d’équilibre cohérentes avec les hypothèses qui sous-tendent l’évolution des différentes composantes de l’offre et de la demande sur les marchés agricoles. L’évolution des prix d’équilibre sur les marchés agricoles tient ainsi compte des ajustements économiques entre l’année de calibrage du modèle et l’horizon de modélisation (1995 et 2014 en l’occurrence). Les prix reflètent donc des évolutions qui s’opèrent à un niveau d’agrégation assez élevé et sur un horizon temporel suffisamment long pour que les ajustements structurels sous-jacents opèrent complètement.

Par contraste, le modèle d’offre agricole utilisé ici met l’accent sur la dimension *microéconomique* de l’offre agricole et sur la *diversité* des conditions économiques de production au niveau des exploitations-types. Il tient compte de la distribution des exploitations-types représentées en termes de ressources en terre, de structures existantes (notamment pour les activités animales), de la productivité des facteurs (rendements) et des prix des produits. Les prix dans cette démarche sont des données exogènes (voir la description du modèle, annexe B). Dans le cadre de cette étude, ils doivent donc être renseignés de manière externe. Pour chacun des scénarios, ils sont donc calculés sur la base des résultats de Goal pour les scénarios correspondants (“référence”, “1a” et “2b”).

Du fait des différences importantes qui existent entre les deux modèles, on utilise les variations des prix des produits couverts par Goal pour la période 1995–2014. Ces prix, exprimés en termes relatifs par rapport à l’année de base (1995), sont ensuite comparés aux évolutions relevées par Eurostat sur la période 1995–2002. Les prix Eurostat sont également exprimés en base 1995 pour éviter d’introduire des écarts nominaux fictifs dus à l’utilisation de sources statistiques différentes. Pour chaque produit, on calcule ainsi l’évolution relative nécessaire des prix entre 2002 et 2014 pour que la variation relative de prix projetée par Goal soit respectée sur l’ensemble de la période 1995-2014.

Il est important de distinguer ici la dimension structurelle (de long terme) des évolutions de nature plus conjoncturelle. La méthode retenue revient à considérer que la projection de Goal fournit une évolution tendancielle de long terme. Une conséquence directe est que les signes des variations prises en compte entre 2002 et 2010 ou 2020 peuvent être différents de ceux donnés par Goal sur la période 1995–2014 selon la position relative des prix Eurostat de 2002 par rapport à la tendance de long terme (possibilité de “rattrapage” ou au contraire de “ralentissement” sur la période 2002–2014).

Une deuxième conséquence est que des éléments conjoncturels, liés à des chocs d’offre et/ou de demande à court terme ne sont pas pris en compte. Les composantes conjoncturelles de la hausse des prix des matières premières agricoles observée récemment ne sont donc pas intégrées. Les déterminants structurels concernant par exemple la croissance de la demande alimentaire et non-alimentaire ou l’accumulation du capital, en revanche, le sont.

Sur la période 2014–2020, non couverte par les simulations de Goal, les prix sont supposés croître au rythme général de l’inflation de sorte que les prix relatifs des différents produits agricoles sont maintenus. Sur la période 2010–2020, cela revient à intégrer la partie des évolutions de prix relatifs projetés par Goal entre 2010 et 2014. Les horizons d’intérêt étant ici 2010 et 2020, on fait l’hypothèse que les évolutions se font à

régime constant. Nous ne supposons donc pas de différence dans les rythmes de croissance des prix entre la période 2002–2010 et 2010–2014.

Les taux de croissance annuels moyens des prix agricoles pour les périodes 2002–2010 et 2010–2020 sont ensuite appliqués aux prix qui prévalent en 2002 pour chacune des exploitations-types représentées par AROPAj. Ces prix, issus des données du RICA, intègrent des différences individuelles. Cette dernière étape suppose ainsi que les écarts de prix relatifs qui peuvent exister entre les exploitations—du fait par exemple de différentiels de qualité—sont préservés en termes relatifs. Appliqués aux différents scénarios de prix, les écarts de prix relatifs projetés par Goal entre les scénarios sont également maintenus pour chacun des produits concernés.

Il est important de noter qu’une partie des hypothèses constitutives des scénarios de Goal ne se traduit concrètement pour le modèle d’offre agricole que par des modifications de prix domestiques. C’est le cas par exemple pour les impacts des négociations commerciales à l’OMC, des effets macro-économiques d’une croissance plus ou moins rapide, des modifications dans les préférences alimentaires, et (dans une certaine mesure) du développement des biocarburants. C’est donc *via* leurs effets sur les prix domestiques que ces éléments sont intégrés au modèle d’offre.

2.2 Rendements

L’évolution des rendements dans Goal reflète à la fois la présence d’un progrès technique exogène et d’un effet prix endogène. C’est principalement ce dernier effet que l’on souhaite capturer dans les simulations dans la mesure où il n’est pas pris en compte de manière endogène dans le modèle d’offre. On tient compte de l’évolution des rendements issus du modèle Goal d’une manière similaire à celle décrite pour les prix. L’évolution donnée par Goal sur la période 1995–2014 est confrontée aux évolutions des rendements rapportées par Eurostat pour chaque produit. Au delà de 2014, les rendements sont prolongés au taux moyen annuel de croissance donné par Goal.

2.3 Prise en compte de l’expansion des surfaces forestières

Afin d’assurer la cohérence avec les scénarios forestiers en termes de partage entre forêt et agriculture, nous ajustons les surfaces disponibles pour l’agriculture en nous basant sur les hypothèses exposées au chapitre 3.

La moitié de l’expansion des surfaces forestières est supposée provenir de terres agricoles, l’autre moitié provenant d’espaces naturels et/ou non-agricoles. Nous adoptons donc ici une hypothèse relativement conservatrice en retenant une proportion légèrement inférieure à la part des surfaces prairies et cultures converties en forêt. En 2005, les terres converties en forêt provenaient de prairies (*grassland*) pour environ 50% et de terres cultivées (*cropland*) pour environ 10% (CITEPA, 2006, table 5.A).¹ Cette hypothèse est justifiée par le fait que le modèle d’offre agricole ne couvre pas l’ensemble des surfaces agricoles, en particulier celles couvertes par les petites exploitations non professionnelles et/ou spécialisées dans certaines cultures (viticulture et horticulture en particulier).

Ce sont ainsi 245 kha de terres agricoles qu’il est nécessaire de “libérer” entre 2002 et 2010 (40 kha/an entre 2002 et 2005, puis 25 kha/an entre 2006 et 2010) et 250 kha supplémentaires entre 2010 et 2020, soit un peu moins de 500 kha sur l’ensemble de la période 2002-2020.

Pour répartir régionalement ces changements d’usage des terres, et en l’absence de modèle permettant de déterminer l’allocation complète des terres entre les différents usages, nous utilisons la valorisation marginale du facteur terre issue du modèle d’offre agricole. Pour une exploitation donnée, cette dernière est déterminée par la duale associée à la contrainte du respect de la ressource en facteur terre. Cette variable duale représente la variation de marge brute lorsque la surface totale de l’exploitation s’accroît marginalement. Elle s’apparente ainsi au coût d’opportunité du facteur fixe terre et constitue un résultat important

¹Elles étaient plus marginalement issues de la conversion de zones humides (*wetland*, 5%) et artificielles (*settlements*, 1%), le tiers restant provenant de la catégorie “Autres usages”.

des modèles fondés sur la programmation mathématique. Ce coût d'opportunité dépend en particulier des prix et des rendements qui prévalent pour l'exploitation considérée. La distribution de cette variable sur l'ensemble des exploitations-types représentées reflète la diversité de la productivité des facteurs de production. On peut ainsi déterminer les exploitations pour lesquelles un accroissement (respectivement une réduction) unitaire de surface est le plus profitable (respectivement la moins coûteuse).

Le coût d'opportunité de la ressource en terre renseigne ainsi sur l'offre potentielle de terre par l'agriculture. En toute logique économique, cette "offre" doit être confrontée à une "demande" en provenance des autres usages possibles de la terre, l'équilibre sur le marché foncier déterminant les prix et les quantités résultant de cette confrontation. Ne disposant pas d'éléments dans le cadre de cette étude sur la demande foncière des autres secteurs (autre que la quantité totale de terre nécessaire donnée par les scénarios forestiers), nous adoptons une procédure *ad hoc* pour assurer la cohérence avec les hypothèses concernant les évolutions de surfaces forestières présentées au chapitre 3².

Pour chaque scénario, nous intégrons les modifications de prix, de rendements et de politiques relatives à la situation pour 2010. Cette simulation initiale est faite à surface totale de chaque exploitation-type constante et permet de calculer le coût d'opportunité de la terre pour chacune d'entre elles. Les exploitations-types sont ensuite classées par coût d'opportunité de la terre croissant.

Les réductions de surface sont affectées prioritairement aux exploitations présentant les coûts d'opportunité de la terre les plus faibles. Même en se dotant de ce critère simple, il existe une infinité de distributions satisfaisant la contrainte globale de réduction de surface. Nous limitons donc à 10% la proportion de surface qui peut être libérée par l'exploitation présentant le coût d'opportunité le plus faible et imposons une forme fonctionnelle simple pour le taux de réduction des exploitations suivantes. Ce taux est supposé décroître (plus que linéairement) avec l'écart au coût d'opportunité le plus faible parmi les exploitations-types. On peut ainsi déterminer la réduction de surface à appliquer à chaque exploitation type afin que le cumul des réductions soit égal à l'expansion des surfaces forestières. Cette procédure est ensuite répétée pour le scénario 2020 avec les nouveaux paramètres de prix et de rendements en intégrant la modification des surfaces obtenues pour 2010.

Cette procédure appelle plusieurs remarques. Tout d'abord, elle permet d'assurer la cohérence entre des scénarios forestiers nationaux et le modèle agricole sans imposer de distribution régionale *a priori*. Toutefois, elle ne reflète pas complètement les mécanismes d'ajustement économique sur le marché de la terre. De plus, les hypothèses prises (taux de réduction maximal, forme fonctionnelle de ce taux) influent sur la distribution de la réduction de surfaces entre les exploitations. Un taux maximal de réduction plus élevé tend ainsi à concentrer la réduction de surface sur un nombre d'exploitations plus restreint et donc à diminuer le coût d'opportunité seuil³.

3 Simulation pour l'année de référence

Nous présentons tout d'abord les résultats obtenus pour 2002 (année de calibrage du modèle AROPA⁴). Cette version correspond à celle utilisée dans De Cara et Jayet (2006) et est également discutée dans Debove et Jayet (2007). La simulation pour 2002 intègre les dispositions de la PAC dans sa version "Agenda 2000" et est basée sur les données du RICA européen 2002.

Les résultats agrégés au niveau français ne correspondent pas nécessairement exactement aux valeurs reportées par ailleurs dans les bases statistiques nationales. Trois raisons principales expliquent cet écart.

²Par ailleurs, une modélisation fine du marché de la terre nécessiterait de prendre en compte les spécificités du marché foncier et les coûts de transaction associés, un développement intéressant mais qu'il nous a été impossible à mener dans le temps alloué à cette étude.

³Des analyses de la sensibilité à ces hypothèses seraient ici nécessaires, analyses qu'il n'a malheureusement pas été possible de mener dans le temps imparti. La robustesse de la distribution des exploitations en termes de coûts d'opportunité ainsi que la correspondance relativement bonne de la répartition régionale avec les éléments qualitatifs donnés au chapitre 3 indiquent néanmoins que cette procédure donne des résultats satisfaisants compte tenu des informations dont nous disposons.

⁴Une version basée sur les données du RICA européen 2004 est en cours de calibrage. Elle n'a pu être utilisée dans le cadre de cette étude.

La première est que le RICA, reposant sur des données d'enquêtes, ne représente pas de manière exhaustive l'ensemble de l'agriculture française. Les données de cette base peuvent donc présenter un écart avec d'autres sources statistiques. La deuxième raison est que certaines exploitations (et les surfaces qui y sont associées) ne sont pas prises en compte dans le modèle. C'est le cas notamment des exploitations spécialisées dans les activités telles que la viticulture, le maraîchage ou l'arboriculture. De plus, la typologie qui conduit à regrouper les résultats des exploitations enquêtées en exploitations-types (157 pour la France en l'occurrence) et à leur associer la somme des poids donnés par le RICA implique un biais d'agrégation. Ce biais – inévitable du fait de la contrainte de respecter d'un certain niveau d'agrégation pour des raisons de secret statistique – décroît avec le nombre d'exploitations-types modélisées. Enfin, la solution optimale (i.e. qui maximise la marge brute totale tout en assurant le respect des contraintes) pour une exploitation donnée peut différer de l'observation RICA pour l'année de référence du fait par exemple de paramètres techniques ou économiques (conditions particulières du marché, contrats, risque, etc.) non pris en compte explicitement dans la modélisation. La procédure de calibrage (voir chapitre B, section 2.1) consiste à minimiser l'écart entre les valeurs données par le RICA pour chaque exploitation type et les sorties du modèle en amendant certains paramètres pour lesquels l'information fait défaut et/ou n'est pas fiable au niveau de résolution du modèle.

Ces précautions prises, les résultats agrégés au niveau national respectent dans leurs grandes lignes et leur ordre de grandeur l'allocation des surfaces, les effectifs animaux et les émissions totales pour l'année 2002 (voir tableau A.2).

En termes d'allocation des surfaces, le modèle tend à surestimer légèrement la surface totale en céréales au détriment principalement des prairies (permanentes et temporaires). Combiné à la possibilité ouverte dans le modèle d'aller au delà des 10% de gel obligatoire (jusqu'à 30%), ceci conduit également à surestimer le gel pour l'année de référence. La SAU totale représentée dans le modèle s'élève à 24 Mha, à comparer aux 27,8 Mha donnés par Agreste (2008) pour l'année 2002. D'après les données Agreste pour 2002, les cultures annuelles et permanentes exclues de la typologie des exploitations représentent 0,50 et 1,13 Mha respectivement.

En ce qui concerne les effectifs animaux, le modèle représente relativement bien les effectifs totaux bovins, à l'exception des jeunes mâles (taurillons) qui sont sous-estimés du fait d'un manque d'information dans la base de données RICA. Les effectifs vaches laitières sont très légèrement surestimés (1,4%), alors que ceux des vaches nourrices sont quelque peu inférieurs à ceux donnés par Agreste (2006) pour l'année de référence (4,8%). De même, les effectifs ovins sont légèrement surestimés, alors que les effectifs caprins sont légèrement inférieurs à ceux reportés par Agreste. Ces écarts sont principalement dus à la représentativité du RICA et au biais d'agrégation discuté plus haut.

Les émissions calculées par le modèle représentent environ 90% des émissions agricoles totales de CH₄ et de N₂O données par le CITEPA pour l'année 2002. Les émissions liées aux apports d'engrais azotés sont obtenues à partir de quantités d'azote par culture et par exploitation, elles-mêmes dérivées des charges en engrais données par le RICA (De Cara *et al.*, 2005). Si le facteur d'émission utilisé est le même (1,25%), la détermination de la variable d'activité sous-jacente est donc assez différente de celle utilisée par le CITEPA (basée sur les livraisons nationales, voir chapitre 2, section 1). Malgré cette différence importante, la valeur calculée par le modèle des émissions de N₂O dues aux engrais synthétiques est très proche de celle estimée par le CITEPA. Il en va de même pour les émissions liées à la fermentation entérique pour lesquelles le modèle repose sur des relations basées sur le contenu en énergie de l'alimentation animale⁵ assez différentes de celles utilisées par le CITEPA. Les écarts relatifs les plus importants entre les émissions reportées par le CITEPA et celles calculées par le modèle concernent les sources liées à la gestion des effluents d'élevage.

⁵Ces proximités peuvent néanmoins refléter en partie des compensations entre, par exemple, des niveaux de variables d'activité plus faibles mais des émissions unitaires plus fortes.

4 Scénario central

4.1 Traduction du scénario de référence de Goal

Le scénario central est basé sur le scénario de référence de Goal décrit à la section 1.4.4. La procédure utilisée pour obtenir les évolutions de prix à partir des simulations de prix conduit aux variations présentées dans le tableau A.3.

Les évolutions ainsi obtenues correspondent à des prix des cultures en hausse (relativement à 2002) à un rythme annuel de l'ordre de 0 à 2%/an. Deux exceptions sont notables : (i) le colza, dont le prix augmente à un rythme annuel de plus de 3% sur la période 2002–2010 (hausse due en partie au développement des biocarburants) et (ii) les betteraves, dont le prix baisse du fait de la réforme du régime sucre.

Pour les produits animaux, les variations de prix sont plus contrastées avec une baisse du prix du lait, de la viande de volaille et de la viande de porc par rapport à 2002 (concentrée principalement sur la période 2002–2010), et une hausse des prix des viandes bovine et ovine et des gros bovins.

Nous appliquons également les évolutions de rendements des produits végétaux projetées par Goal. Les variations de ces rendements sont influencées par des hypothèses exogènes sur l'évolution des productivités des facteurs de production et par les prix relatifs des produits et des intrants (voir Gohin, 2007, p. 8). C'est notamment ce dernier élément qui nous intéresse, puisqu'il ne peut être pris en compte de manière endogène par le modèle d'offre. Les évolutions de rendements sur les périodes 2002–2010 et 2010–2020 sont présentées dans le tableau A.4.

Pour les produits animaux, nous introduisons également les hypothèses concernant la croissance de productivité (hors prix) mentionnées par Gohin (2007, en particulier augmentation des rendements laitiers de 1% par an et du poids à l'abattage de 0,1% par an). L'hypothèse retenue dans Goal concernant l'évolution tendancielle de la productivité marginale des intrants dans le secteur végétal se traduit par une réduction exogène de la quantité d'azote nécessaire pour chaque culture (à rendements constants) à un taux inférieur à 1% par an.

En ce qui concerne les paramètres définissant les politiques agricoles, nous intégrons dans le scénario central les mêmes éléments que ceux pris en compte par Goal. En particulier, nous tenons compte de la mise en œuvre complète de la réforme découlant l'accord de Luxembourg (2003). La traduction de la réforme dans le modèle est décrite dans Debove et Jayet (2007) et dans Galko (2007).

La mise en œuvre de la réforme inclut ainsi le recouplage partiel des aides selon le schéma adopté par la France sur une base historique ainsi que les dispositions spécifiques à certaines productions (primes animales en particulier). Le calcul du paiement découplé est obtenu à partir des résultats de la simulation de l'année de référence sur une base individuelle (pour chaque exploitation-type).

4.2 Variation de la SAU due à l'expansion des surfaces forestières

La distribution des coûts d'opportunité de la terre est illustrée à la figure 4.1 pour le scénario central aux horizons 2010 et 2020. Compte tenu de la réduction de surface totale nécessaire et de la formule définissant le taux de réduction individuel, la procédure retenue conduit à réduire les surfaces des exploitations présentant un coût d'opportunité de la terre inférieur à environ 280 €/ha en 2010. Ce seuil représente le profit marginal annuel pour les usages de la terre alternatifs (en l'occurrence la forêt). La surface totale des exploitations concernées s'élève à environ 4,6 Mha répartis sur 32 exploitations types qui représentent environ 20% de l'effectif total des exploitations de l'échantillon.

Le déplacement vers la droite de la distribution des coûts d'opportunité en 2020 résulte de la combinaison de l'augmentation des prix nominaux et des rendements—qui tendent mécaniquement à accroître les coûts d'opportunité de la terre pour toutes les exploitation—et de la réduction de surface issue de l'étape précédente qui tend à accroître le coût d'opportunité de la terre pour les 32 exploitations-types concernées par la réduction de surface en 2010.

Il est à noter que du fait du caractère itératif de la procédure et de la diversité des réponses des exploitations types aux paramètres définissant les scénarios, rien n'impose que le classement des exploitations-types selon leur coût d'opportunité de la terre soit constant entre 2010 et 2020. Il se trouve néanmoins que ce classement est relativement robuste. Les exploitations-types situées dans les quantiles inférieurs dans la situation 2010, le sont également dans la situation 2020. Cela suggère que l'effet "prix et rendements" (qui concerne toutes les exploitations) domine l'effet "réduction de surface" (qui ne concerne que les exploitations caractérisées par les coûts d'opportunité les plus faibles).

Par ailleurs, la décroissance du taux de réduction de la surface avec le coût d'opportunité est supposée légèrement plus rapide en 2020. Ceci induit une concentration moindre de la réduction de surface entre les exploitations. Cette hypothèse implique que l'attractivité des activités forestières se renforce et s'élargit. Cette procédure aboutit à un seuil du coût d'opportunité d'environ 500 €/ha en 2020, pour 62 exploitations-types (un peu plus de 40% de l'effectif total représenté) et une surface totale d'un peu moins de 8 Mha. Du fait de la robustesse du classement des exploitations types selon les coûts d'opportunité, la majeure partie des exploitations concernées par une réduction de surface en 2010 le sont aussi en 2020.

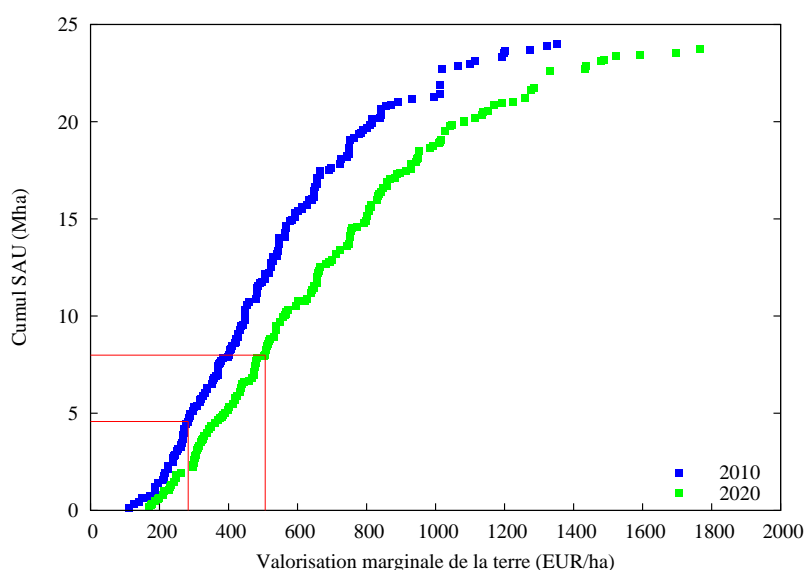


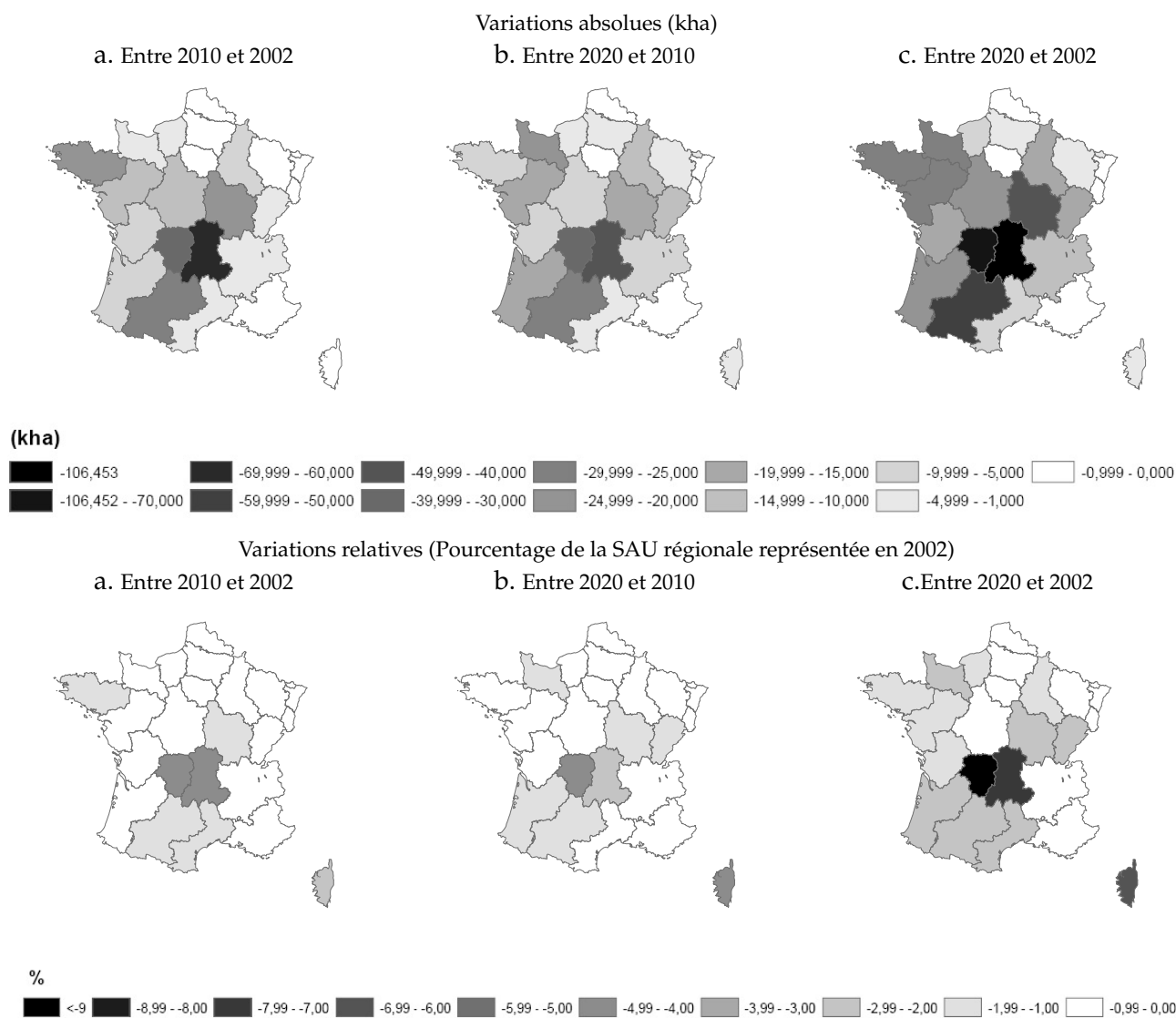
FIG. 4.1 – Scénario central : Distribution du coût d'opportunité de la terre entre les différentes exploitations.

Les variations de surface ainsi obtenues sont ensuite agrégées au niveau régional. La figure 4.2 présentent ces variations sur les périodes 2002–2010, 2010–2020 et 2002–2020, exprimées en termes absolus (haut) ou en pourcentage de la SAU régionale pour le scénario central (bas). La procédure décrite plus haut conduit à réduire la surface agricole principalement dans les régions Auvergne, Limousin, Midi-Pyrénées et Bourgogne, ces quatre régions concentrant plus de 56% de la réduction totale de surface sur l'ensemble de la période 2002–2020. Ramenée à la SAU respective de chaque région, les variations de surface les plus importantes concernent l'Auvergne et le Limousin.

4.3 Résultats : Variables d'activité

Le scénario central pour les horizons 2010 et 2020 implique des modifications en "cascade" par rapport à la situation 2002. Les trois "blocs" d'hypothèses (modifications des prix et des rendements ; mise en place du découplage et des autres dispositifs liés aux réformes de politique agricoles ; réduction des surfaces agricoles) ont des impacts différenciés selon l'orientation technico-économique des exploitations. Ils peuvent également avoir des effets contradictoires sur les variables d'activité. Ceci rend délicate l'analyse des effets de chacun des blocs pris séparément. Nous nous contentons ici d'illustrer quelques-uns des mécanismes à l'œuvre et nous concentrons sur la résultante des différents effets.

Les modifications de prix et de rendements affectent les marges relatives des différentes productions et



Note : Conformément à la méthode exposée dans le texte, les réductions des surfaces agricoles présentées ici correspondent (en négatif) à la traduction des hypothèses concernant l'expansion des surfaces forestières à une résolution régionale. La somme sur l'ensemble des régions des réductions de surface agricole s'élève donc à 245 kha entre 2002 et 2010 et 250 kha entre 2010 et 2020.

FIG. 4.2 – Scénario central : Variations des surfaces agricoles par région

sont donc susceptibles de modifier le niveau des variables d'activité à l'optimum. Comme il est classique avec les modèles fondés sur la programmation mathématique, les modifications de prix relatifs des produits peut se répercuter entièrement sur la marge brute totale avant de faire "basculer" la solution optimale pour une exploitation-type donnée. Agrégés au niveau national, les réponses en "escalier" de l'ensemble des exploitations sont néanmoins lissées, et ce d'autant plus que les exploitations sont nombreuses et différentes entre elles.

Les modifications de marges brutes affectent l'ensemble des exploitations types représentées, de manière toutefois différenciée selon, entre autres, les activités présentes dans l'année de calibrage, l'importance et la composition initiale des cheptels, la part de l'intra-consommation par rapport à l'alimentation achetée. La mise en œuvre du découplage tend également à modifier l'intérêt relatif des activités végétales et animales. La réduction de la SAU a deux effets. Elle tend en premier lieu à réduire les surfaces dans toutes les cultures. En augmentant le coût d'opportunité de la terre, elle conduit également à modifier l'allocation entre les usages (prairies/cultures) et peut conduire à l'augmentation de la surface de certaines cultures.

Les résultats agrégés pour les principales variables d'activité sont présentés dans le tableau A.5. Les variations les plus marquées sont principalement concentrées sur la période 2002–2010, période pour laquelle les modifications des marges relatives et des paramètres de politiques agricoles jouent à plein.

L'évolution la plus notable est la baisse des effectifs animaux, notamment bovins. Les effectifs de vaches laitières et des bovins non laitiers diminuent ainsi de 6,5% et 9,1% entre 2002 et 2010 (11 et 15,1% sur l'ensemble de la période 2002–2020). Malgré la baisse des effectifs laitiers, la collecte de lait se maintient et même augmente légèrement (+0,5% entre 2002 et 2010, +0,6% sur 2002-2020) du fait de la conjonction (i) de la hausse des rendements laitiers due aux gains de productivité et (ii) d'un effet de composition qui se traduit par une baisse moins marquée des effectifs dans les exploitations où les rendements sont élevés. Dans leur direction et leur ordre de grandeur, les évolutions des effectifs bovins sont comparables à celles qui découlent des projections du scénario central de MAGALI (cf tableau 4.6) et sont compatibles avec les résultats de Perrot et Guesdon (2006, cf tableau 4.4).

Les variations des effectifs animaux combinées à l'évolution des différentiels de marge entre les cultures de vente et les cultures intra-consommées/fourrages contribuent à modifier assez sensiblement l'alimentation animale. Cela se traduit par des basculements importants dans l'allocation des surfaces au niveau national. On note ainsi une expansion assez marquée des surfaces en blé, colza et maïs jusqu'en 2010, aux dépens des autres céréales et du tournesol. Dans le même temps, la surface en fourrages baisse sensiblement et les prairies temporaires se maintiennent.

L'évolution des surfaces en prairies permanentes est marquée par un contraste fort entre les périodes 2002–2010 et 2010–2020. Elles augmentent légèrement entre 2002 et 2010, et ce malgré la diminution imposée de la surface agricole totale. Une partie de cet effet est lié à la mise en place du découplage des aides et correspond à ce qui a été obtenu par ailleurs par Galko (2007) avec le même modèle. Il est à noter néanmoins que cette hausse au niveau national masque des évolutions de surfaces très différentes selon les régions (voir cartes 4.3). En particulier, les régions les plus concernées par les réductions de surfaces imposées par les hypothèses des scénarios forestiers voient leur surface en prairies baisser entre 2002 et 2010.

Entre 2010 et 2020, les changements dans l'allocation des surfaces entre cultures et prairies est plus homogène dans l'espace avec une augmentation des surfaces en cultures (notamment blé, maïs et colza) aux dépens des prairies permanentes. Ces dernières reculent d'environ 0,8 Mha entre 2010 et 2020 (-0.6 Mha sur l'ensemble de la période).

Sous l'effet conjugué de la réduction des surfaces en cultures et de la hausse de la productivité marginale des intrants azotés, ce scénario se traduit d'abord par une réduction de la quantité totale d'azote apportée d'environ 11% entre 2002 et 2010. Cette tendance s'inverse légèrement ensuite du fait de surfaces en cultures plus importantes (notamment céréales et colza), les apports azotés totaux affichant une hausse de 2,3% entre 2010 et 2020. Sur l'ensemble de la période 2002-2020, l'utilisation totale d'azote calculée baisse ainsi de 9%.

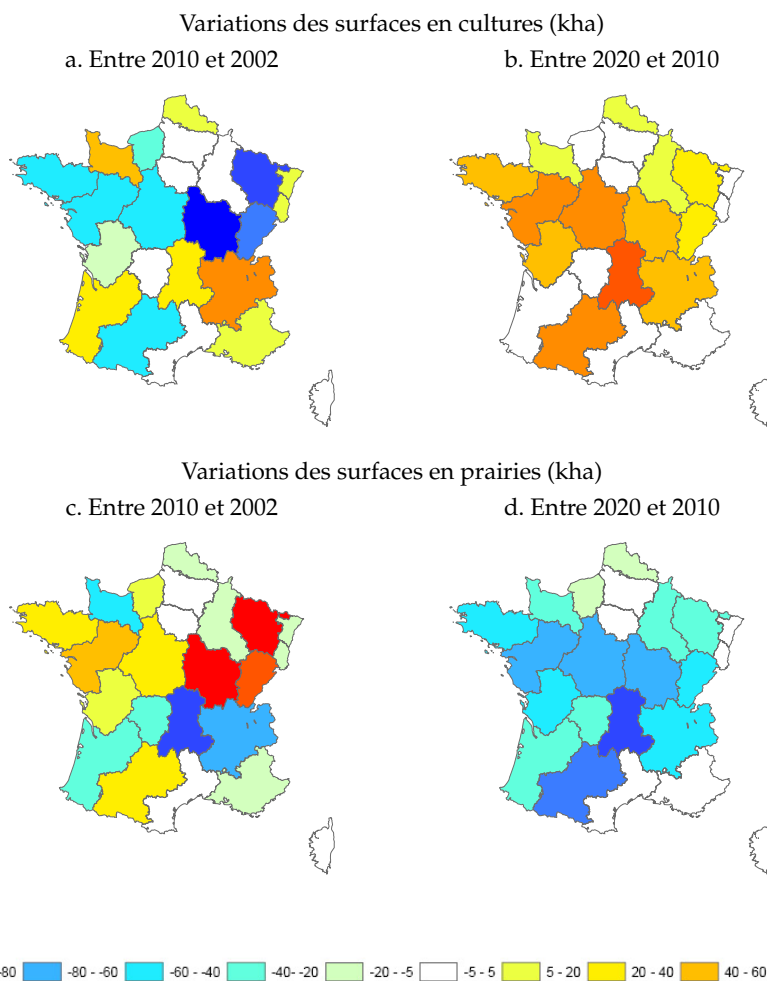


FIG. 4.3 – Scénario central : Variations des surfaces en prairies et cultures par région

4.4 Résultats : Émissions

Afin de traduire les éléments précédents en termes d'émissions, nous utilisons les résultats présentés au chapitre 2.

Pour éviter les "effets de marches" liés aux différences dans les sources statistiques et dans les facteurs d'émission, nous appliquons les variations des sorties du modèle en AROPAj obtenues pour 2002–2010 et 2010–2020 et les appliquons aux séries historiques correspondantes reportées par le CITEPA (2006). Nous tenons compte ainsi de l'évolution donnée par le CITEPA pour les émissions jusqu'en 2005. Dans les projections présentées, la priorité est donc donnée aux méthodes et aux niveaux des variables d'activités qui prévalent dans les inventaires nationaux par rapport aux sorties "brutes" du modèle en termes d'émissions.

Nous appliquons l'évolution des sorties d'AROPAJ aux variables suivantes :

- Les effectifs animaux : vaches laitières, bovins non-laitiers, ovins, caprins, porcins, volailles ;
- Les quantités d'azote apporté sous forme d'engrais synthétiques ou contenu dans les résidus de cultures et les plantes fixatrices d'azote ;
- Les surfaces en riz.

Ne disposant pas d'informations sur l'évolution des variables d'activité qui ne sont pas renseignées par le modèle (effectifs équin, épandage de boue de stations d'épuration), nous les considérons comme constantes dans la période de projection. Ces variables ne jouent que marginalement sur les émissions totales.

Nous considérons également comme constantes les quantités d'azote excrétées par tête (effluents d'élevage), ainsi que la répartition entre les systèmes de gestion des effluents et les facteurs d'émission associés. La répartition des effectifs animaux entre territoire métropolitain et DOM est également maintenue constante aux niveaux reportés par le CITEPA pour l'année 2005. Comme dans les inventaires du CITEPA, les facteurs d'émission relatifs aux émissions des sols agricoles (N_2O), des effluents d'élevage (CH_4 , N_2O) et liés la fermentation entérique (à l'exception des bovins) sont supposés constants.

Nous tenons en revanche compte de la corrélation entre production laitière et le facteur d'émission pour le méthane entérique émis par les bovins laitiers. Pour ce faire, nous utilisons les variations de la production laitière et des effectifs obtenus en sortie d'AROPAJ.

Les résultats en termes d'émissions sont présentés à la figure 4.4 et au tableau A.6 (voir annexe).

Le scénario central se traduit par une baisse des émissions agricoles d'environ 3,4 MtCO₂eq à l'horizon 2010 par rapport à 2005, soit une réduction de 3,5%. Le rythme de cette baisse est donc deux fois inférieur à celui observé durant la période 2000–2005.

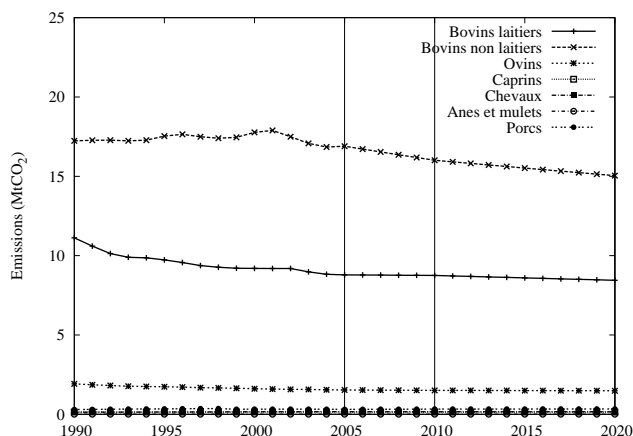
La baisse des émissions durant la première période de projection (2005–2010) est principalement portée par la diminution des émissions de N_2O dues aux sols agricoles du fait de la baisse de l'utilisation d'engrais azotés synthétiques (-8,2% par rapport à 2005) qui représente près d'un tiers de la baisse totale des émissions et qui s'explique à la fois par la diminution des surfaces en cultures et par la baisse des apports par hectare.

Entre 2005 et 2010, la baisse des effectifs animaux (surtout non laitiers) entraîne également une diminution des émissions liées à la fermentation entérique (-3,3% par rapport à 2005) et à la gestion des effluents d'élevage (-1,5% pour le CH_4 et -3,2% pour le N_2O). L'évolution des effectifs bovins non-laitiers explique à elle seule la majeure partie de la diminution totale des émissions (-0,9 MtCO₂eq pour la fermentation entérique, -0,4 MtCO₂eq pour le N_2O des effluents d'élevage). La réduction des effectifs bovins laitiers est en revanche partiellement compensée par une augmentation des facteurs d'émission de 2,2% du fait de l'augmentation des rendements laitiers (de 104,3 à 105,2 kg CH_4 /animal/an entre 2005 et 2010). Les émissions de méthane entérique des bovins laitiers diminuent ainsi très légèrement sur cette première période.

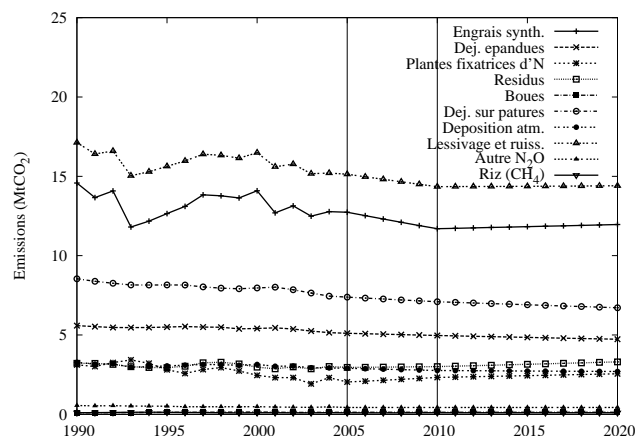
Entre 2010 et 2020, la réduction des émissions se poursuit. Sur dix ans, cette diminution est néanmoins plus limitée que durant les cinq premières années de projection (-2% entre 2010 et 2020). Les déterminants de cette baisse sont aussi différents. La diminution des émissions de méthane (-4,3%) joue un rôle plus important que la diminution des émissions de N_2O . La baisse des émissions de méthane entérique entre

2010 et 2020 (-4,8%) est plus marquée que durant la période 2005–2010, la hausse du facteur d'émission des vaches laitières (de 105,2 kgCH₄/animal/an en 2010 à 106,6 kgCH₄/animal/an en 2020) ne compensant pas entièrement la baisse des effectifs laitiers. Les émissions de N₂O restent stables (-0,2% sur 2010–2020), la baisse des émissions liées à l'élevage étant compensée par la hausse des émissions associées aux sols agricoles sous l'effet de la hausse des surfaces en cultures.

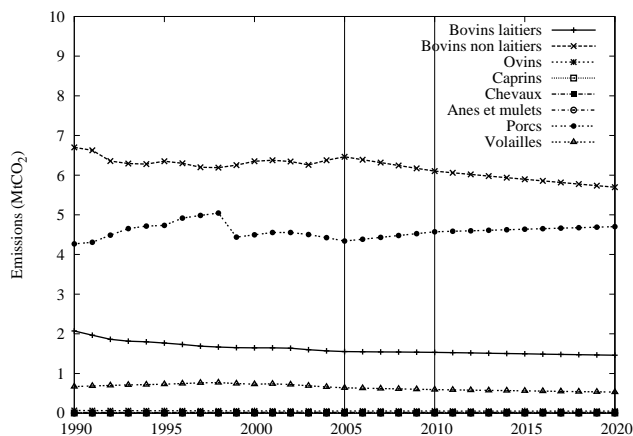
Sur l'ensemble de la période 2005–2020, les émissions agricoles projetées baissent ainsi de 5,2 MtCO₂eq (soit 5,4%) dans le scénario central.



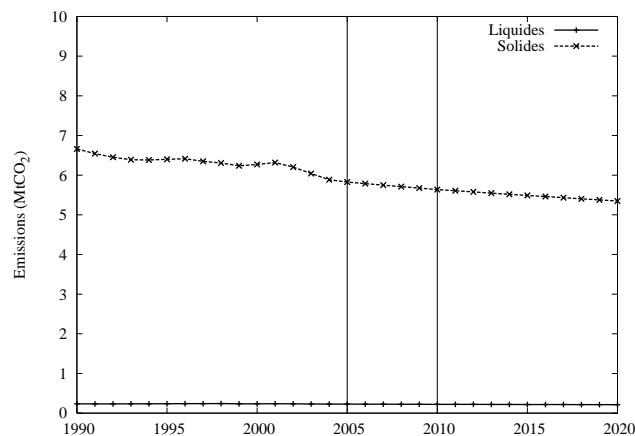
a. Fermentation entérique (CH₄)



b. Sols agricoles (N₂O) et riziculture (CH₄)



c. Effluents (CH₄)



d. Effluents (N₂O)

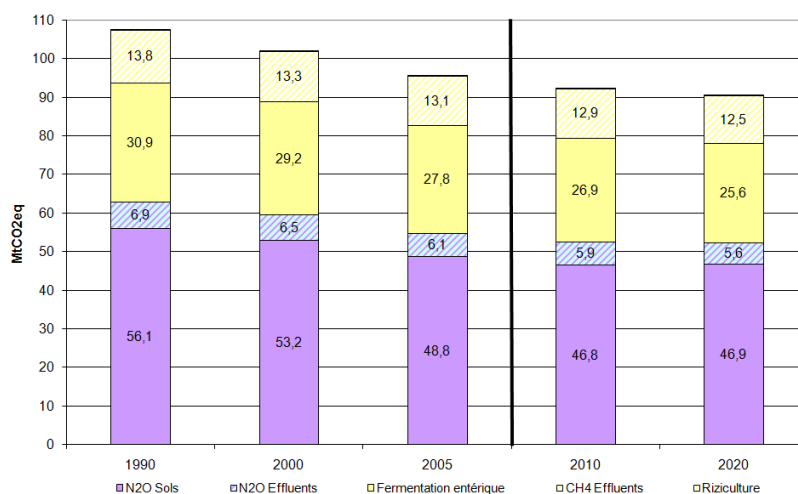


FIG. 4.4 – Scénario central : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020

5 Scénario S1a

5.1 Traduction du scénario 1a de Goal

Le tableau A.7 présente les évolutions de prix résultant de la traduction des sorties du scénario 1a de Goal. Le ralentissement de la croissance, l'ouverture modérée à l'OMC et le maintien des dispositifs de la PAC conduit dans l'ensemble à des niveaux de prix inférieurs à ceux du scénario de référence de Goal. Comparées aux valeurs données par Eurostat pour l'année 2002, les sorties de Goal conduisent à des hausses limitées pour la plupart des produits agricoles, voire à des baisses de prix en termes nominaux (orge, avoine, autres céréales, viande de porc et de volailles, lait). Intégrant l'effet prix, les rendements sont eux aussi affectés par le ralentissement économique sous-tendant le scénario (cf tableau A.8).

En termes de marges brutes relatives, les écarts au sein des cultures (par exemple blé et autres céréales) et entre les cultures et les activités animales tendent ainsi à se creuser.

5.2 Variation de la SAU due à l'expansion forestière

La même méthode que précédemment est utilisée pour répartir l'expansion de surface forestière entre les exploitations types. Les mêmes réductions de surface agricole sont appliquées au niveau national (245 kha entre 2002 et 2010, 250 kha entre 2010 et 2020). On utilise également les mêmes paramètres dans le calcul du taux de réduction qui s'applique à chaque exploitation type en fonction de son coût d'opportunité de la terre.

Du fait de prix et rendements moins élevés que dans le scénario central, le coût d'opportunité de la terre tend à baisser pour la majeure partie des exploitations. La figure 4.5 présente la nouvelle distribution des coûts d'opportunité de la terre dans les situations 2010 et 2020.

Le coût d'opportunité seuil pour les exploitations concernées par la réduction de surface diminue (240 €/ha en 2010, 425 €/ha en 2020) par rapport au scénario central. En 2010, la réduction de surface est appliquée au même nombre d'exploitations types (32, la composition et le classement différent toutefois légèrement de ceux qui prévalent dans le scénario central). Ces exploitations-types représentent un effectif total d'environ 65 000 exploitations et une SAU d'environ 4,6 Mha. En 2020, ce sont 71 exploitations-types qui sont concernées, représentant 140 000 exploitations et 9,4 Mha. Du fait de la modification dans la distribution des coûts d'opportunité, on voit ainsi que la réduction de surface concernent un plus grand nombre d'exploitations par rapport au scénario central (ce qui est cohérent avec la moindre attractivité des activités agricoles).

La répartition régionale (figure 4.6) est peu modifiée, indiquant que le classement des régions en termes de valorisation des terres agricoles est relativement robuste entre le scénario central et 1a. On note néanmoins une répartition un peu plus large dans l'espace des réductions de surface agricole.

5.3 Résultats : Variables d'activité

Dans l'ensemble, les analyses des déterminants des évolutions des variables d'activité menées dans le scénario central valent également pour ce scénario (cf tableau A.9). Si les signes sont souvent les mêmes que pour le scénario central, l'ampleur des variations est modifiée. La réduction des effectifs animaux est ainsi plus marquée, notamment pour les vaches laitières.

L'augmentation de la part du blé et du colza dans la sole au détriment des autres grandes cultures observée dans le scénario central prévaut également pour ce scénario. La baisse de la surface totale en céréales est néanmoins plus forte et la hausse de la surface en blé moins importante que dans le scénario central. Durant la période 2002–2010, on retrouve également l'évolution qualitative de la surface en prairies permanentes qui répond aux mêmes déterminants que ceux discutés pour le scénario central. Cet effet est néanmoins compensé par la forte diminution de la surface en prairies sur l'ensemble de la période, puisque les prairies permanentes diminuent significativement entre 2010 et 2020. Avec un recul de 1,7% en 2020 par rapport à

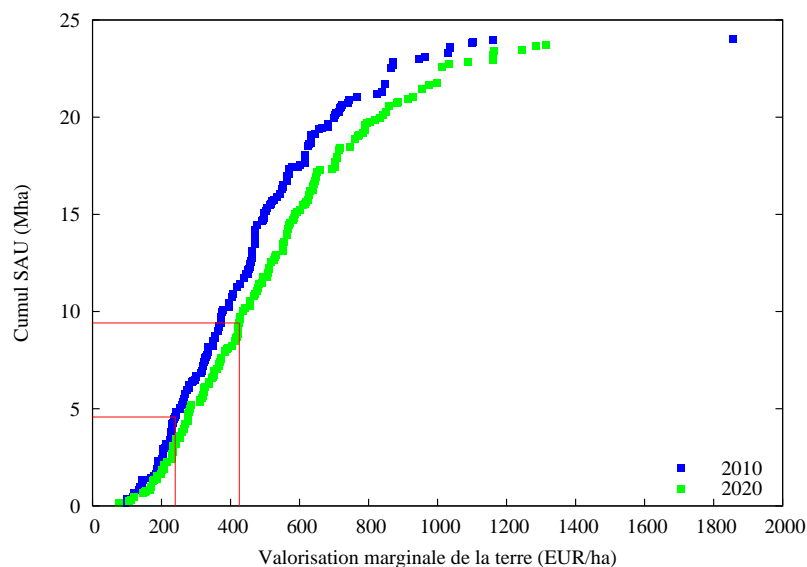


FIG. 4.5 – Scénario 1a : Distribution du coût d’opportunité de la terre entre les différentes exploitations.

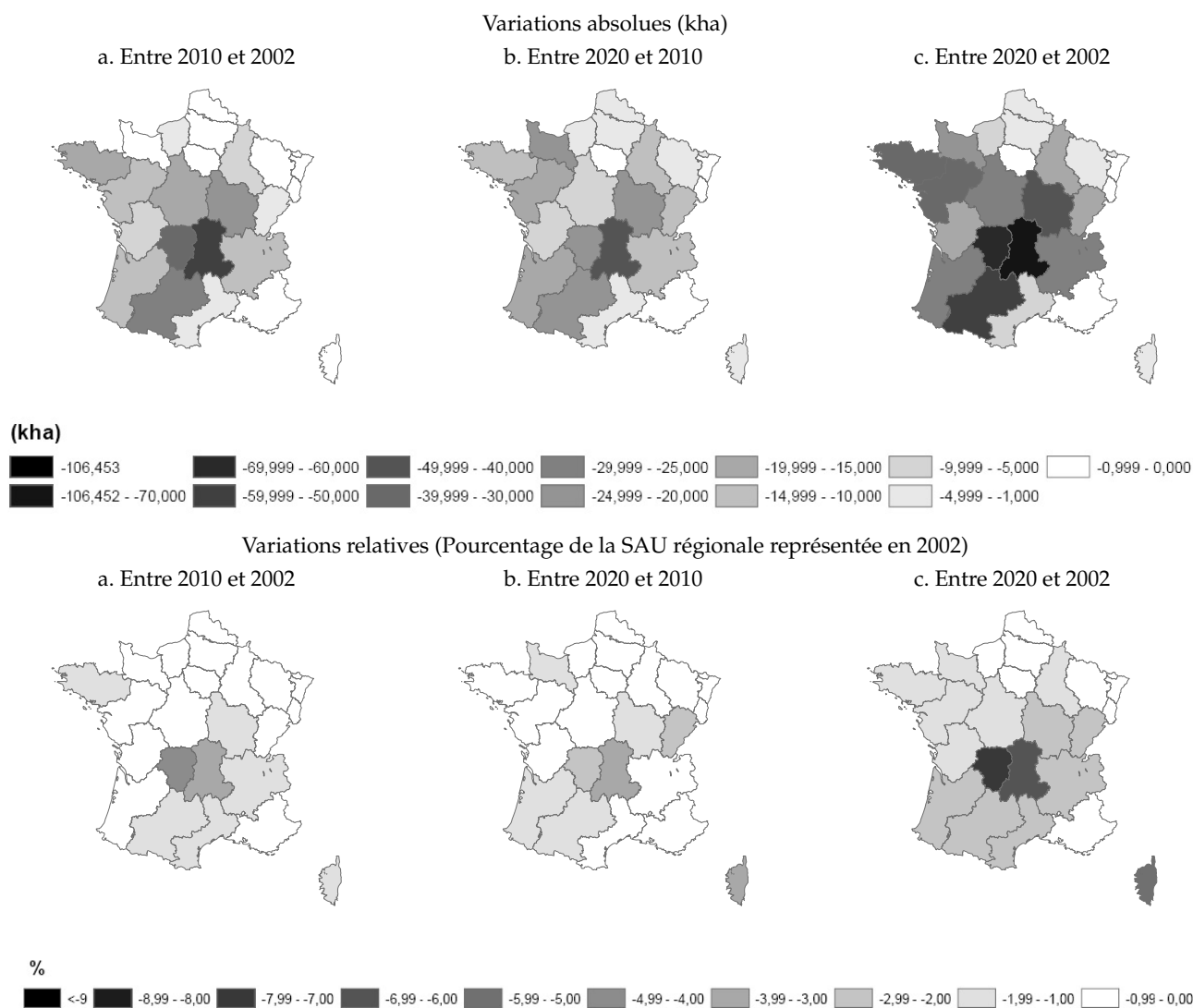


FIG. 4.6 – Scénario 1a : Variations des surfaces agricoles par région

2002, les prairies permanentes s'établissent en 2020 à un niveau légèrement supérieur à celui qui prévaut dans le scénario central.

Dans la deuxième phase (2010–2020), les surfaces en cultures augmentent sensiblement, notamment pour le blé, le colza et le maïs. Ce "rebond" est néanmoins moins marqué que dans le scénario central. La surface en COP retrouve ainsi en 2020 des niveaux très légèrement inférieurs à ceux de 2002.

Les disparités régionales dans l'évolution du partage cultures/prairies sont illustrées à la figure 4.7.

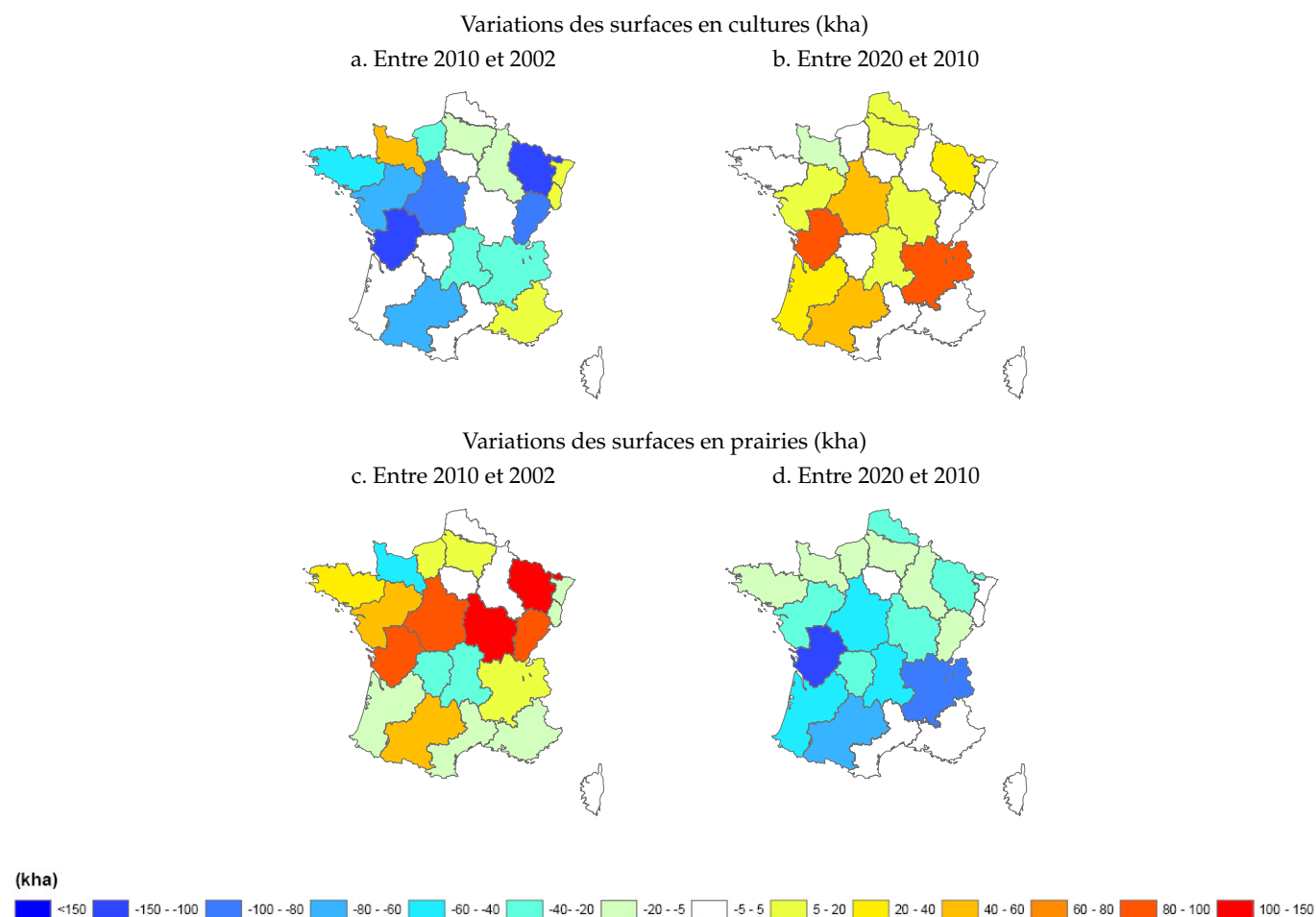


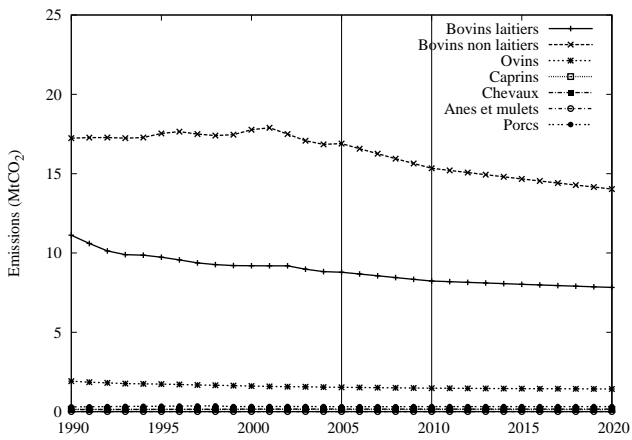
FIG. 4.7 – Scénario 1a : Variations des surfaces en prairies et cultures par région

5.4 Résultats : Émissions

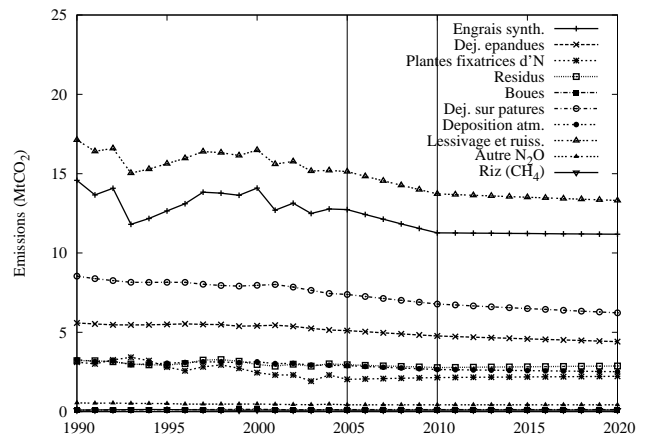
Les évolutions décrites ci-dessus se traduisent par une réduction plus forte des émissions. Sous ce scénario, les émissions s'établissent ainsi à 88,4 MtCO₂eq en 2010 et 84,1 MtCO₂eq en 2020, soit une baisse de 7,7% et 12,3% par rapport aux niveaux de 2005 respectivement.

Dans la période 2005–2010, la baisse des émissions de N₂O joue un rôle prépondérant dans la baisse des émissions totales du fait de la diminution des surfaces en cultures et de la baisse des apports azotés par hectare (-1,4 MtCO₂eq pour les émissions liées aux engrais synthétiques).

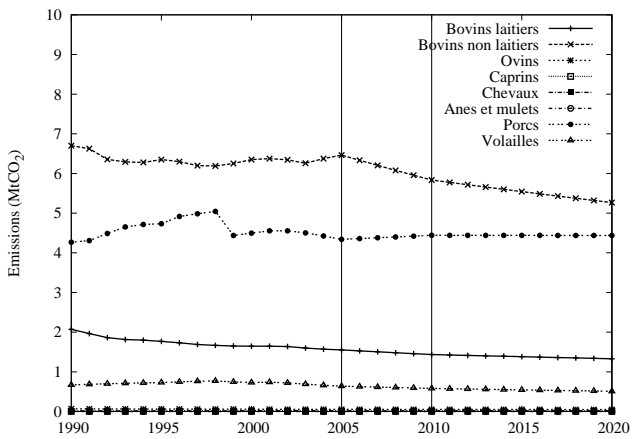
Durant la période 2010–20, le rôle prépondérant des apports azotés s'estompe, les apports totaux ne diminuant que très légèrement sous l'influence de l'évolution des surfaces en cultures sur cette période. La contribution de la diminution des émissions de méthane (notamment entérique) entre 2010 et 2020 est donc relativement plus forte.



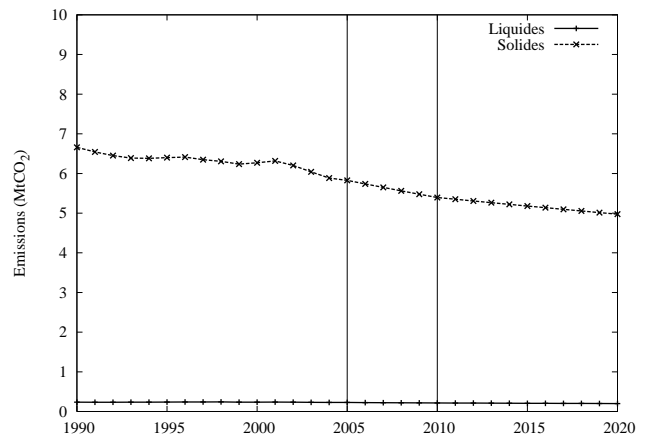
a. Fermentation entérique (CH₄)



b. Sols agricoles (N₂O) et riziculture (CH₄)



c. Effluents (CH₄)



d. Effluents (N₂O)

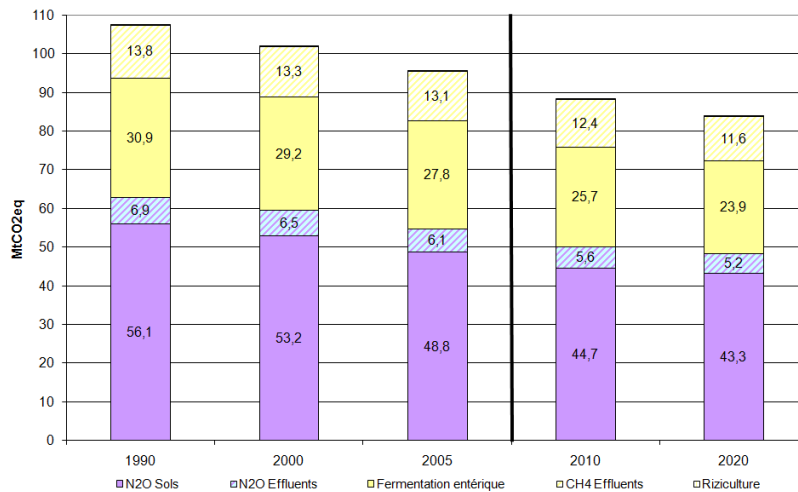


FIG. 4.8 – Scénario 1a : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020

6 Scénario S2b

6.1 Traduction du scénario 2b de Goal

Par rapport au scénario de référence, le scénario 2b implique la suppression des aides couplées (grandes cultures et PSM, PAB, PMTVA), du gel obligatoire des terres et des quotas laitiers et sucriers. Sa traduction dans le modèle AROPAj se base sur le scénario "découplage total" examiné par Debove et Jayet (2007). On suppose, comme cela est fait dans les scénarios issus de Goal, que la suppression des aides directes couplées se traduit par un basculement dans le droit à paiement unique.

Les évolutions de prix et de rendements basées sur les résultats de Goal sont données aux tableaux A.11 et A.12. Dans l'ensemble, elles se traduisent par une légère augmentation des prix des produits agricoles et des rendements légèrement plus faibles que dans le scénario central.

6.2 Variation de la SAU due à l'expansion forestière

La distribution des coûts d'opportunité de la terre est affectée de manière sensible par l'application du scénario. Cette distribution est caractérisée par un déplacement vers la droite des courbes de répartition présentées dans la figure 4.9. Ces changements tiennent en particulier à la suppression des aides couplées (transférées dans le DPU) et à l'abandon des quotas et du gel.

Le coût d'opportunité seuil qui définit les exploitations pour lesquelles on applique une réduction de surface s'élève dans ce scénario à 453 €/ha en 2010 et 807 €/ha en 2020. Ces niveaux, plus élevés que dans les deux autres scénarios, traduisent en partie la répercussion du DPU dans la valorisation marginale de la terre.

Les changements dans la distribution des coûts d'opportunité impliquent également que l'expansion de la surface forestière est répartie entre un plus grand nombre d'exploitations-types que dans les deux autres scénarios.

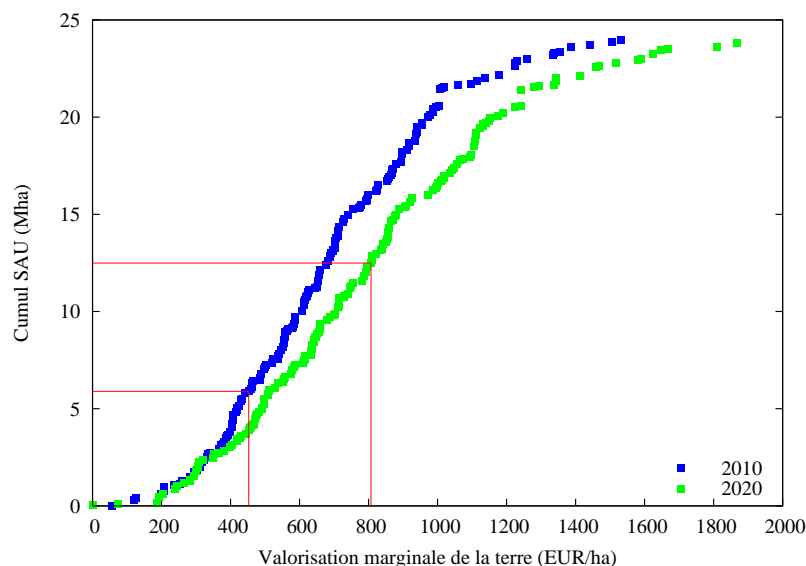


FIG. 4.9 – Scénario 2b : Distribution du coût d'opportunité de la terre entre les différentes exploitations.

La procédure retenue pour répartir les 495 kha d'expansion forestière entre 2002 et 2020 conduit ainsi à réduire la surface des exploitations dans la quasi-totalité des régions (voir figure 4.10). On retrouve la prédominance des réductions de surface en Auvergne et dans le Limousin. Ces deux régions, comme dans les deux autres scénarios, concentrent une part importante de la réduction de SAU totale et sont les plus affectées lorsque l'on rapporte la réduction à leur SAU initiale.

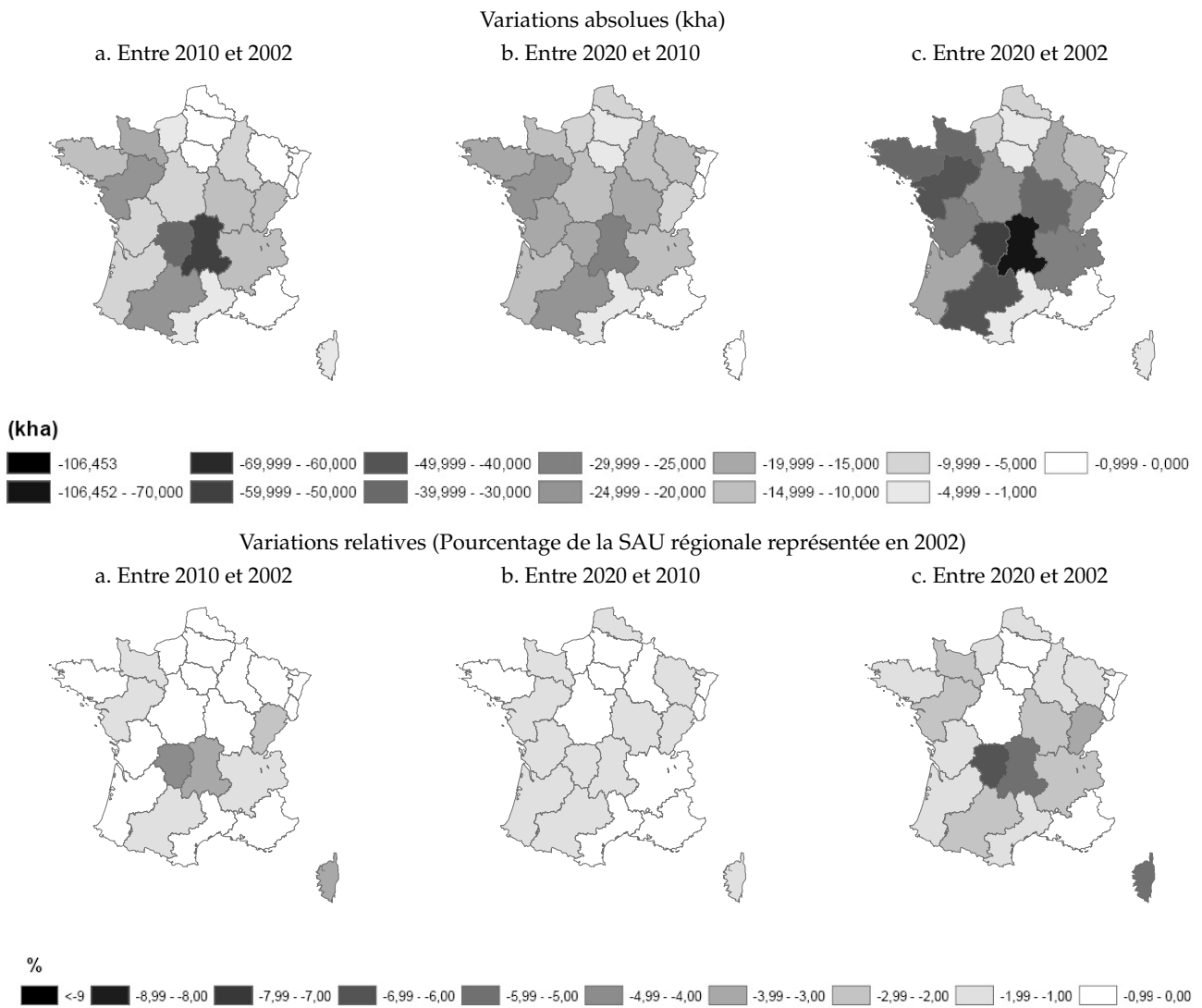


FIG. 4.10 – Scénario 2b : Variations des surfaces agricoles par région

6.3 Résultats : Variables d'activité

Le scénario 2a implique des variations des variables d'activité assez différentes de celles qui prévalent pour les autres scénarios. L'abandon du gel obligatoire conduit à une augmentation des surfaces en céréales, notamment en blé et en maïs, importante sur l'ensemble de la période. La surface en colza progresse également, quoique dans proportions légèrement inférieures à celles obtenues dans le scénario central. Une différence importante avec le scénario central est le recul des prairies permanentes, et ce dès la première période de projection. Entre 2002 et 2020, la surface en prairies permanentes diminue de plus de 0,6 Mha.

La répartition spatiale des changements dans l'allocation des surfaces contraste également avec le scénario central (voir figure 4.11). À l'exception de la Lorraine, de la Franche-Comté, de Midi-Pyrénées et de l'Île de France, la surface en cultures augmente dans la plupart des régions. Cette hausse est néanmoins surtout concentrée sur la période 2010–2020 et compense, pour certaines régions, une baisse initiale de la surface en cultures sous l'effet de la réduction de l'incitation à produire et de la mise en place du découplage total. Sur l'ensemble de la période 2005–2020, la baisse de la surface en prairies permanentes concerne également la quasi-totalité des régions.

Sous l'effet des modifications des dispositifs de la PAC concernant les quotas laitiers et les aides couplées animales, la baisse des effectifs en vaches laitières est moins marquée que dans le scénario central et celle des effectifs non laitiers plus forte. L'effectif de vaches laitières se stabiliserait ainsi autour de 4 millions, l'essentiel de la diminution intervenant entre 2002 et 2010 alors que les effectifs non-laitiers baissent fortement (-15,4%).

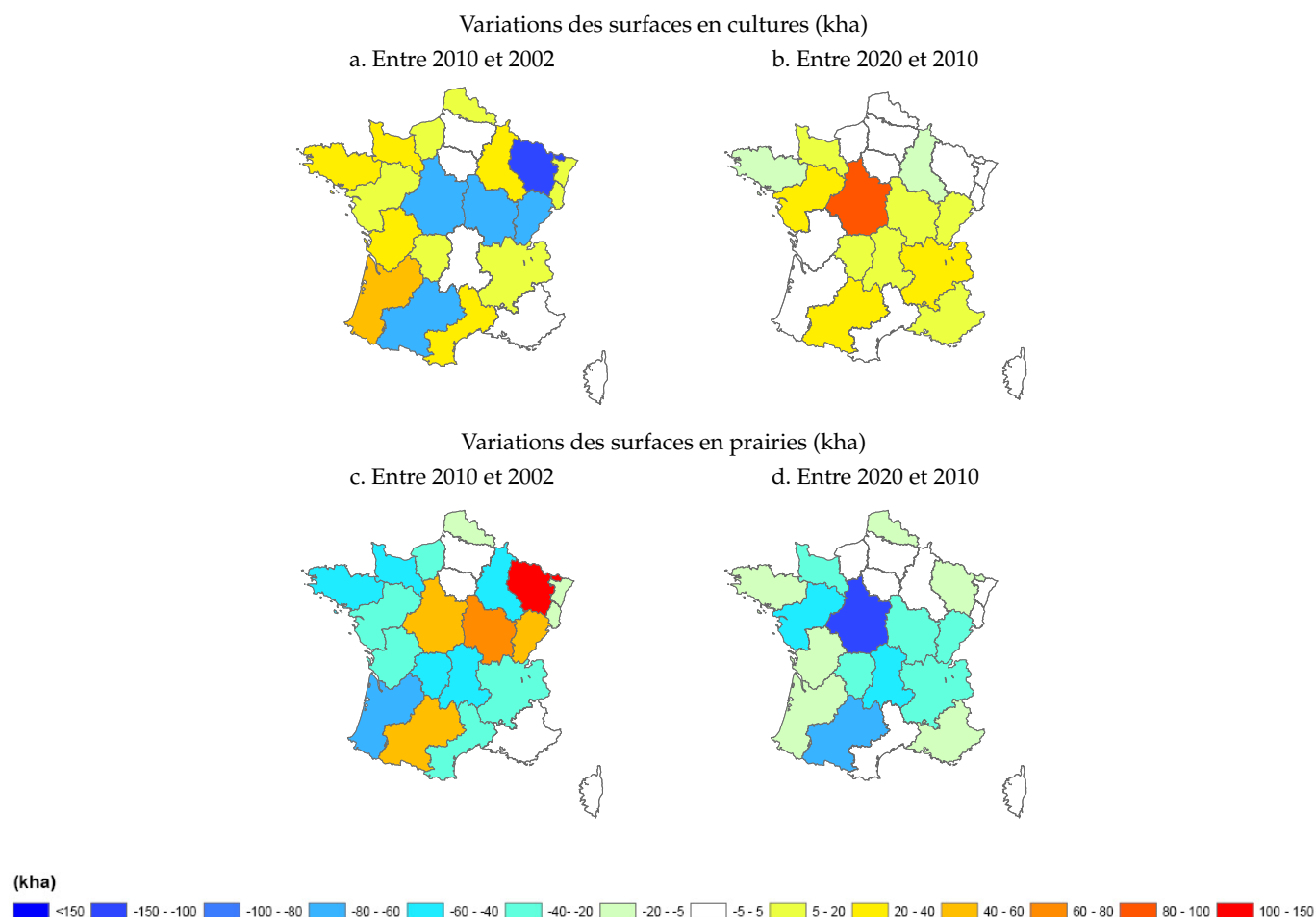


FIG. 4.11 – Scénario 2b : Variations des surfaces en prairies et cultures par région

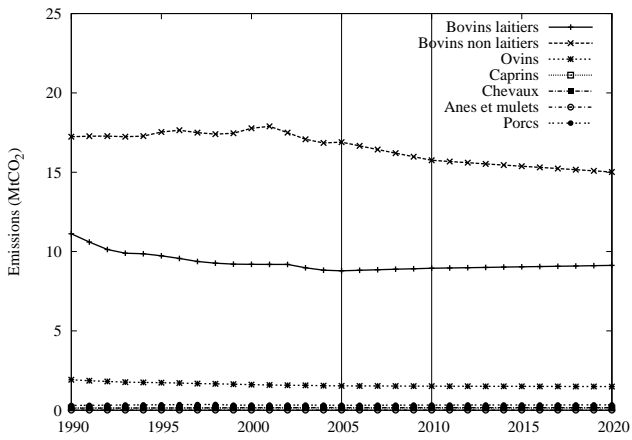
6.4 Résultats : Émissions

La baisse des émissions est moins marquée dans ce scénario que dans le scénario central. Elle résulte principalement de la réduction des émissions de CH₄ qui représente les deux tiers de la baisse totale dans ce scénario.

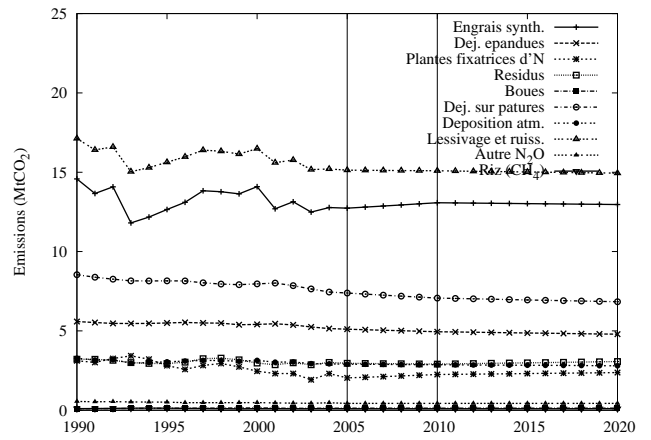
Avec des émissions qui s'élèvent à 94,3 MtCO₂eq en 2010 et 92,9 MtCO₂eq en 2020, ce scénario est donc caractérisé par un ralentissement net de la baisse des émissions observée dans les quinze dernières années.

La principale cause de la baisse des émissions réside dans la baisse des effectifs bovins non-laitiers qui contribue à réduire les émissions de CH₄ (à la fois fermentation entérique et effluents d'élevage). Les émissions des bovins laitiers, en revanche, augmentent légèrement, du fait de l'augmentation du facteur d'émission par tête. Au total, les émissions de méthane diminuent ainsi de 3,1% entre 2005 et 2010 et de 5,1% sur l'ensemble de la période.

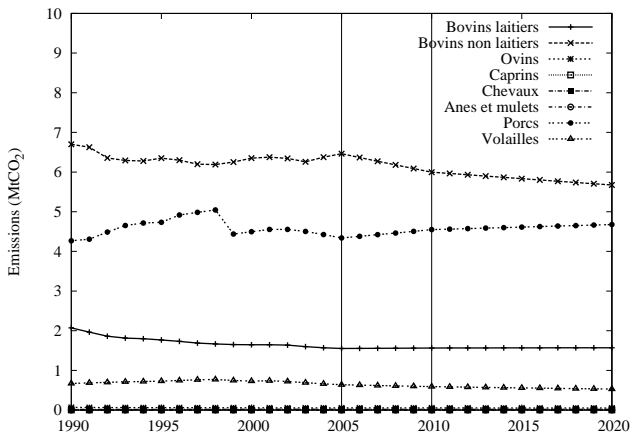
L'expansion des surfaces en cultures au détriment des prairies permanentes et l'abandon du gel obligatoire tendent à renforcer les émissions de N₂O dues aux engrais synthétiques. Entre 2005 et 2010, ces émissions augmentent de 2,7%, renversant la tendance à la baisse de cette source depuis 1990. Cette hausse est compensée par la baisse des sources de N₂O liées à l'élevage. Entre 2010 et 2020, la baisse des apports par hectare tend à stabiliser les émissions dues aux engrais synthétiques (-0,8%). Les émissions totales de N₂O sur l'ensemble de la période ne reculeraient ainsi que faiblement (-0,5% entre 2005 et 2010, puis -1,1% entre 2010 et 2020).



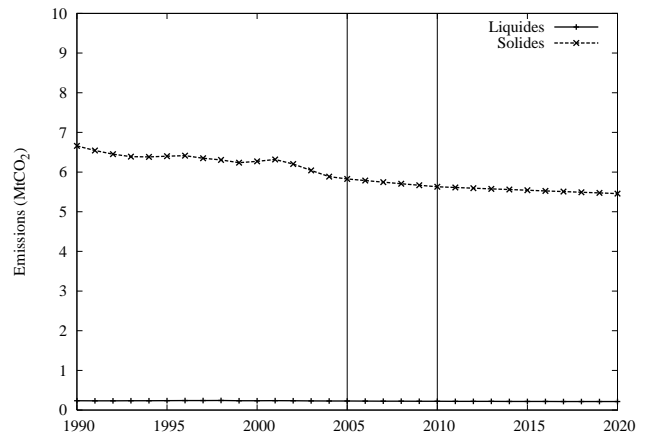
a. Fermentation entérique (CH₄)



b. Sols agricoles (N₂O) et riziculture (CH₄)



c. Effluents (CH₄)



d. Effluents (N₂O)

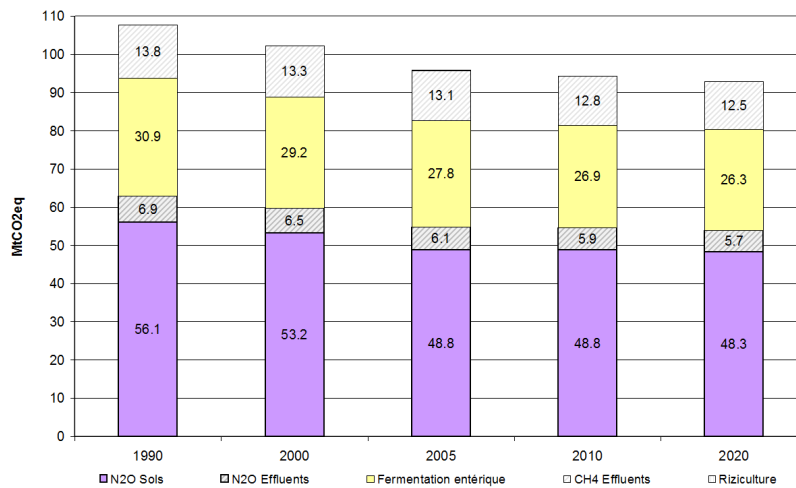


FIG. 4.12 – Scénario 2b : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020

1 Projections des prix des produits du modèle GOAL

	Prix domestique (€/t)
Blé	121
Orge	110
Maïs	143
Colza	292
Tournesol	305
Soja	229
Fourrages	13
Huile colza	718
Tourteau colza	97
Huile tournesol	787
Tourteau tournesol	79
Huile soja	623
Tourteau soja	168
Graisses animales	621
Palme	650
Viande bovine	5 370
Viande de porc	2 764
Viande de volailles	2 907
Viande ovins caprins	4 929
Viande de veau	7 908
Gros bovins	3 181
Lait de vache	240
Beurre	2 461
Poudre lait écrémé	1 989
Poudre lait entier	2 037
Lait liquide	404
Fromages lait de vache	3 425
Fromages ovins et caprins	4 508
Betteraves A et B	19
Betteraves Biocarb.	19
Sucre A et B	404
Sucre Biocarb.	336

TAB. A.1 – Projections des prix domestiques des produits issues du modèle GOAL (2014, référence)

2 Résultats pour l'année de calibrage (2002)

<i>Allocation des surfaces (kha)</i>	
Céréales	10 714
<i>dont blé</i>	4 805
<i>dont maïs grains</i>	2 328
<i>dont orge</i>	1 488
Oléo-protéagineux	2 133
<i>dont colza</i>	1 209
<i>dont tournesol</i>	859
Betteraves	398
Fourrages annuels	1 219
Pommes de terre	497
Prairies temporaires	1 304
Jachères	1 951
Prairies permanentes	5 402
SAU	24 042
<i>Activités animales (× 1000)</i>	
Vaches laitières	4 246
Bovins non laitiers	15 028
<i>dont vaches nourrices</i>	3 970
<i>dont veaux</i>	5 161
<i>dont génisses</i>	4 035
Ovins	10 257
Caprins	1 153
Porcins	11 627
Volailles	308
<i>Émissions (ktCO₂eq)</i>	
Total N ₂ O	52 849
Sols agricoles	50 597
<i>Émissions directes</i>	28 532
<i>dont Engrais synthétiques</i>	13 162
<i>Déjections sur prairies et pâtures</i>	5 358
<i>Émissions indirectes</i>	16 708
Gestion des effluents	2 252
Total CH ₄	37 925
Gestion des effluents	9 085
Riziculture	106
Fermentation entérique	28 734
<i>dont Bovins laitiers</i>	9 977
<i>dont Bovins non laitiers</i>	16 177
Total	90 774

TAB. A.2 – Principales sorties d'AROPAj pour l'année de calibrage (2002)

3 Scénario central

Produit	Goal 2014	2010		2020	
	1995=100	2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	92,6	109,0	1,08	121,0	1,06
Orge	85,6	101,0	0,12	108,0	0,67
Maïs	87,0	107,1	0,86	117,9	0,97
Colza	169,7	128,5	3,19	155,1	1,89
Tournesol	141,3	115,9	1,86	132,8	1,37
Soja	120,4	110,7	1,28	123,9	1,13
Fourrages	89,1	94,9	-0,66	98,3	0,36
Betteraves A et B	37,3	51,2	-8,03	39,0	-2,69
Blé dur	92,6 ¹	99,1	-0,11	105,0	0,58
Avoine	92,6 ¹	103,1	0,38	111,3	0,78
Autres céréales	92,6 ¹	105,1	0,62	114,6	0,87
Seigle	92,6 ¹	117,1	1,99	134,8	1,42
Pommes de terre	92,6 ¹	111,0	1,31	124,4	1,15
Viande bovine	119,3	108,4	1,01	120,1	1,03
Viande de porc	106,3	95,8	-0,54	99,7	0,41
Viande de volailles	96,9	98,6	-0,18	104,1	0,55
Viande ovins caprins	140,8	111,1	1,33	124,6	1,16
Viande de veau	118,0	107,8	0,95	119,2	1,00
Gros bovins	113,3	105,9	0,71	115,9	0,91
Lait de vache	83,8	86,7	-1,77	85,9	-0,09
Fromages ovins et caprins	100,2	100,1	0,01	106,6	0,63

¹ Indicés sur l'évolution du blé

TAB. A.3 – Scénario central : Prix

Produit	Goal 2014	2010		2020	
	1995=100	2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	116,8	109,2	1,10	119,8	0,93
Orge	116,1	108,0	0,97	117,7	0,86
Maïs	117,5	103,8	0,47	111,3	0,70
Colza	117,4	108,8	1,06	119,4	0,93
Tournesol	113,2	102,8	0,35	108,4	0,53
Soja	113,2	108,9	1,07	118,2	0,82
Fourrages	116,8	102,7	0,33	109,3	0,62
Blé dur	116,8 ¹	112,5	1,49	125,4	1,09
Avoine	116,8 ¹	109,4	1,13	120,2	0,94
Autres céréales	116,8 ¹	104,8	0,59	112,7	0,73
Seigle	116,8 ¹	111,2	1,34	123,2	1,03
Pommes de terre	116,8 ¹	107,9	0,95	117,6	0,87
Riz	116,8 ¹	104,0	0,49	111,3	0,69
Protéagineux	113,2 ²	123,5	2,67	142,7	1,46

¹ Indicés sur l'évolution du blé

² Indicés sur l'évolution du soja

TAB. A.4 – Scénario central : Rendements

	2002	2010	2010/2002	2020	2020/2010	2020/2002
	Allocation des surfaces					
	(kha)	(kha)	(%)	(kha)	(%)	(%)
Céréales	10 714	10 548	-1,5	11 064	4,9	3,3
<i>dont blé</i>	4 805	5 153	7,2	5 500	6,8	14,5
<i>dont maïs grains</i>	2 328	2 394	2,8	2 464	2,9	5,8
<i>dont orge</i>	1 488	1 290	-13,3	1 260	-2,4	-15,3
<i>dont avoine</i>	394	349	-11,3	333	-4,8	-15,5
<i>dont autres céréales</i>	1 190	917	-22,9	1 036	13,0	-12,9
Oléo-protéagineux	2 133	2 057	-3,5	2 148	4,4	0,7
<i>dont colza</i>	1 209	1 296	7,3	1 487	14,7	23,1
<i>dont tournesol</i>	859	655	-23,7	655	0,0	-23,7
Betteraves	398	194	-51,4	123	-36,5	-69,1
Fourrages annuels	1 219	887	-27,2	869	-2,1	-28,7
Pommes de terre	497	526	5,7	554	5,3	11,3
Prairies temporaires	1 304	1 300	-0,3	1 355	4,2	3,9
Prairies permanentes	5 402	5 589	3,5	4 775	-14,6	-11,6
SAU	24 042	23 797	-1,0	23 547	-1,1	-2,1
	Activités animales					
	(× 1000)	(× 1000)	(%)	(× 1000)	(%)	(%)
Vaches laitières	4 246	3 970	-6,5	3 781	-4,8	-11,0
Bovins non laitiers	15 028	13 667	-9,1	12 759	-6,6	-15,1
<i>dont vaches nourrices</i>	3 970	3 597	-9,4	3 320	-7,7	-16,4
<i>dont veaux</i>	5 161	4 721	-8,5	4 401	-6,8	-14,7
<i>dont génisses</i>	4 035	3 645	-9,7	3 441	-5,6	-14,7
Ovins	10 257	9 840	-4,1	9 681	-1,6	-5,6
Caprins	1 153	1 128	-2,1	1 110	-1,6	-3,7
Porcins	11 627	11 673	0,4	12 005	2,9	3,3
Volailles	308	253	-17,6	227	-10,5	-26,3

TAB. A.5 – Scénario central : Principales variables d'activité

	2005		2010			2020			
	(Mt CO ₂ eq)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/05 (%)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/10 (%)	/05 (%)	/90 (%)
Total CH₄	41,0	-8,4	39,9	-2,7	-10,9	38,2	-4,3	-6,9	-14,7
Fermentation entérique	27,8	-9,8	26,9	-3,3	-12,8	25,6	-4,8	-8,0	-17,0
Bovins	25,7	-9,4	24,8	-3,6	-12,7	23,5	-5,1	-8,5	-17,2
Bovins laitiers	8,8	-21,0	8,8	-0,4	-21,3	8,4	-3,5	-3,9	-24,1
Bovins non laitiers	16,9	-2,0	16,0	-5,2	-7,1	15,0	-6,0	-11,0	-12,7
Ovins	1,5	-20,2	1,5	-1,7	-21,5	1,5	-1,6	-3,3	-22,8
Caprins	0,1	-2,9	0,1	0,1	-2,8	0,1	-1,6	-1,5	-4,3
Chevaux	0,2	24,0	0,2	0,0	24,0	0,2	0,0	0,0	24,0
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	0,3	2,1	0,3	5,4	7,6	0,3	2,9	8,4	10,7
Effluents d'élevage (CH ₄)	13,1	-5,3	12,9	-1,5	-6,7	12,5	-3,2	-4,6	-9,7
Bovins	8,0	-8,6	7,6	-4,8	-13,0	7,2	-6,3	-10,7	-18,4
Bovins laitiers	1,6	-25,1	1,5	-1,3	-26,1	1,5	-4,8	-6,0	-29,6
Bovins non laitiers	6,5	-3,5	6,1	-5,6	-8,9	5,7	-6,6	-11,9	-15,0
Ovins	0,1	-20,2	0,1	-1,7	-21,6	0,1	-1,6	-3,3	-22,8
Caprins	0,0	-3,3	0,0	0,1	-3,2	0,0	-1,6	-1,5	-4,7
Chevaux	0,0	23,3	0,0	0,0	23,3	0,0	0,0	0,0	23,3
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	4,3	1,7	4,6	5,4	7,1	4,7	2,9	8,4	10,2
Volailles	0,6	-4,7	0,6	-7,1	-11,4	0,5	-10,5	-16,9	-20,7
Riziculture	0,1	-6,2	0,1	5,5	-1,1	0,1	0,7	6,2	-0,4
Total N₂O	54,9	-12,9	52,6	-4,1	-16,5	52,5	-0,2	-4,3	-16,7
Effluents d'élevage (N ₂ O)	6,1	-12,2	5,9	-3,2	-15,0	5,6	-5,1	-8,1	-19,3
Systèmes liquides	0,2	-2,9	0,2	-2,2	-5,0	0,2	-4,2	-6,2	-9,0
Systèmes solides	5,8	-12,5	5,6	-3,3	-15,4	5,3	-5,1	-8,2	-19,7
Sols agricoles	48,8	-13,0	46,8	-4,2	-16,6	46,9	0,4	-3,9	-16,3
Émissions directes	23,0	-13,7	22,1	-3,7	-16,8	22,7	2,5	-1,2	-14,7
Engrais synthétiques	12,7	-12,6	11,7	-8,2	-19,8	12,0	2,3	-6,1	-18,0
Déjections épandues	5,1	-8,6	5,0	-2,8	-11,2	4,7	-4,7	-7,4	-15,3
Plantes fixatrices d'azote	2,0	-34,7	2,3	14,2	-25,5	2,6	9,9	25,5	-18,1
Résidus de cultures	3,0	-8,1	3,0	1,7	-6,4	3,3	9,9	11,8	2,8
Boue de station d'épuration	0,1	34,3	0,1	0,0	34,3	0,1	0,0	0,0	34,3
Déjections sur pâtures	7,4	-13,5	7,1	-3,9	-16,9	6,7	-5,3	-9,0	-21,3
Émissions indirectes	18,0	-11,6	17,1	-5,1	-16,1	17,1	-0,1	-5,2	-16,2
Déposition atmosphérique	2,9	-11,4	2,8	-4,9	-15,7	2,7	-2,4	-7,1	-17,7
Lessivage et ruissellement	15,1	-11,6	14,3	-5,2	-16,2	14,4	0,4	-4,8	-15,9
Autres sols agricoles	0,4	-22,4	0,4	0,0	-22,4	0,4	0,0	0,0	-22,4
Total agriculture	95,9	-11,0	92,5	-3,5	-14,1	90,7	-2,0	-5,4	-15,8

TAB. A.6 – Scénario central : Émissions

4 Scénario S1a

Produit	Goal 2014 1995=100	2010		2020	
		2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	83,7	101,9	0,23	109,4	0,72
Orge	78,8	95,5	-0,57	99,3	0,39
Maïs	80,1	101,4	0,17	108,6	0,69
Colza	154,8	120,9	2,40	141,4	1,58
Tournesol	129,3	109,2	1,11	121,5	1,07
Soja	113,3	106,3	0,76	116,6	0,93
Fourrages	81,4	91,1	-1,16	92,5	0,15
Betteraves A et B	30,5	44,8	-9,55	31,9	-3,34
Blé dur	83,7 ¹	92,7	-0,94	95,0	0,24
Avoine	83,7 ¹	96,4	-0,46	100,6	0,44
Autres céréales	83,7 ¹	98,2	-0,22	103,6	0,53
Seigle	83,7 ¹	109,5	1,14	121,9	1,08
Pommes de terre	83,7 ¹	103,8	0,46	112,5	0,81
Viande bovine	102,1	101,0	0,12	107,9	0,67
Viande de porc	105,4	95,3	-0,60	98,9	0,38
Viande de volailles	93,0	96,8	-0,41	101,3	0,46
Viande ovins caprins	124,6	102,4	0,30	110,3	0,74
Viande de veau	108,8	103,9	0,48	112,7	0,82
Gros bovins	93,6	97,0	-0,38	101,7	0,47
Lait de vache	73,1	79,1	-2,88	74,9	-0,55
Fromages ovins et caprins	97,6	98,9	-0,14	104,7	0,57

¹ Indicés sur l'évolution du blé

TAB. A.7 – Scénario 1a : Prix

Produit	Goal 2014 1995=100	2010		2020	
		2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	106,5	102,7	0,33	106,1	0,74
Orge	105,7	101,4	0,18	103,9	0,48
Maïs	107,7	98,0	-0,25	99,3	-0,08
Colza	112,2	105,6	0,68	112,5	1,48
Tournesol	105,5	98,1	-0,24	98,8	-0,14
Soja	105,5	103,9	0,48	107,7	0,94
Fourrages	106,5	96,6	-0,44	96,8	-0,40
Blé dur	106,5 ¹	105,8	0,71	111,1	1,32
Avoine	106,5 ¹	102,9	0,35	106,4	0,78
Autres céréales	106,5 ¹	98,6	-0,18	99,8	-0,02
Seigle	106,5 ¹	104,6	0,56	109,1	1,10
Pommes de terre	106,5 ¹	101,4	0,18	104,2	0,52
Riz	106,5 ¹	97,8	-0,28	98,6	-0,17
Protéagineux	105,5 ²	117,8	2,07	130,0	3,34

¹ Indicés sur l'évolution du blé

² Indicés sur l'évolution du soja

TAB. A.8 – Scénario 1a : Rendements

	2002	2010	2010/2002	2020	2020/2010	2020/2002
	Allocation des surfaces					
	(kha)	(kha)	(%)	(kha)	(%)	(%)
Céréales	10 714	10 191	-4,9	10 630	4,3	-0,8
<i>dont blé</i>	4 805	4 972	3,5	5 242	5,4	9,1
<i>dont maïs grains</i>	2 328	2 325	-0,1	2 412	3,8	3,6
<i>dont orge</i>	1 488	1 259	-15,4	1 249	-0,8	-16,1
<i>dont avoine</i>	394	342	-13,2	356	4,1	-9,6
<i>dont autres céréales</i>	1 190	812	-31,7	913	12,5	-23,2
Oléo-protéagineux	2 133	2 022	-5,2	2 117	4,7	-0,7
<i>dont colza</i>	1 209	1 243	2,8	1 446	16,4	19,7
<i>dont tournesol</i>	859	670	-21,9	670	0,0	-21,9
Betteraves	398	193	-51,5	89	-53,9	-77,7
Fourrages annuels	1 219	850	-30,3	817	-3,9	-33,0
Pommes de terre	497	499	0,2	526	5,6	5,8
Prairies temporaires	1 304	1 309	0,4	1 238	-5,4	-5,0
Prairies permanentes	5 402	5 960	10,3	5 311	-10,9	-1,7
SAU	24 042	23 797	-1,0	23 547	-1,1	-2,1
	Activités animales					
	(× 1000)	(× 1000)	(%)	(× 1000)	(%)	(%)
Vaches laitières	4 246	3 720	-12,4	3 443	-7,5	-18,9
Bovins non laitiers	15 028	13 069	-13,0	11 796	-9,7	-21,5
<i>dont vaches nourrices</i>	3 970	3 442	-13,3	3 056	-11,2	-23,0
<i>dont veaux</i>	5 161	4 490	-13,0	4 050	-9,8	-21,5
<i>dont génisses</i>	4 035	3 515	-12,9	3 219	-8,4	-20,2
Ovins	10 257	9 644	-6,0	9 301	-3,6	-9,3
Caprins	1 153	1 106	-4,0	1 067	-3,6	-7,5
Porcins	11 627	11 339	-2,5	11 329	-0,1	-2,6
Volailles	308	248	-19,3	218	-12,4	-29,3

TAB. A.9 – Scénario 1a : Principales variables d'activité

	2005		2010			2020			
	(Mt CO ₂ eq)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/05 (%)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/10 (%)	/05 (%)	/90 (%)
Total CH₄	41,0	-8,4	38,2	-7,0	-14,8	35,6	-6,6	-13,1	-20,4
Fermentation entérique	27,8	-9,8	25,7	-7,8	-16,8	23,9	-6,9	-14,1	-22,5
Bovins	25,7	-9,4	23,6	-8,2	-16,9	21,9	-7,3	-14,9	-22,9
Bovins laitiers	8,8	-21,0	8,2	-6,3	-26,0	7,8	-4,9	-10,9	-29,6
Bovins non laitiers	16,9	-2,0	15,3	-9,2	-11,0	14,0	-8,5	-17,0	-18,6
Ovins	1,5	-20,2	1,5	-3,6	-23,1	1,4	-3,6	-7,1	-25,8
Caprins	0,1	-2,9	0,1	-1,9	-4,7	0,1	-3,6	-5,4	-8,1
Chevaux	0,2	24,0	0,2	0,0	24,0	0,2	0,0	0,0	24,0
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	0,3	2,1	0,3	2,4	4,6	0,3	-0,1	2,3	4,5
Effluents d'élevage (CH ₄)	13,1	-5,3	12,4	-5,4	-10,4	11,6	-6,1	-11,1	-15,8
Bovins	8,0	-8,6	7,3	-9,3	-17,1	6,6	-9,3	-17,7	-24,8
Bovins laitiers	1,6	-25,1	1,4	-7,5	-30,7	1,3	-7,5	-14,4	-35,9
Bovins non laitiers	6,5	-3,5	5,8	-9,7	-12,9	5,3	-9,7	-18,5	-21,4
Ovins	0,1	-20,2	0,1	-3,6	-23,1	0,0	-3,6	-7,1	-25,9
Caprins	0,0	-3,3	0,0	-1,9	-5,1	0,0	-3,6	-5,4	-8,5
Chevaux	0,0	23,3	0,0	0,0	23,3	0,0	0,0	0,0	23,3
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	4,3	1,7	4,4	2,4	4,1	4,4	-0,1	2,3	4,0
Volailles	0,6	-4,7	0,6	-9,0	-13,2	0,5	-12,4	-20,2	-24,0
Riziculture	0,1	-6,2	0,1	5,5	-1,1	0,1	0,5	6,0	-0,6
Total N₂O	54,9	-12,9	50,3	-8,3	-20,1	48,5	-3,6	-11,6	-23,0
Effluents d'élevage (N ₂ O)	6,1	-12,2	5,6	-7,3	-18,6	5,2	-7,8	-14,5	-24,9
Systèmes liquides	0,2	-2,9	0,2	-5,7	-8,4	0,2	-6,9	-12,2	-14,7
Systèmes solides	5,8	-12,5	5,4	-7,4	-19,0	5,0	-7,8	-14,6	-25,3
Sols agricoles	48,8	-13,0	44,7	-8,5	-20,3	43,3	-3,1	-11,2	-22,8
Émissions directes	23,0	-13,7	21,1	-8,1	-20,7	20,8	-1,3	-9,3	-21,7
Engrais synthétiques	12,7	-12,6	11,3	-11,5	-22,7	11,2	-0,8	-12,2	-23,3
Déjections épandues	5,1	-8,6	4,8	-6,7	-14,7	4,4	-7,4	-13,6	-21,0
Plantes fixatrices d'azote	2,0	-34,7	2,2	5,6	-31,1	2,2	3,6	9,3	-28,6
Résidus de cultures	3,0	-8,1	2,8	-5,9	-13,5	2,9	3,6	-2,6	-10,4
Boue de station d'épuration	0,1	34,3	0,1	0,0	34,3	0,1	0,0	0,0	34,3
Déjections sur pâtures	7,4	-13,5	6,8	-8,2	-20,6	6,2	-8,1	-15,6	-27,0
Émissions indirectes	18,0	-11,6	16,4	-9,2	-19,7	15,8	-3,3	-12,2	-22,4
Déposition atmosphérique	2,9	-11,4	2,7	-8,5	-18,9	2,5	-5,1	-13,2	-23,1
Lessivage et ruissellement	15,1	-11,6	13,7	-9,3	-19,9	13,3	-3,0	-12,0	-22,3
Autres sols agricoles	0,4	-22,4	0,4	0,0	-22,4	0,4	0,0	0,0	-22,4
Total agriculture	95,9	-11,0	88,4	-7,7	-17,9	84,1	-4,9	-12,3	-21,9

TAB. A.10 – Scénario 1a : Émissions

5 Scénario S2b

Produit	Goal 2014	2010		2020	
	1995=100	2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	93,2	109,5	1,14	121,9	1,08
Orge	86,1	101,4	0,17	108,6	0,69
Maïs	87,7	107,7	0,93	118,9	1,00
Colza	168,2	127,8	3,11	153,7	1,86
Tournesol	140,0	115,2	1,79	131,6	1,34
Soja	119,7	110,2	1,23	123,2	1,11
Fourrages	86,0	93,3	-0,86	96,0	0,28
Betteraves A et B	34,8	48,8	-8,57	36,3	-2,92
Blé dur	93,2 ¹	99,6	-0,05	105,8	0,60
Avoine	93,2 ¹	103,5	0,44	112,1	0,80
Autres céréales	93,2 ¹	105,5	0,68	115,4	0,89
Seigle	93,2 ¹	117,6	2,05	135,8	1,44
Pommes de terre	93,2 ¹	111,5	1,37	125,3	1,17
Viande bovine	121,9	109,5	1,14	121,9	1,08
Viande de porc	107,2	96,3	-0,47	100,5	0,43
Viande de volailles	97,9	99,0	-0,12	104,9	0,57
Viande ovins caprins	147,8	114,8	1,74	130,9	1,32
Viande de veau	124,3	110,4	1,25	123,5	1,12
Gros bovins	120,1	108,7	1,05	120,6	1,04
Lait de vache	72,1	78,4	-2,99	73,9	-0,59
Fromages ovins et caprins	97,4	98,8	-0,15	104,5	0,56

¹ Indicés sur l'évolution du blé

TAB. A.11 – Scénario 2b : Prix

Produit	Goal 2014	2010		2020	
	1995=100	2002=100	%/an	2002=100	%/an
Blé	112,0	106,2	0,75	113,4	1,58
Orge	112,4	105,7	0,69	112,7	1,51
Maïs	113,0	101,2	0,15	105,8	0,71
Colza	110,5	104,5	0,55	110,2	1,22
Tournesol	107,1	99,1	-0,11	100,8	0,10
Soja	107,1	104,9	0,61	109,9	1,18
Fourrages	112,0	99,9	-0,02	103,4	0,42
Blé dur	112,0 ¹	109,4	1,13	118,6	2,16
Avoine	112,0 ¹	106,4	0,78	113,7	1,62
Autres céréales	112,0 ¹	101,9	0,24	106,7	0,81
Seigle	112,0 ¹	108,2	0,99	116,6	1,94
Pommes de terre	112,0 ¹	104,9	0,60	111,3	1,35
Riz	112,0 ¹	101,1	0,14	105,4	0,65
Protéagineux	107,1 ²	119,0	2,20	132,6	3,59

¹ Indicés sur l'évolution du blé

² Indicés sur l'évolution du soja

TAB. A.12 – Scénario 2b : Rendements

	2002	2010	2010/2002	2020	2020/2010	2020/2002
	Allocation des surfaces					
	(kha)	(kha)	(%)	(kha)	(%)	(%)
Céréales	10 714	11 127	3,8	11 389	2,4	6,3
<i>dont blé</i>	4 805	5 361	11,6	5 558	3,7	15,7
<i>dont maïs grains</i>	2 328	2 482	6,6	2 529	1,9	8,7
<i>dont orge</i>	1 488	1 323	-11,1	1 278	-3,4	-14,1
<i>dont avoine</i>	394	364	-7,5	396	8,6	0,4
<i>dont autres céréales</i>	1 190	1 141	-4,1	1 150	0,8	-3,3
Oléo-protéagineux	2 133	2 076	-2,7	2 037	-1,9	-4,5
<i>dont colza</i>	1 209	1 296	7,2	1 391	7,4	15,1
<i>dont tournesol</i>	859	673	-21,6	673	0,0	-21,6
Betteraves	398	137	-65,5	54	-60,6	-86,4
Fourrages annuels	1 219	1 210	-0,7	1 161	-4,0	-4,7
Pommes de terre	497	518	4,2	529	2,1	6,4
Prairies temporaires	1 304	1 289	-1,1	1 206	-6,5	-7,5
Prairies permanentes	5 402	5 279	-2,3	4 779	-9,5	-11,5
SAU	24 042	23 797	-1,0	23 547	-1,1	-2,1
	Activités animales					
	(× 1000)	(× 1000)	(%)	(× 1000)	(%)	(%)
Vaches laitières	4 246	4 053	-4,5	4 069	0,4	-4,2
Bovins non laitiers	15 028	13 434	-10,6	12 708	-5,4	-15,4
<i>dont vaches nourrices</i>	3 970	3 517	-11,4	3 204	-8,9	-19,3
<i>dont veaux</i>	5 161	4 576	-11,3	4 365	-4,6	-15,4
<i>dont génisses</i>	4 035	3 653	-9,5	3 520	-3,6	-12,8
Ovins	10 257	9 888	-3,6	9 727	-1,6	-5,2
Caprins	1 153	1 134	-1,7	1 116	-1,6	-3,2
Porcins	11 627	11 613	-0,1	11 943	2,8	2,7
Volailles	308	252	-18,1	226	-10,5	-26,7

TAB. A.13 – Scénario 2b : Principales variables d'activité

	2005		2010			2020			
	(Mt CO ₂ eq)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/05 (%)	/90 (%)	(Mt CO ₂ eq)	/10 (%)	/05 (%)	/90 (%)
Total CH₄	41,0	-8,4	39,7	-3,1	-11,3	38,9	-2,1	-5,1	-13,1
Fermentation entérique	27,8	-9,8	26,9	-3,5	-13,0	26,3	-2,2	-5,6	-14,9
Bovins	25,7	-9,4	24,7	-3,8	-12,9	24,1	-2,3	-6,0	-14,9
Bovins laitiers	8,8	-21,0	8,9	1,8	-19,5	9,1	2,0	3,9	-17,9
Bovins non laitiers	16,9	-2,0	15,8	-6,8	-8,6	15,0	-4,7	-11,1	-12,9
Ovins	1,5	-20,2	1,5	-1,2	-21,1	1,5	-1,6	-2,8	-22,4
Caprins	0,1	-2,9	0,1	0,6	-2,3	0,1	-1,6	-1,0	-3,9
Chevaux	0,2	24,0	0,2	0,0	24,0	0,2	0,0	0,0	24,0
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	0,3	2,1	0,3	4,8	7,1	0,3	2,8	7,8	10,1
Effluents d'élevage (CH ₄)	13,1	-5,3	12,8	-2,2	-7,4	12,5	-2,0	-4,2	-9,2
Bovins	8,0	-8,6	7,6	-5,7	-13,8	7,2	-4,2	-9,6	-17,4
Bovins laitiers	1,6	-25,1	1,6	0,8	-24,5	1,6	0,4	1,2	-24,2
Bovins non laitiers	6,5	-3,5	6,0	-7,2	-10,5	5,7	-5,4	-12,2	-15,3
Ovins	0,1	-20,2	0,1	-1,2	-21,2	0,1	-1,6	-2,8	-22,5
Caprins	0,0	-3,3	0,0	0,6	-2,7	0,0	-1,6	-1,0	-4,3
Chevaux	0,0	23,3	0,0	0,0	23,3	0,0	0,0	0,0	23,3
Anes et mulets	0,0	134,8	0,0	0,0	134,8	0,0	0,0	0,0	134,8
Porcins	4,3	1,7	4,5	4,8	6,6	4,7	2,8	7,8	9,6
Volailles	0,6	-4,7	0,6	-7,6	-11,9	0,5	-10,5	-17,3	-21,2
Riziculture	0,1	-6,2	0,1	-1,0	-7,2	0,1	6,3	5,2	-1,3
Total N₂O	54,9	-12,9	54,6	-0,5	-13,3	54,0	-1,1	-1,6	-14,2
Effluents d'élevage (N ₂ O)	6,1	-12,2	5,9	-3,4	-15,1	5,7	-3,1	-6,3	-17,7
Systèmes liquides	0,2	-2,9	0,2	-2,9	-5,7	0,2	-3,2	-6,0	-8,7
Systèmes solides	5,8	-12,5	5,6	-3,4	-15,5	5,5	-3,1	-6,3	-18,1
Sols agricoles	48,8	-13,0	48,8	-0,1	-13,1	48,3	-0,9	-1,0	-13,8
Émissions directes	23,0	-13,7	23,3	1,5	-12,4	23,3	0,1	1,6	-12,3
Engrais synthétiques	12,7	-12,6	13,1	2,7	-10,3	13,0	-0,8	1,8	-11,1
Déjections épandues	5,1	-8,6	4,9	-3,2	-11,5	4,8	-3,1	-6,2	-14,3
Plantes fixatrices d'azote	2,0	-34,7	2,2	10,4	-27,9	2,4	5,5	16,5	-23,9
Résidus de cultures	3,0	-8,1	2,9	-1,6	-9,5	3,1	5,5	3,8	-4,5
Boue de station d'épuration	0,1	34,3	0,1	0,0	34,3	0,1	0,0	0,0	34,3
Déjections sur pâtures	7,4	-13,5	7,1	-4,3	-17,2	6,8	-3,3	-7,4	-19,9
Émissions indirectes	18,0	-11,6	18,0	-0,4	-12,0	17,7	-1,2	-1,6	-13,0
Déposition atmosphérique	2,9	-11,4	2,9	-1,3	-12,5	2,8	-2,2	-3,5	-14,5
Lessivage et ruissellement	15,1	-11,6	15,1	-0,3	-11,9	14,9	-1,0	-1,2	-12,7
Autres sols agricoles	0,4	-22,4	0,4	0,0	-22,4	0,4	0,0	0,0	-22,4
Total agriculture	95,9	-11,0	94,3	-1,6	-12,4	92,9	-1,5	-3,1	-13,8

TAB. A.14 – Scénario 2b : Émissions.

6 Tableaux récapitulatifs

	1990	2000	2005	2010			2020		
				SC	S1a	S2b	SC	S1a	S2b
(MtCO ₂ eq)									
Total CH₄	44,8	42,6	41,0	39,9	38,2	39,7	38,2	35,6	38,9
Fermentation entérique	30,9	29,2	27,8	26,9	25,7	26,9	25,6	23,9	26,3
Bovins	28,4	27,0	25,7	24,8	23,6	24,7	23,5	21,9	24,1
Bovins laitiers	11,1	9,2	8,8	8,8	8,2	8,9	8,4	7,8	9,1
Bovins non laitiers	17,2	17,8	16,9	16,0	15,3	15,8	15,0	14,0	15,0
Ovins	1,9	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,4	1,5
Caprins	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Chevaux	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Anes et mulets	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Porcins	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Effluents d'élevage (CH ₄)	13,8	13,3	13,1	12,9	12,4	12,8	12,5	11,6	12,5
Bovins	8,8	8,0	8,0	7,6	7,3	7,6	7,2	6,6	7,2
Bovins laitiers	2,1	1,6	1,6	1,5	1,4	1,6	1,5	1,3	1,6
Bovins non laitiers	6,7	6,4	6,5	6,1	5,8	6,0	5,7	5,3	5,7
Ovins	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Caprins	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chevaux	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Anes et mulets	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Porcins	4,3	4,5	4,3	4,6	4,4	4,5	4,7	4,4	4,7
Volailles	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5
Riziculture	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Total N₂O	63,0	59,7	54,9	52,6	50,3	54,6	52,5	48,5	54,0
Effluents d'élevage (N ₂ O)	6,9	6,5	6,1	5,9	5,6	5,9	5,6	5,2	5,7
Systèmes liquides	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Systèmes solides	6,7	6,3	5,8	5,6	5,4	5,6	5,3	5,0	5,5
Sols agricoles	56,1	53,2	48,8	46,8	44,7	48,8	46,9	43,3	48,3
Émissions directes	26,6	25,1	23,0	22,1	21,1	23,3	22,7	20,8	23,3
Engrais synthétiques	14,6	14,1	12,7	11,7	11,3	13,1	12,0	11,2	13,0
Déjections épandues	5,6	5,4	5,1	5,0	4,8	4,9	4,7	4,4	4,8
Plantes fixatrices d'azote	3,1	2,5	2,0	2,3	2,2	2,2	2,6	2,2	2,4
Résidus de cultures	3,2	3,0	3,0	3,0	2,8	2,9	3,3	2,9	3,1
Boue de station d'épuration	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Déjections sur pâtures	8,5	8,0	7,4	7,1	6,8	7,1	6,7	6,2	6,8
Émissions indirectes	20,4	19,6	18,0	17,1	16,4	18,0	17,1	15,8	17,7
Déposition atmosphérique	3,3	3,1	2,9	2,8	2,7	2,9	2,7	2,5	2,8
Lessivage et ruissellement	17,1	16,5	15,1	14,3	13,7	15,1	14,4	13,3	14,9
Autres sols agricoles	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Total agriculture	107,8	102,3	95,9	92,5	88,4	94,3	90,7	84,1	92,9

TAB. A.15 – Récapitulatif des émissions pour les trois scénarios agricoles (utilisant les PRG 1995 : PRG_{CH₄}=21, PRG_{N₂O}=310)

	1990	2000	2005	2010			2020		
				SC	S1a	S2b	SC	S1a	S2b
				(MtCO ₂ eq)					
Total CH₄	53,3	50,7	48,8	47,5	45,4	47,3	45,5	42,4	46,3
Fermentation entérique	36,8	34,8	33,1	32,0	30,6	32,0	30,5	28,5	31,3
Bovins	33,8	32,1	30,6	29,5	28,1	29,4	28,0	26,0	28,7
Bovins laitiers	13,2	10,9	10,5	10,4	9,8	10,7	10,1	9,3	10,9
Bovins non laitiers	20,5	21,2	20,1	19,1	18,3	18,8	17,9	16,7	17,9
Ovins	2,3	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,8
Caprins	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Chevaux	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Anes et mulets	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Porcins	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Effluents d'élevage (CH ₄)	16,4	15,8	15,6	15,3	14,7	15,2	14,8	13,8	14,9
Bovins	10,4	9,5	9,5	9,1	8,7	9,0	8,5	7,9	8,6
Bovins laitiers	2,5	2,0	1,8	1,8	1,7	1,9	1,7	1,6	1,9
Bovins non laitiers	8,0	7,6	7,7	7,3	6,9	7,1	6,8	6,3	6,8
Ovins	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Caprins	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chevaux	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Anes et mulets	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Porcins	5,1	5,4	5,2	5,4	5,3	5,4	5,6	5,3	5,6
Volailles	0,8	0,9	0,8	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6
Riziculture	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Total N₂O	60,5	57,3	52,7	50,6	48,4	52,5	50,5	46,6	51,9
Effluents d'élevage (N ₂ O)	6,6	6,3	5,8	5,6	5,4	5,6	5,3	5,0	5,5
Systèmes liquides	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Systèmes solides	6,4	6,0	5,6	5,4	5,2	5,4	5,1	4,8	5,2
Sols agricoles	53,9	51,1	46,9	45,0	43,0	46,9	45,1	41,6	46,5
Émissions directes	25,6	24,1	22,1	21,3	20,3	22,4	21,8	20,0	22,4
Engrais synthétiques	14,0	13,5	12,2	11,2	10,8	12,6	11,5	10,7	12,5
Déjections épandues	5,4	5,2	4,9	4,8	4,6	4,8	4,5	4,2	4,6
Plantes fixatrices d'azote	3,0	2,4	2,0	2,2	2,1	2,2	2,5	2,1	2,3
Résidus de cultures	3,1	2,9	2,8	2,9	2,7	2,8	3,2	2,8	2,9
Boue de station d'épuration	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Déjections sur pâtures	8,2	7,7	7,1	6,8	6,5	6,8	6,5	6,0	6,6
Émissions indirectes	19,6	18,9	17,3	16,4	15,7	17,3	16,4	15,2	17,1
Déposition atmosphérique	3,1	3,0	2,8	2,7	2,6	2,8	2,6	2,4	2,7
Lessivage et ruissellement	16,5	15,8	14,5	13,8	13,2	14,5	13,8	12,8	14,4
Autres sols agricoles	0,5	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Total agriculture	113,8	108,1	101,6	98,1	93,8	99,8	95,9	89,0	98,2

TAB. A.16 – Récapitulatif des émissions pour les trois scénarios agricoles (utilisant les PRG 2007 : PRG_{CH₄}=25, PRG_{N₂O}=298)

Agriculture et effet de serre : Une revue rapide des modèles économiques

B

S. De Cara

Ce chapitre propose une revue des modélisations économiques qui permettent d'analyser les liens entre agriculture et émissions de gaz à effet de serre. Ce chapitre met en particulier en évidence l'absence de modèle opérationnel d'utilisation des terres décrivant l'ensemble des usages pertinents pour décrire l'évolution des sources/puits à une résolution adaptée à la présente étude. Dans la présentation des modèles existants, l'accent est mis sur la présentation du modèle AROPAj utilisé dans De Cara et al. (2005) pour l'évaluation des coûts d'abattement de CH₄ et N₂O d'origine agricole et qui est mobilisé dans l'étude.

Avec l'attention accrue (et relativement récente) portée aux gaz autres que le CO₂ et au stockage de carbone, de nombreuses études se sont penchées sur la question des émissions de GES d'origine agricole. Deux grands types d'approches peuvent être distingués : (i) les études visant à identifier les sources et les potentiels de réduction disponibles et (ii) celles visant à estimer les coûts de réduction.

Dans la première catégorie, on trouve par exemple les travaux de Bates (2001); Smith *et al.* (2003); Freibauer *et al.* (2004). Ces études sont souvent de nature plutôt technique et visent en particulier à quantifier les conséquences en termes d'émissions de la mise en place de technologies alternatives ou l'extension de technologies existantes mais peu répandues (le potentiel de réduction technique). En cela, les déterminants économiques des réductions d'émissions n'interviennent en général que de manière externe.

Le second type d'approches vise à quantifier le potentiel de réduction des émissions en tenant compte du contexte économique, des politiques en place et du comportement rationnel des agents. Ces études reposent sur des modèles économiques permettant ainsi de mesurer les coûts totaux et marginaux de réduction des émissions à diverses échelles/résolutions. Ces modèles permettent ainsi d'évaluer l'effet d'une politique visant spécifiquement à réguler des émissions, par exemple par le biais de l'introduction d'une taxe ou de la mise en place d'un marché de droits d'émissions.

C'est cette seconde catégorie d'approches qui est examinée dans ce chapitre. Il est à noter que parmi les études disponibles, peu prennent en compte l'ensemble des puits et des sources passées en revue dans le chapitre 2. Une exception notable est le modèle FASOM (McCarl et Schneider, 2001; Schneider et McCarl, 2003), mais dont seule une version centrée sur les États-Unis est opérationnelle à l'heure actuelle.

La plupart des études disponibles se concentrent sur les émissions de CH₄ et de N₂O d'origine agricole (Pérez Domínguez, 2005; De Cara *et al.*, 2005; Höglund-Isaksson *et al.*, 2006), en intégrant éventuellement le stockage additionnel de carbone lié à des pratiques alternatives de travail du sol (De Cara et Jayet, 2006).

On s'appuie notamment dans ce chapitre sur deux revues récentes de la littérature sur ce domaine (Giupponi *et al.*, 2007; van der Werf et Peterson, 2007).

1 Modèles d'offre, modèles d'équilibre partiel, modèles d'équilibre général

Au sein des modèles économiques, on distingue trois grandes "familles" : (i) les modèles d'offre basés sur la programmation mathématique, (ii) les modèles d'équilibre partiel, et (iii) les modèles d'équilibre général. Ces trois types d'approche diffèrent par la résolution de la modélisation et les hypothèses qui les sous-tendent.

Les modèles d'offre agricole fondés sur la programmation mathématique permettent d'analyser les impacts de changements politiques à un niveau très désagrégé (l'exploitation ou un ensemble d'exploitations

représentatives). En outre, ils permettent d'intégrer explicitement dans l'analyse un contenu technique fort par le biais de contraintes agronomiques ou liées à la politique agricole qui pèsent sur les exploitations. Du fait de la résolution de ces modèles, l'hypothèse d'exogénéité des prix des produits et des intrants prévaut souvent. Cette hypothèse revient à supposer que les agents sont "preneurs de prix". Les modèles appartenant à cette famille se concentrent donc sur les déterminants de l'offre en tenant compte de la diversité des conditions de production pour une couverture géographique donnée.

La difficulté tient alors à la prise en compte de chocs susceptibles de modifier les prix d'équilibre au niveau agrégé. Cette difficulté est, par construction, évitée dans les deux autres familles de modèles. Les modèles d'équilibre (partiel ou général) n'offrent en revanche qu'une résolution souvent dégradée (rarement au dessous du pays) dans l'analyse des impacts d'un changement de politique agricole ou environnementale. De plus, ces modèles se prêtent moins facilement à la modélisation de certains aspects importants des politiques agricoles (contraintes agri-environnementales individuelles, notamment).

Les modèles d'équilibre partiel intègrent les déterminants des équilibres sur les marchés agricoles (intégrant parfois certains biens transformés). Ils reposent sur une hypothèse d'indépendance entre les marchés examinés (agricoles en l'occurrence) et les déterminants macro-économiques (PIB, croissance de la population, inflation, croissance de la productivité, taux de change, prix des intrants non décrits par le modèle,...), les seconds étant supposés exogènes. Les prix et les quantités d'équilibre sur les marchés agricoles sont obtenus en confrontant les différentes composantes de l'offre (rendements, surfaces, importations, variations de stocks) et de demande (consommation humaine et animale, exportations) qui dépendent des prix et de paramètres exogènes. Ces relations sont soit estimées économétriquement, soit calibrées, en général à un niveau d'agrégation qui correspond au pays ou à des groupes de pays.

Par nature, les modèles d'équilibre partiel se prêtent bien à des projections de moyen terme pour lesquelles les variations des prix et des quantités agrégées à l'équilibre sont déterminantes.

Les modèles d'équilibre général permettent un "bouclage" complet de l'économie en décrivant l'équilibre simultané sur l'ensemble des secteurs et des marchés (incluant les marchés de l'ensemble des facteurs de production). La cohérence interne des projections est ainsi assurée d'un point de vue économique. Le modèle Goal, présenté au chapitre 4 fournit un exemple de ce type de modélisation avec une attention particulière portée au secteur agricole. En général, le niveau d'agrégation géographique est relativement élevé dans ce type de modèles, ce qui les rend difficilement utilisables pour un exercice de projection qui nécessite un "grain" spatial relativement fin. Elles demeurent néanmoins intéressantes pour fournir des éléments du contexte économique global (prix) qui peuvent être ensuite utilisés dans des modèles plus désagrégés.

Des modélisations récentes intégrant une structure d'équilibre général et un lien plus fin avec les usages des sols à travers la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale de la productivité du facteur "terre" sont actuellement développées et constituent une voie intéressante. Quelques unes de ces modélisations sont présentées et discutées dans van der Werf et Peterson (2007). Ces approches ne sont néanmoins pas mobilisables dans le cadre de cette étude.

Certaines modélisations combinent des caractéristiques technico-économique permettant une modélisation fine de l'offre et des éléments d'équilibre partiel. C'est le cas notamment de ASM-GHG, FASOM et CAPRI. Ces modèles offrent ainsi un éclairage à un niveau d'agrégation intermédiaire (régional en l'occurrence) et sont présentés en détail dans ce chapitre.

2 Modèles économiques permettant de décrire les relations entre activités agricoles et émissions de GES

2.1 AROPAj

2.1.1 Présentation du modèle

Le modèle AROPAj a été initialement développé pour analyser les conséquences des réformes successives de la PAC. AROPAj est constitué d'un ensemble de modèles de programmation mathématique (mixte linéaire et en nombres entiers). Chaque modèle décrit les choix annuels d'un groupe-type k , représentatif de v_k exploitants réels.

La représentation en groupes-types tient compte de la diversité des contraintes techniques auxquelles font face les exploitants agricoles. Chaque groupe-type est supposé choisir ses niveaux d'offre et de demande (x_k) de sorte à maximiser sa marge brute (π_k). Le programme linéaire générique s'écrit :

$$\begin{aligned} \max_{x_k} \pi_k(x_k) &= g_k x_k \\ \text{sous les contraintes } A_k x_k &\leq z_k, \\ x_k &\geq 0, \end{aligned}$$

où x_k est le vecteur des "activités", g_k le vecteur des marges brutes, z_k le vecteur des ressources et A_k est la matrice des coefficients croisant variables primales et contraintes.

Les composantes du vecteur x_k comprennent les surfaces de chaque culture, les effectifs animaux de chaque catégorie, les productions de viande et de lait, les productions et consommations sur la ferme des cultures ainsi que les quantités d'alimentation animale achetées. Le vecteur g_k reprend les marges associées à chaque activité de production : les recettes (prix de vente des produits collectés), les aides et les coûts variables.

Les groupes-types sont supposés être "preneur de prix", les prix étant donc des paramètres du modèle ajustables de façon exogène. Vingt-quatre activités végétales sont modélisées, représentant la plupart des activités de surface (en culture annuelle) de l'agriculture européenne, tenant compte de la friche mais aussi des différentes catégories de jachère imposées par la PAC. Les productions végétales sont soit vendues directement soit utilisées sur l'exploitation pour l'alimentation animale. Les composantes de g_k correspondant à l'alimentation animale représentent les coûts variables associées aux cultures fourragères ou les coûts d'achat. Trente et une catégories animales sont représentées dans le modèle (ovins, caprins, porcs, volailles plus vingt-sept catégories pour les bovins). Les émissions de gaz à effet de serre peuvent être calculées de façon endogène dans le modèle.

L'ensemble de production est limité par les contraintes définies par A_k et z_k au niveau de chaque exploitation-type. L'ensemble des activités de surfaces est contraint par la disponibilité de la terre (valeur fixe pour chaque groupe-type). Des contraintes de rotation, représentant les parts maximales admissibles de chaque culture ainsi que la dynamique de rotations des cultures, sont prises en compte. Les effectifs animaux sont contraints par les capacités physiques de place (taille des ateliers) et l'équilibre entre les classes d'âge et de sexe (bovins). Ils sont donc autorisés à varier seulement de façon limitée (capital quasi-fixe).

Pour l'alimentation animale, les exploitants ont le choix entre leur propre production de fourrages et de grains et l'achat d'aliments concentrés ou grossiers. Quatre types d'aliments concentrés et un type d'aliment grossier sont représentés dans le modèle, se distinguant par leur contenu en énergie et en protéines. Dans le modèle, les exploitants choisissent l'alimentation animale de sorte à couvrir les besoins en énergie et en protéines de chaque catégorie animale. Pour les herbivores, il existe une contrainte additionnelle de limite de capacité de digestion. Une part importante des contraintes est enfin associée aux restrictions imposées par la PAC. Les obligations de jachère tout comme les quotas laitiers et sucriers font partie de ces contraintes. Les différents types de quotas sucriers (A, B et C) sont également inclus.

Le calcul des paramètres définissant A_k , z_k et g_k , ainsi que les niveaux de référence x_k^0 se fait en trois étapes : (i) la typologie des exploitations de l'échantillon en groupes-types, (ii) l'estimation des paramètres, et (iii)

le calibrage. La principale source de données est le RICA (Réseau d'Information Comptable Agricole), qui ne concerne que les exploitations agricoles professionnelles.

Le RICA fournit des données comptables (revenus, charges variables, prix, rendements, surfaces dédiées à chaque culture, nombre d'animaux, aides reçues, type d'exploitation et taille économique). Les données sont disponibles au niveau individuel et repérées au niveau régional (101 régions dans l'UE-15). Du fait du caractère annuel du modèle, les fermes de l'échantillon définies comme "spécialisées dans l'horticulture" et "spécialisées dans les cultures permanentes" sont exclues (orientations technico-économiques 2 et 3 dans la classification du RICA, les cultures permanentes prenant par exemple en compte l'horticulture, les oliveraies, les vergers, les vignes).

La typologie s'effectue donc à partir de la population d'agriculteurs restants, représentant les cultures annuelles et l'élevage. Il est important de garder cette restriction à l'esprit dans l'analyse des résultats du modèle dans la mesure où les exploitations exclues peuvent représenter une part significative de la surface agricole totale dans certaines régions.

Les exploitations retenues sont regroupées en "groupes-types" selon quatre variables principales : (i) région (parmi les 101 régions), (ii) altitude moyenne (trois classes d'altitude : 0-300 m, 300-600 m et >600m), (iii) Orientation Technico-Économique (14 OTE dans le RICA), et (iv) taille économique de l'exploitation. La typologie des exploitations est le fruit d'un compromis entre la nécessité de respecter la confidentialité dans l'utilisation des données individuelles, la robustesse des estimations et la limitation du biais d'agrégation au niveau régional. La version courante, basée sur le RICA 2002, regroupe 1074 groupes-types pour l'UE-15, dont environ 150 pour la France. Une version recalibrée sur la base du RICA européen 2004 est en cours de test et devrait offrir une résolution similaire pour la France.

L'approche par les groupes-types présente l'intérêt de prendre en compte la diversité des systèmes de production au niveau infra-régional. Les résultats peuvent être agrégés au niveau régional, national et européen, mais la région n'est pas modélisée comme une seule grande ferme, limitant ainsi le biais d'agrégation. En outre, l'existence d'une agriculture très diversifiée est mieux prise en compte dans la mesure où les exploitations mixtes sont explicitement modélisées.

L'étape d'estimation des paramètres et des niveaux de base des variables s'effectue à partir des données du RICA comprenant : les coûts variables, les prix des produits, les surfaces et les parts de surfaces de chaque culture, les effectifs animaux, et les aides reçues. La procédure d'estimation se fait au niveau du groupe-type. Les coûts variables sont séparés entre les coûts associés aux engrais et les autres coûts (semences, carburant, pesticides, etc.). Dans le RICA, seuls les charges totales pour chaque poste (engrais, phytosanitaires,...) sont fournies. Les coûts variables pour chaque culture sont donc inférés à partir d'une analyse de covariance utilisant les surfaces cultivées et en prenant en compte le facteur lié au groupe-type. Il est important de noter que la rémunération du travail n'est pas explicitement prise en compte dans le modèle.

D'autres sources d'information sont également utilisées. Les facteurs d'émissions de gaz à effet de serre sont issus du rapport du GIEC (Mosier et Kroeze, 2001). Les caractéristiques des aliments pour animaux et des besoins animaux sont tirés d'ouvrages techniques (Jarrige, 1988). Enfin, des dires d'expert sont utilisés quand aucune autre source technique ou statistique n'est disponible. C'est le cas par exemple des types d'engrais utilisés selon la région, le pays ou la culture et de certains paramètres pour l'alimentation animale.

Le calibrage de chacun des programmes linéaires individuels consiste en une ré-estimation des paramètres pour lesquels l'information est manquante ou peu fiable. Ces paramètres concernent les besoins alimentaires des animaux, la durée de vie de certaines catégories animales, les rendements des prairies et les parts de surface admissibles.

Parmi les applications/développements récents ou en cours, figurent notamment l'introduction de différentes options de réformes, et en particulier la réforme sur les quotas laitiers, un module d'endogénéisation des rendements agricoles et des apports en engrais azotés, ainsi qu'un module décrivant l'épandage des effluents d'élevage.

2.1.2 Utilisation du modèle pour l'estimation des coûts de réduction des émissions de GES d'origine agricole

Ce modèle a été utilisé pour examiner différents aspects de la régulation économique des émissions de GES d'origine agricole, au niveau français (De Cara et Jayet, 1999, 2000a,b), puis au niveau européen (De Cara *et al.*, 2005; De Cara et Jayet, 2006).

Le modèle intègre des relations qui permettent d'inférer les émissions à partir du niveau des activités pour chaque exploitation-type représentée. Les sources incluses comprennent : la fermentation entérique (CH_4), la gestion des effluents d'élevage (CH_4 et N_2O), les sols agricoles (N_2O émissions directes et indirectes, l'utilisation d'engrais azotés synthétiques, les effluents d'élevages sur les prairies et pâturages). Une description complète des sources couvertes et des modes de comptabilisation utilisés est donnée dans De Cara *et al.* (2005).

Les émissions calculées pour chaque exploitation-type peuvent être agrégées au niveau de chaque État Membre. La figure B.1 donne une idée de la couverture du modèle en termes d'émissions, compte tenu de la non-exhaustivité du RICA. Dans sa version actuelle, le modèle capture un peu moins de 90% des émissions agricoles françaises de CH_4 et de N_2O .

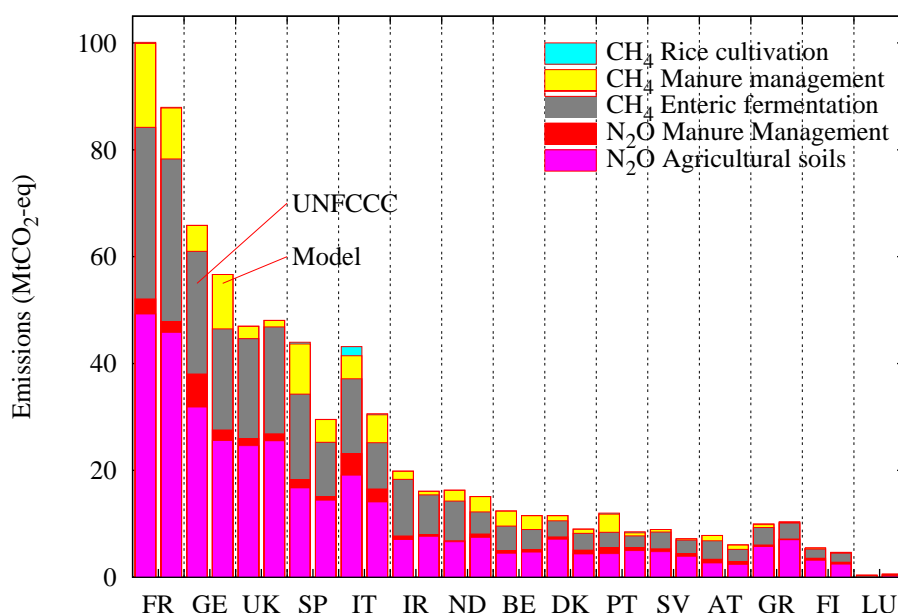
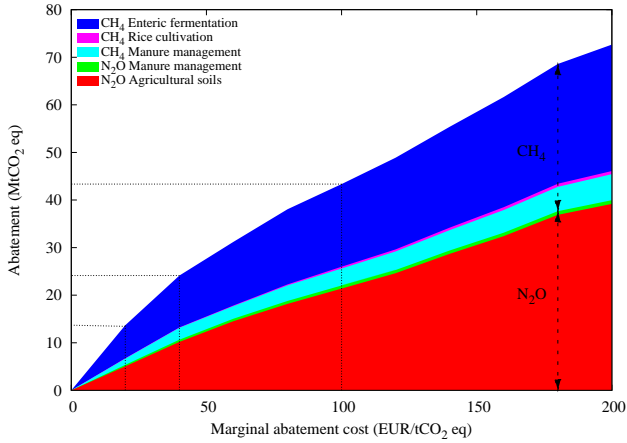


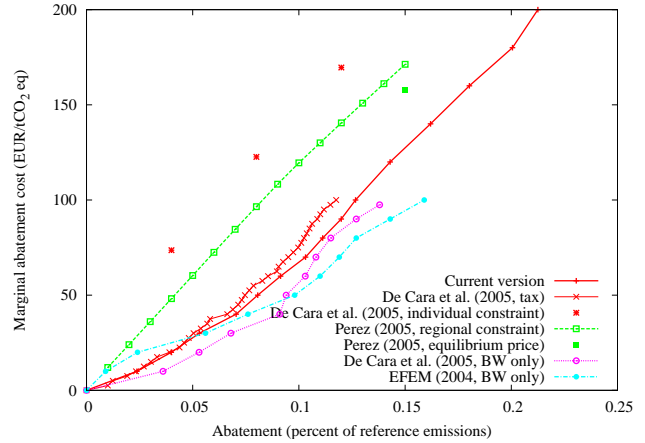
FIG. B.1 – Comparaison des émissions estimées par pays (colonne de droite pour chaque pays) avec les totaux reportés dans les inventaires nationaux (colonne de gauche pour chaque pays). Sources : De Cara et Jayet (2006) et 2003 EU National Communication to the UNFCCC.

Pour mesurer les coûts marginaux d'abattement, on introduit dans le modèle une taxe sur les émissions qui est intégrée à la fonction objectif. On obtient ainsi pour un "prix" du CO_2 donné, la quantité d'émissions que chaque exploitation est prête à abattre. En faisant varier ce prix on obtient ainsi l'offre d'abattement pour l'ensemble des sources couvertes (figure B.2a). La courbe enveloppe peut également être interprétée comme une courbe de coût marginal d'abattement. La figure B.2b présente cette courbe, en la comparant avec les résultats d'autres études (CAPRI, Pérez Domínguez, 2005).

La figure B.2 indique en particulier qu'à un prix de 20 €/t CO_2eq , l'abattement total dans l'UE-15 s'élève à environ 4% des émissions de l'année de référence. Un intérêt du modèle tient à un "grain" fin (plus d'un millier d'exploitations). Il permet ainsi d'examiner l'hétérogénéité des coûts marginaux individuels d'abattement entre les exploitations et au niveau de résolution spatial qui caractérise le modèle (régions RICA). Cette hétérogénéité spatiale des coûts d'abattement est illustrée sur la figure B.3 qui présente les taux de réduction agrégés pour chaque région pour un prix du CO_2 de 20 €/t CO_2eq .



a. Offre agrégée d'abattement UE-15.



b. Courbe agrégée de coût marginal d'abattement et comparaison avec les résultats d'autres modèles.

Lecture des graphiques : Le graphique a. représente l'abattement total en MtCO₂eq (axes des ordonnées) pour un coût marginal (axe des abscisses) allant de 0 à 200€/tCO₂eq (courbe obtenue pour l'UE-15 dans le cadre du projet INSEA). La courbe "Current version" sur le graphique b. représente la même quantité mais normalisée par les émissions initiales et représentée dans un plan (quantités, prix). Sur le graphique b., on peut donc lire la part de l'abattement dans les émissions initiales (de 0 à 25%, axe des abscisses) pour un prix du carbone donné (axe des ordonnées). Les deux courbes notées De Cara et al. (2005) présentent une estimation publiée précédemment avec le même modèle. Les deux courbes notées Perez (2005) correspondent aux estimations obtenues avec le modèle CAPRI pour l'UE-15. Enfin les deux dernières courbes ne concernent que l'estimation pour une région allemande (Baden-Württemberg) obtenue avec AROPAj et EFEM (Université de Hohenheim) respectivement.

FIG. B.2 – Offre agrégée d'abattement pour l'UE-15. Source : De Cara et Jayet (2006).

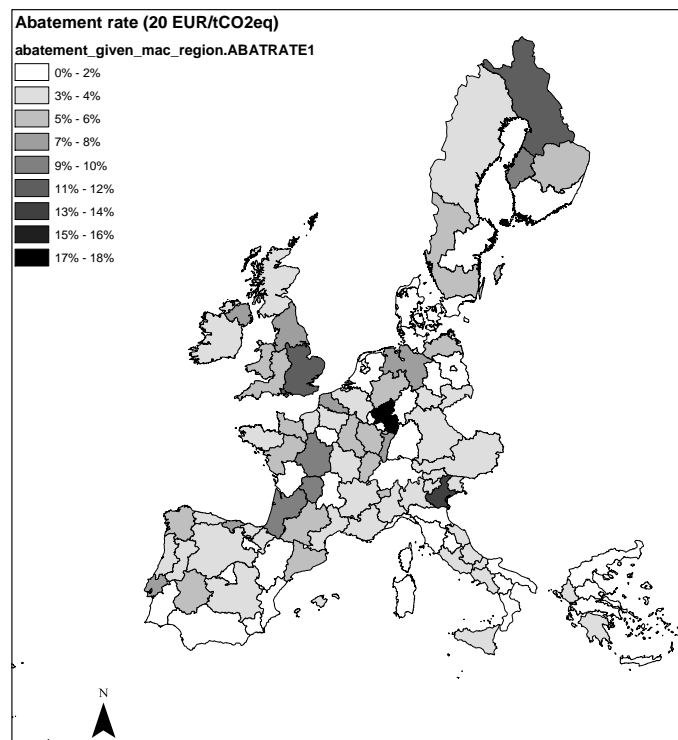


FIG. B.3 – Répartition régionale des taux de réduction pour un coût marginal de 20€/tCO₂eq. Source : De Cara et Jayet (2006).

Le niveau de désagrégation spatial utilisé et le fait que l'on travaille au niveau d'exploitations-types permet un couplage avec des modèles biophysiques. Cette approche a été utilisée pour intégrer des fonctions de réponses des rendements végétaux aux engrais azotés basés sur l'utilisation de STICS (Godard *et al.*, 2005) et pour déterminer des facteurs d'émissions de N₂O dépendant des conditions pédo-climatiques, des cultures et des apports (Durandeu *et al.*, 2006, 2007).

2.2 CAPRI

CAPRI est un modèle statique visant à représenter le secteur agricole européen. Une description détaillée est donnée dans Britz (2005). Ce modèle a été développé dans le but principal d'analyser les impacts des réformes de la PAC. Ce modèle est constitué de deux modules distincts. Un modèle d'offre et un modèle déterminant l'équilibre sur les marchés mondiaux en tenant compte des échanges de l'UE avec le reste du monde. Il combine donc des caractéristiques des deux premières familles de modèles discutées plus haut.

Le modèle d'offre repose sur un ensemble de modèles basés sur la programmation mathématique positive non linéaire (un par région décrite, environ 250 régions dans l'UE-27 dans la version actuelle). Pour chaque modèle, l'exploitant est supposé maximiser le revenu tiré des activités agricoles tout en respectant un ensemble de contraintes. Les coefficients de ces programmes sont estimés en utilisant des données d'exploitations. L'agrégation de ces modèles renseigne sur l'offre européenne totale en produits agricoles.

Le modèle de marché est un modèle spatial couvrant une quarantaine de produits agricoles dans 18 régions. Les produits en provenance de producteurs étrangers sont supposés être des substituts imparfaits aux produits domestiques (hypothèse de type Armington). Les prix et quantités d'équilibre sont déterminés par ce module. Les prix d'équilibre peuvent ensuite être transmis au module d'offre de manière itérative.

Ce modèle a été étendu à la prise en compte des émissions de GES d'origine agricole (Pérez Domínguez, 2005). La couverture des sources d'émissions est la même que celle présentée plus haut pour AROPAj. En particulier, les sources sont limitées aux émissions de N₂O et de CH₄ et l'approche ne considère pas les transferts de terre entre l'agriculture et les autres usages, forestiers en particulier. Cette approche a permis de dériver des courbes de coûts d'abattement par région et des prix estimés à l'équilibre d'un marché de permis qui serait appliqué aux seules émissions du secteur agricole pour une réduction de 15% de celles-ci (figure B.2.b). Ces dernière estimation est comparable à celle obtenue avec AROPAj pour une réduction de 15% des émissions sur la courbe de coût marginal agrégée d'abattement. La figure B.2.b indique que l'estimation CAPRI du prix d'équilibre est supérieure à celle obtenue avec AROPAj pour le même niveau de réduction. Cette différence peut être en partie expliquée par les différences dans la résolution de modélisation entre les deux modèles.

2.3 GAINS

Le modèle GAINS (*Greenhouse and Air pollution Interactions and Synergies*) est une extension du modèle RAINS développé à IIASA (Autriche). Une documentation de ce modèle est disponible à www.iiasa.ac.at/gains.

Ce modèle occupe une place relativement à part dans la typologie des modèles dressée à la section 1. De nature plus technico-économique, il permet de déterminer la combinaison optimale de différentes options de réduction des émissions qui permet d'atteindre un objectif donné (en général, la minimisation du coût total des réductions d'émissions). Chaque option de réduction est ainsi caractérisée par des paramètres de coût déterminés de manière exogène.

A partir de scénarios d'évolution des variables d'activités pertinentes, le modèle déduit la part de chacune des stratégies de réduction, en tenant compte des interactions entre celles-ci, et leurs implications sur les niveaux d'émissions. Ce modèle ne détermine donc pas de manière endogène les niveaux d'activité à la source des émissions. Il est néanmoins important dans la mesure où il a été utilisé dans les travaux du groupe de travail "Agriculture" de l'European Climate Change Programme (2006).

Comme pour les deux modèles précédents, les sources couvertes dans le cadre de cet exercice de projection sont limitées aux sources agricoles de CH₄ et de N₂O. Les projections sont présentées dans Höglund-Isaksson *et al.* (2006). La résolution géographique du modèle est nationale, la couverture correspond à l'ensemble des pays de l'UE-25 et le pas temporel est de cinq ans jusqu'en 2020 (simulation à partir de 2005). Ces simulations se basent sur les projections des activités agricoles issues des modèles CAPRI et CAPSIM jusqu'en 2010 et sur les chiffres FAO pour l'horizon 2020. Ces projections sont complétées par les projections des variables d'activité de chacun des États Membres (Scénario 3).

Le calcul des émissions est effectué sur la base de facteurs d'émission uniformes pour l'ensemble des États Membres. Les facteurs d'émissions sont basés pour une large part sur les recommandations du Giec (Mosier et Kroeze, 2001). Si les niveaux d'émissions ainsi obtenus sont plus facilement comparables d'un pays à l'autre, il en résulte des différences importantes avec les niveaux consignés dans les inventaires nationaux respectifs. Ces différences peuvent représenter jusqu'à 76% pour certaines sources et certains pays (en l'occurrence émissions de CH₄ entérique pour l'Allemagne, Höglund-Isaksson *et al.*, 2006, tableau 2.2). Elles illustrent l'importance du choix des facteurs d'émissions dans le calcul des émissions totales.

Trois scénarios ont été examinés : (i) Agenda 2000 + Directive Nitrate 91/676/CEE du 12/12/1991 (S1) ; (ii) Application Réforme 2003 + Réforme sucre (S2), et (iii) Projections nationales des variables d'activité (S3). Les variables d'activité qui sous tendent les projections au niveau européen (UE-15) sont présentées au tableau B.1.

		1990	2005		2010		2020	
Unité			Δ/1990		Δ/1990		Δ/1990	
Scénario 1								
Vaches laitières	Mtêtes	26,1	19,4	-26%	18,1	-31%	17,7	-32%
Autres bovins	Mtêtes	63,9	61,2	-4%	61,0	-5%	54,3	-15%
Porcins	Mtêtes	117,2	133,7	14%	138,3	18%	139,1	19%
Ovins	Mtêtes	111,3	107,4	-4%	106,4	-4%	101,6	-9%
Équins	Mtêtes	3,0	3,2	7%	3,4	13%	3,4	13%
Volailles	Mtêtes	688,4	871,3	27%	902,2	31%	933,9	36%
Engrais	MtN	10,1	9,0	-12%	8,9	-13%	8,6	-16%
Scénario 2								
Vaches laitières	Mtêtes	26,1	19,1	-27%	17,9	-31%	16,0	-39%
Autres bovins	Mtêtes	63,9	59,0	-8%	57,0	-11%	57,1	-11%
Porcins	Mtêtes	117,2	126,2	8%	128,5	10%	128,9	10%
Ovins	Mtêtes	111,3	99,7	-10%	96,2	-14%	97,2	-13%
Équins	Mtêtes	3,0	3,2	7%	3,4	13%	3,4	13%
Volailles	Mtêtes	688,4	848,1	23%	861,7	25%	934,5	36%
Engrais	MtN	10,1	8,6	-15%	8,4	-17%	8,1	-20%
Scénario 3								
Vaches laitières	Mtêtes	26,3	19,0	-28%	17,7	-33%	16,8	-36%
Autres bovins	Mtêtes	63,9	58,8	-8%	56,7	-11%	55,4	-13%
Porcins	Mtêtes	118,4	125,3	6%	125,6	6%	127,6	8%
Ovins	Mtêtes	113,9	101,5	-11%	99,2	-13%	101,2	-11%
Équins	Mtêtes	2,9	3,3	14%	3,5	21%	3,5	21%
Volailles	Mtêtes	656,2	818,3	25%	817,9	25%	822,2	25%
Engrais	MtN	10,3	9,0	-13%	8,9	-14%	8,7	-16%

Source : Höglund-Isaksson *et al.* (2006)

TAB. B.1 – Projections des variables d'activité (UE-15) pour l'exercice de l'European Climate Change Programme (2006) à partir de GAINS

Les implications des trois scénarios en termes de réduction des émissions sont présentées dans le tableau B.2. Selon que sont prises ou non en compte les différences dans les facteurs d'émissions, la réduction projetée pour les émissions françaises en 2010 par rapport à 1990 est comprise entre 7,6 et 10,2 % ou entre 4,3 et 8,4 %. Cela signifie donc peu de réductions supplémentaires par rapport à ce qui a été accompli jusqu'à aujourd'hui (cf chapitre 1). Les réductions supplémentaires entre 2010 et 2020 demeurent faibles dans les trois scénarios.

		Variation des émissions /1990 (%)					
		2010			2020		
		S1	S2	S3	S1	S2	S3
		UE-15					
CH ₄	Facteurs uniformes	-9,3	-13,7	-14,5	-14,2	-15,8	-15,6
	Ajusté(*)	-6,1	-10,7	-12,1	-10,7	-13,6	-14,0
N ₂ O	Facteurs uniformes	-8,1	-12,2	-11,3	-11,3	-14,6	-12,5
	Ajusté(*)	-7,7	-11,7	-12,1	-10,5	-13,7	-13,7
Total	Facteurs uniformes	-8,6	-12,6	-12,7	-12,3	-14,7	-14,1
	Ajusté(*)	-6,9	-11,3	-12,1	-10,8	-13,6	-13,9
		France					
Total	Facteurs uniformes	-7,6	-8,2	-10,2	-12,4	-8,8	-11,1
	Ajusté(*)	-4,3	-5,2	-8,4	-8,8	-5,7	-9,4

(*) Prise en compte des différences dans les facteurs d'émissions pour l'année de référence, voir Höglund-Isaksson *et al.* (2006).

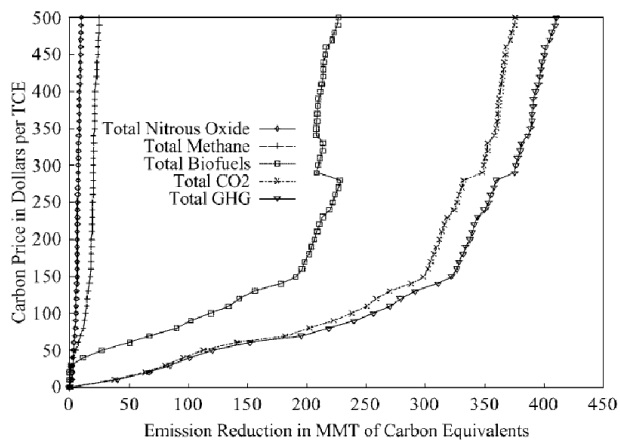
TAB. B.2 – Implications en termes d'émissions des trois scénarios GAINS. Source : Höglund-Isaksson *et al.* (2006)

2.4 ASM-GHG et FASOM

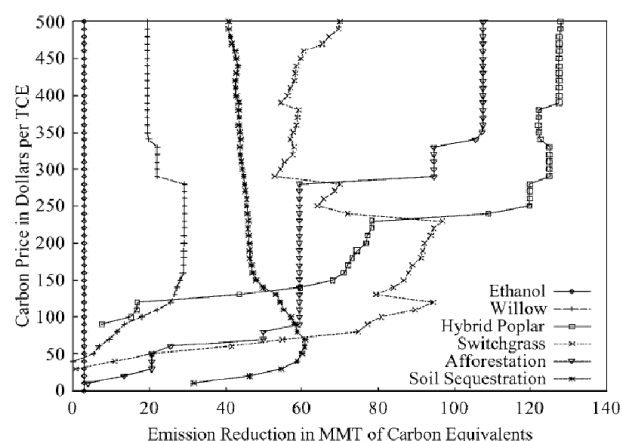
Le modèle ASM (*Agricultural Sector Model*) développé par McCarl *et al.* (1993) est un modèle statique du secteur agricole qui combine des éléments de programmation mathématique et d'équilibre partiel. Il décrit la production dans 63 régions des États-Unis et permet d'obtenir de manière endogène les choix d'allocation des surfaces, d'irrigation, d'effectifs animaux et de conduite des troupeaux (alimentation). Il couvre la plupart des commodités agricoles. Pour les principales commodités échangées sur le marchés mondiaux, les flux de commerce avec 8 grandes régions du reste du monde sont décrits. Le modèle optimise un critère agrégé de bien-être et permet d'endogénéiser les prix des commodités ou des produits transformés.

Ce modèle a été étendu à la prise en compte des émissions de GES en lien avec les activités agricoles (Schneider, 2000; McCarl et Schneider, 2001). Il permet de combiner les différentes options de réduction des émissions dans le secteur agricole (réduction de la fertilisation azotée, effectifs et alimentation animale, travail du sol, modification de la sole agricole,...) ou dans l'utilisation d'énergie (cultures énergétiques), ainsi que les options renforçant les puits (séquestration dans les sols). On peut ainsi comparer, pour un prix donné du carbone, la contribution de chaque activité et de chaque option de réduction au niveau total de réduction pour la combinaison efficace (*cost-effectiveness*). Schneider et McCarl (2003) mettent en évidence pour les États-Unis la prépondérance des réductions des émissions de CO₂ permises par des cultures dédiées à la biomasse énergétique pour des prix au-dessus de 30 \$/tCeq (figure B.4).

Le modèle FASOM (*Forest and Agricultural Sector Optimization Model* Adams *et al.*, 1996) prolonge le modèle ASM en intégrant les secteurs agricole et forestier américains dans un modèle d'optimisation dynamique. L'intérêt majeur de ce modèle est de représenter de manière endogène le partage des terres entre secteurs agricole et forestier et de décrire les décisions d'investissement et de gestion forestière. Sont en outre décrites les relations entre les marchés des produits agricoles et forestiers et leurs implications en termes d'émissions et de stockage de carbone.



a. Contribution des différents gaz à l'abattement total pour des prix du carbone de 0 à 500 \$/tCeq



b. Contribution à la réduction des émissions par les différentes cultures dédiées et les stratégies de séquestration de carbone dans les sols.

FIG. B.4 – Courbes de coûts d'abattement obtenues avec le modèle ASM-GHG. (Source : Schneider et McCarl 2003).

Le modèle repose sur l'optimisation dynamique d'une fonction de bien-être actualisé total (consommateurs et producteurs) pour ces deux secteurs. Il représente de manière détaillée les marchés des produits du bois ainsi que 36 commodités agricoles et 39 produits transformés sur un horizon de 100 ans (pas de temps multi-annuel). La structure dynamique du modèle et les possibilités de transferts des usages des sols entre forêt et agriculture permettent de représenter la dynamique des stocks de carbone dans les sols et la biomasse aérienne (voir les applications dans Alig *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 2005) et de les articuler avec les options de réduction dans le secteur agricole.

3 Éléments de conclusion sur les modèles économiques

Cette revue de la littérature sur les modèles économiques existants permettant de relier activités agricoles et émissions de GES n'est pas exhaustive. Certains modèles, travaillant à l'échelle globale ou pour des sources plus restreintes, ont été négligés ici. Néanmoins, les quatre modélisations présentées dans ce chapitre nous paraissent donner une image assez fidèle de la palette d'outils qui peuvent être (et ont été) utilisés pour examiner ces questions.

Un élément fort qui ressort de cette revue est qu'une couverture large des sources et des puits, incluant l'effet des changements dans l'utilisation des sols et les caractéristiques spécifiques du secteur forestier, est préférable. Un modèle intégrateur du type de FASOM paraît ainsi particulièrement adapté aux questions adressées dans cette étude. Malheureusement, un tel modèle n'est pas encore opérationnel à l'échelle européenne. Une version est en cours de développement, développement auquel certains chercheurs du groupe travaillent dans le cadre de projets européens (Schneider *et al.*, 2008).

Le modèle AROPAj, en ce qu'il permet de décrire les liens entre les déterminants des sources de N₂O et de CH₄ à un niveau fin (plusieurs exploitations représentatives) offre des avantages dans le cadre de cette étude. Sa résolution régionale permet également de mettre en place des liens avec les modèles pour lesquels la résolution nationale n'est pas suffisante (stockage de carbone dans les sols par exemple, voir chapitre 6). Étant essentiellement un modèle d'offre, il doit néanmoins être alimenté en hypothèses définissant le contexte économique des exploitations, c'est-à-dire principalement des projections de prix à l'horizon considéré.

L'objectif de ce chapitre est de calculer le bénéfice net annualisé qu'un propriétaire agricole peut retirer de la plantation de taillis à courte rotation (TCRs) à vocation énergétique. Les coûts du travail sont exclus pour rendre le résultat compatible avec les calculs du modèle AROPAj qui donne un prix implicite des facteurs terre + travail, et de comparer ainsi la rentabilité économique des TCRs et la rentabilité économique d'autres cultures.¹

1 Hypothèses

1.1 Essences et cycle de production

On s'intéresse ici à trois essences : eucalyptus, peuplier et séquoia, reconnues pour leur potentiel élevé (Nguyen The, 2007). Des TCRs d'autres essences telles que le platane, le robinier ou le saule sont aussi expérimentés. Au total, 12 essences feuillues et 11 essences ligneuses sont admises pour l'activation des Droits à Prime Unique.

Pour chacune des trois essences, le cycle retenu est le suivant :

Année 0 : implantation : nettoyage de la parcelle, herbicide, fertilisation, achat des semis, plantation

Années 1 à 3 : entretien

Année 7 : récolte

Année 14 : récolte

Année 21 : récolte.

Certains itinéraires font aussi apparaître des fertilisations aux années 8 et 15 (par exemple pour le peuplier, in ADEME (1998a)). Ces fertilisations ne sont pas systématiques et ne sont pas reprises ici.

1.2 Coûts d'implantation

Les coûts d'implantation comprennent la préparation du terrain (destruction de la végétation si friche), la fertilisation de fond, le travail du sol, ainsi que la fourniture et la plantation des plants. Les coûts d'implantation sont fonction de la densité de la plantation.

Les coûts d'implantation estimés dans la littérature varient entre 1 200-1 600 €/ha et 2 400-2 800 €/ha. Si les études recensées ne sont pas toujours explicites sur la décomposition des coûts d'implantation, trois éléments majeurs semblent expliquer ces écarts importants : la densité du peuplement (entre 1 000 et 3 000 tiges/ha), le prix unitaire des plants (estimé entre 0,60 € et 1 €), et la nécessité ou non d'un désherbage préalable.

¹Les taillis à très courte rotation (TTCRs) constituent une alternative aux TCRs pour la production de biomasse énergie. Ces plantations d'essences ligneuses à très grande densité, typiquement 10 000 à 15 000 tiges/ha, sont destinées à produire sur un pas de temps court (2-3 ans) un maximum de rejets de petites dimensions (ADEME, 1998b). La rentabilité économique des TTCRs reste controversée. Des calculs réalisés par l'auteur sur la base de ADEME (1998b) et des coûts observées sur des plantations pilotes en Bretagne (disponibles sur http://www.aile.asso.fr/aile2004/ctn/activites/ttcr/wilwater/pdf/ttcr_ww_chiffres_eco.pdf, consulté le 5/11/2007) suggèrent que les TTCRs sont nettement moins rentables que les TCRs. Berthelot *et al.* (2007) mentionne aussi des revenus à l'hectare supérieurs pour les TCRs, mais avec une différence moindre. Le facteur déterminant est le coût de récolte, qui dépend de la capacité du propriétaire à amortir les investissements en matériel de déchetage sur des surfaces suffisamment importantes.

L'achat de matériel (plants, herbicides, engrais) représente environ de 600 à 1000 €/ha, le solde représentant le coût des travaux. Sans information sur la part du travail dans ce solde, on fait ici l'hypothèse que le coût des intrants est de 1000 €/ha, et que l'ensemble du solde rémunère le travail.

1.3 Coûts d'entretien

La marge d'incertitude sur les coûts d'entretien rapportés dans la littérature est importante, entre 76 €/ha et 200 €/ha. On retient ici la fourchette haute, en considérant que les 2/3 de ce total rémunèrent le travail, soit une partie liée aux intrants de 66 €/ha/an.

1.4 Production

Les productivités estimées des essences varient selon les études.

Pour l'eucalyptus, Melun (2007) mentionne une production de 160-215 m³/ha à 12 ans pour le clone *E. gunnii* à 1 250 tiges/ha, et une production de 20% plus élevée pour *E. gundal* (qui est aussi plus sensible au gel). Berthelot (2007) donne des productions un peu plus élevées de 9-12 tonnes de matière sèche par hectare et par an, soit 18-24 m³/ha/an (en tenant compte de la densité de 500 kg sec / m³ vert (AFOCEL, 2003), pour la même densité de plantation. Nguyen The (2007) donne près de 30 m³/ha/an pour des plantations deux fois plus denses (2500 tiges /ha). On retiendra ici la productivité moyenne de 20 m³/ha, soit 10 tonnes de matière sèche (TMS) par hectare et par an.

Pour le peuplier, les chiffres fournis par Berthelot (2007), Nguyen The (2007) et ADEME (1998a) sont aussi autour de 10 TMS /ha/an pour une révolution de 7 ans. Le même chiffre est cité pour le séquoia.

Enfin, les études concernant l'eucalyptus et le peuplier font apparaître une production accrue lors de la seconde et de la troisième révolution. On fait ici l'hypothèse que la production des récoltes 2 et 3 est 20% supérieure à la production de la récolte 1.

1.5 Revenus tirés de la récolte

Le prix du bois pour l'utilisation énergétique peut être estimé en partant du prix de la biomasse entrée usine, et en en déduisant les coûts d'exploitation, de déchetage et de transport.

Pour une chaudière de grande taille, le prix du bois énergie entrée chaudière est estimé à 12-20 €/MWh pour un bois, ce qui correspond au prix du marché pour des volumes importants et un produit préparé (calibré, homogénéisé,...) et mixte (forestiers, industries du bois, bois de rebut CIBE, 2006). Par ailleurs, la plaquette forestière séchée (à 20-30% de taux d'humidité) peut être vendue autour de 20-40 €/MWh pour des utilisations en petite chaudière collective ou en chaudière individuelle, qui nécessitent des taux d'humidité plus faibles (Chouvet, 2006).

On s'intéresse ici aux chaudières industrielles de grande taille, qui devraient assurer l'essentiel du développement de la demande en bois énergie, et on retient un prix de 15 €/MWh. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) de la plaquette forestière humide étant de l'ordre de 2200-2800 kWh/tonne pour un bois à 50% de taux d'humidité (Chasset, 2007), 15 €/MWh correspond à 33-42 €/tonne de plaquette humide, soit – en supposant un taux de perte nul – 33-42 €/tonne de bois vert, ou encore 66-84 €/TMS entrée chaudière.

Les coûts d'exploitation, de déchetage et de transport diffèrent selon les études. Dans une analyse consacrée à l'exploitation des rémanents, mais dont certains des chiffres s'appliquent aussi aux plantations dédiés, Chasset (2007) obtient des coûts d'exploitation, de déchetage et de transport de l'ordre de 40-65 €/TMS (pour une distance de transport de 100 km).

En ôtant les coûts d'exploitation, de déchetage et de transport du prix de la plaquette entrée usine (supposé ici de 15 €/MWh), on obtient un prix du bois sur pied compris entre 6 et 44 €/TMS selon le PCI du bois et les coût d'exploitation, de déchetage et de transport.

Par comparaison, le prix de vente du bois sur pied pour la trituration est estimé entre 10 et 22 €/TMS pour des terres permettant l'exploitation mécanisée (voir par exemple Houles (2005)).

1.6 Taux d'actualisation

Pour évaluer la rentabilité économique des TCRs, on utilise ici un taux d'actualisation de 4%, typique des calculs économiques dans le domaine forestier (et utilisé par exemple dans Nguyen The (2007)).

2 Évaluation

On calcule la valeur actualisée nette de la plantation de TCR sur la durée des trois révolutions.

On fait ensuite l'hypothèse que ce cycle est répété à l'infini, afin de calculer la valeur actualisée nette de l'exploitation à l'infini de l'hectare (le "bénéfice actualisé en séquence infinie" des forestiers), que l'on annualise ensuite. Un tel calcul à l'infini repose sur des hypothèses fortes, en particulier concernant la pérennité de la productivité des sols. Mais il présente l'avantage de permettre une comparaison économique rigoureuse des coûts et des bénéfices d'itinéraires techniques de durées différentes. En outre, l'actualisation a tendance à "écraser" les coûts et les bénéfices à long terme, ce qui limite en pratique l'importance des hypothèses formulées sur le très long terme.

Les coûts et les productivités étant très peu différentes entre essences, on considère ici un seul TCR "générique".

3 Résultats

Le scénario central est défini par

Durée de révolution	7	ans	
Taux d'actualisation	4	%	
Prix du bois	20	€/TMS	
Productivité	10	TMS/ha/an	
Bonus rotations 2 3	20	%	
Coût d'implantation	1 000	€/ha	(coûts du travail exclus)
Coût d'entretien	66	€/ha	(coûts du travail exclus)

TAB. 5.1 – Paramètres pour le calcul de la Valeur Actualisée Nette des TCR

Dans ce scénario, la valeur actualisée nette à l'infini du TCR est de 2 934 €/ha, soit **117 €/ha/an** en valeur annualisée hors prime. En rajoutant une prime bioénergie de 45 €/ha/an et une prime à l'hectare de 350 €/ha/an, on obtient un revenu annuel de 512 €/ha/an, constitué à 77% de primes.

Une analyse de sensibilité montre que ce résultat est surtout sensible, dans l'ordre, à la productivité du bois (+3.9%/(TMS/ha/an)), au taux d'actualisation (-2.8%/point), au prix du bois (+1.7%/€), aux coûts d'implantation (-1.4%/(100 €/ha)), peu sensible à la durée de révolution (+0.4%/an), au bonus de rotation 2 et 3 (+0.4%/point), et aux coûts d'entretien (-0.3%/(10 €/ha)). L'importance des primes dans la valeur actualisée nette explique la faible sensibilité des résultats aux variations des paramètres d'entrée.

En particulier, passer le prix du bois dans la partie haute de la fourchette (40 €/TMS) fait passer l'équivalent annuel à 708 €/ha/an.

Pour mémoire, la valeur actualisée nette du projet en tenant compte des coûts du travail et sans tenir compte des primes est négative (-188 €/ha, en supposant des coûts d'implantation de 2 500 €/ha travail compris, et des coûts d'entretien de 200 €/ha travail compris). Elle atteint 2 280 €/ha pour un prix de 30 €/TMS, et 4 749 €/ha pour un prix de 40 €/TMS. Autrement dit, il faut des hypothèses optimistes sur

les coûts de transformation de la biomasse pour que le TCR dégage une valeur actualisée nette équivalente à la valeur actualisée nette que l'on peut espérer obtenir en moyenne de l'exploitation des terres forestières à des fins de production de bois².

²La valeur actualisée nette tirée de l'exploitation d'une parcelle forestière à l'infini est liée au prix de la terre. En effet, un acheteur ne devrait pas acquérir une parcelle forestière pour un prix plus élevé que le bénéfice actualisé à l'infini qu'il compte y réaliser. A l'inverse, un vendeur ne devrait pas vendre en deçà du bénéfice actualisé à l'infini qu'il réalise sur la parcelle considéré.

1 Méthodes de comptabilisation des stocks de carbone appliquées au niveau français

À ce jour, la seule estimation des stocks de carbone dans les sols français faisant référence, est celle d'Arrouays *et al.* (2001). Cette méthode repose sur une caractérisation des combinaisons occupation du sol/type de sol, obtenues par combinaison de la carte au 1/1000000 des sols français et de la couverture Corine Land Cover. La caractérisation est réalisée à partir de la base de données France carbone, qui comprend plus de 10 000 horizons.

2 Estimations non spatialisées du stockage annuel de carbone organique dans les sols du territoire français

2.1 Méthode pour l'estimation de l'évolution des stocks pour les principaux types d'usage des terres

Les matrices de changement d'occupation (surfactive) des sols avec un pas de temps annuel fournies par Teruti sur la période 1991-2003 ont été transformées en matrices de passage, notées $M(t)$, après avoir subi un reclassement des types d'occupation du sol en 4 principales classes, à savoir : forêt, cultures, prairies et autres. Chaque élément de ces matrices, noté $m_{ij}(t)$ représente la proportion des surfaces avec usage i convertie en surfaces avec l'usage j entre les années t et $t + 1$. L'utilisation de ces matrices de passage permet de travailler à surfaces rigoureusement constantes. La matrice de transition sur l'ensemble de la période est ensuite obtenue par multiplication des matrices de passage annuelles. Nous avons ensuite considéré que les changements d'usage observés sur l'ensemble de la période (9 années) ont eu lieu de façon régulière sur l'ensemble de la période, c'est-à-dire qu'1/9 des changements prairie/forêt ont eu lieu la première année, 1/9 la seconde, etc., définissant ainsi pour chacun des changements d'usage observés 9 cohortes d'âge variable. Pour chacune de ces cohortes, la variation de stock est calculée de la façon suivante :

$$C(2003) = C(t_0) + \Delta(1 - e^{-k\Delta t})$$

Où t_0 est la date du changement d'usage, $C(t_0)$ est le stock de référence pour l'usage initial, Δ est la différence entre les stocks de carbone organique de référence dans les sols des deux usages considérés, k est le taux annuel auquel les stocks évoluent après changement d'usage et Δt est l'ancienneté du changement d'usage (ie 2003 - t_0). Il est ainsi possible de calculer la variation des stocks sur l'ensemble de la période pour chacun des changements d'usage observés.

2.2 Estimation du stockage annuel de carbone organique dans les sols du territoire

L'estimation ne porte que sur la période passée (1995-2005) et ne prend pas en compte les sorties des modèles économiques.

Le bilan des changements d'usage entre 1991 et 2003 montre que les surfaces cultivées et les prairies diminuent au profit des forêts, respectivement de 64 900 ha (0,1%) et 452 600 ha (0,8%). De même, les prairies s'étendent de 81 000 ha au détriment des cultures. Malgré ces changements d'usage favorables au stockage de carbone dans le sol (627 554 tC stocké par l'afforestation entre 1991 et 2003, soit 62 755 tC/an), le bilan

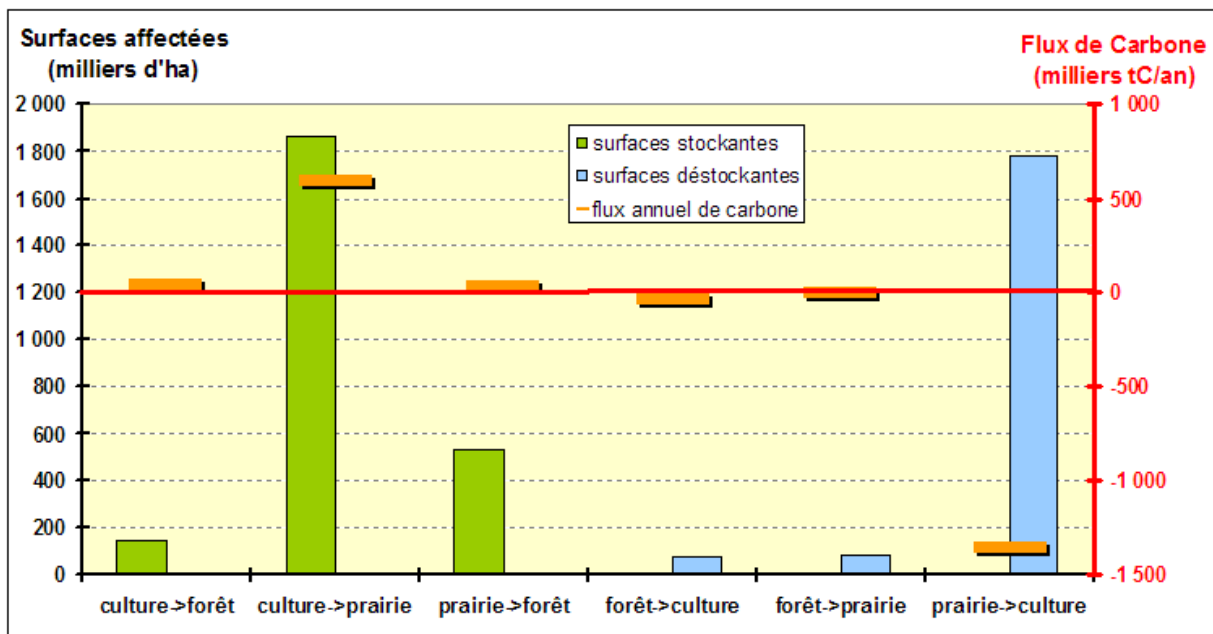


FIG. 6.1 – Surfaces affectées par des changements d’usage entre 1991 et 2003 et flux de carbone annuel associé (Source : Gis Sol 2007, d’après Teruti 2006 - SCEES)

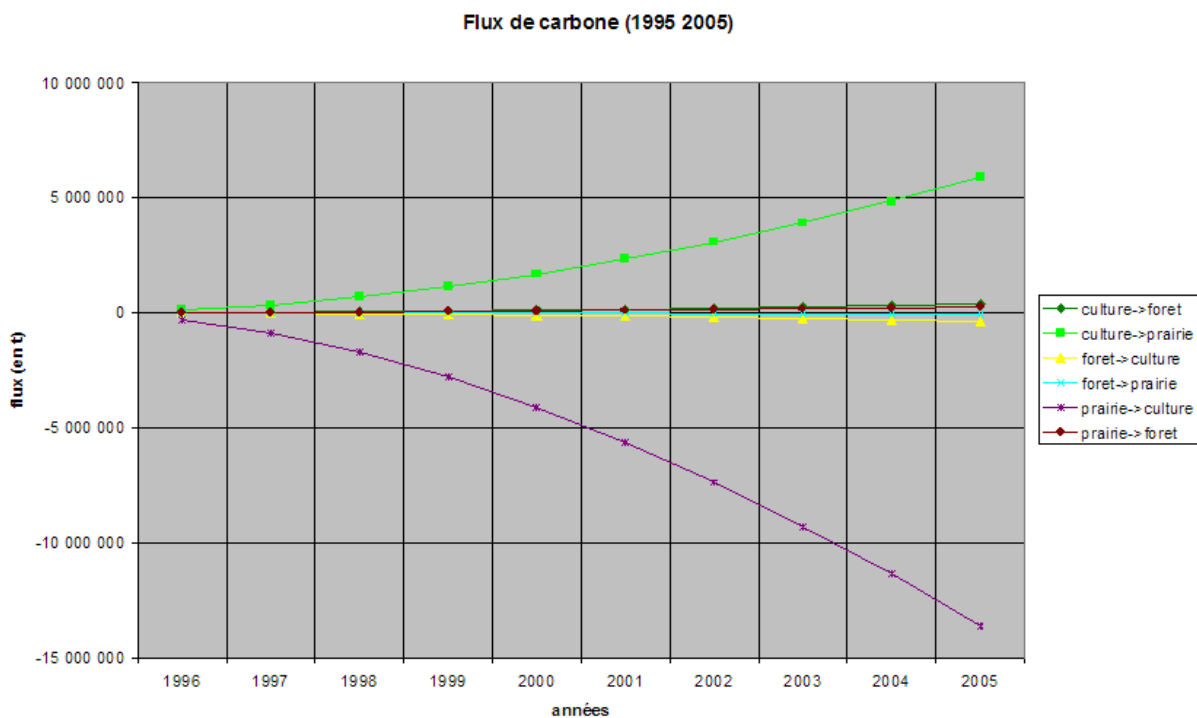


FIG. 6.2 – Flux de carbone estimés à partir des changements d’usage observés entre 1991 et 2003 (Source : Gis Sol 2007, d’après Teruti 2006 - SCEES)

de flux associés aux changements d'usage observés entre 1991 et 2003 aboutit à un déstockage annuel de l'ordre de 757 600 tC.

Ceci est à relier à la cinétique de déstockage du carbone deux fois plus rapide pour la conversion des prairies en cultures que le changement inverse et aux surfaces considérables affectées par cette mise en culture : 1 863 000 ha, soit 3,4% du territoire. Ces estimations sont cependant à nuancer car elles s'appuient sur les seuls changements d'usage, sans tenir compte des facteurs climatiques, des caractéristiques des sols, des pratiques agricoles etc.

Un autre élément, non pris en compte ici et non quantifié par ailleurs, pourrait participer à une tendance au déstockage : un grand nombre de zones mises en cultures depuis l'après-guerre ont été prises sur les prairies permanentes. Ces ex-sols prairiaux pourraient encore être en phase de restitution de carbone (situation classique dans le cas d'un retournement de prairie).

3 Estimation spatialisée

Dans la deuxième phase du projet, nous avons utilisé une approche plus réaliste dans le sens où les spécificités régionales en termes de climat et de caractéristiques des sols et de changements d'usage ont été prises en compte. De façon générale le détail concernant l'usage des sols est relativement faible et notamment il n'y aura pas de prise en compte de pratiques culturelles particulières telles que celles relatives au labour.

La méthodologie utilisée ici est calquée sur des travaux déjà réalisés par d'autres équipes européennes (Falloon *et al.*, 2006). Elle permettait notamment de comparer les résultats obtenus via l'utilisation de la méthodologie IPCC 1996 qui repose entre autres sur l'utilisation d'un modèle linéaire simple pour modéliser la dynamique du carbone suite à un changement d'usage des terres à ceux obtenus via l'utilisation de modèles plus réalistes comme le modèle RothC (Jenkinson et Rayner, 1977). Faute de temps, cette comparaison n'a pas pu être réalisée.

Les principales étapes de cette approche sont, adaptées à notre étude et nos données.

- Choix d'une carte de distribution des stocks de carbone (étape 1) qui constitue l'état initial du système.
- À partir de cette carte, caractérisation des systèmes définis par les associations entre une occupation du sol O_i , i dans $[1..m]$ et une unité de simulation USM_l donnée, l dans $[1..s]$, soit (O_i, USM_l) . Cette caractérisation comprend l'estimation du carbone entrant dans les sols et de l'état d'équilibre (état des stocks de carbone pour (O_i, USM_l) lorsque $t \rightarrow +\infty$) (étape 2)
- Pour chaque t dans $[1991..2003]$ et chaque USM_l (étape 3) : Application des matrices de passage d'occupation du sol (données Terruti) qui définissent des transitions entre des états O_j et O_i , j, i dans $[1..m]^2$. Pour chaque transition (O_j, O_i) , puis modélisation de l'évolution des stocks pour chaque couple (O_i, USM_l) sous l'effet des facteurs aro-pedo-climatiques à l'aide du modèle RothC
- Faire de bilan de l'évolution du stockage sur l'ensemble des USM considérés (étape 4)

On fait l'hypothèse que la carte des stocks de carbone utilisée à l'étape 2 est celle de sols à l'équilibre, c'est-à-dire qu'ils ont connu une pérennité du climat et de l'occupation du sol. Ces quatre étapes sont détaillées ci-dessous.

3.1 Types d'occupation du sol considérés

3.1.1 Les données Terruti

L'enquête Terruti permet de connaître l'occupation du sol de l'ensemble du territoire français tant du point de vue physique (surfaces occupées par des cultures, prairies, friches, landes, forêt et autres espaces naturels, terrains bâtis, routes, etc.) que du point de vue fonctionnel (agriculture, réseau routier, habitat, etc.).

Cette enquête a été réalisée avec la même méthode depuis 1982. L'échantillon de points a été entièrement renouvelé sur deux ans en 1991 et 1992. Le nombre de points, 550 000 de 1982 à 2003, a été réduit à 155 000 en 2004 pour des raisons budgétaires. Il existe donc 3 séries de données homogènes continues : d'une

part 1982-1990 et 1992-2003 avec 550 000 points et d'autre part 1992-2004 avec 155 000 points. Nous avons choisis de travailler sur la série 1992-2003 qui présente le plus grand nombre de données tout en étant suffisamment récente.

3.1.2 Nomenclature

Nous avons mis en place notre propre nomenclature, divisée en 7 classes, basée sur les variations de teneur en carbone par usage de sol et sur la possibilité de paramétrer et de disposer des données d'entrée des modèles de dynamique du carbone pour chacun d'entre eux.

- a. cultures en terres arables et prairies temporaires
- b. prairies permanentes naturelles et cultivées intensivement
- c. forêts
- d. vergers
- e. zones humides
- f. autres
- g. vignes

Les correspondances avec les codes de nomenclature physique de l'enquête Terruti sont répertoriées dans la Figure 6.3.

Nous avons effectué un rectificatif sur les prairies temporaires : pour tout point ayant un usage de sol de type 'prairie temporaire' ou 'prairie artificielle' pendant cinq années de suite, nous avons considéré qu'il s'agissait d'une prairie permanente.

3.1.3 Traitement

À partir de ces données, nous avons réalisé des matrices de transition représentant le changement d'usage des sols. Ces matrices sont des tableaux à double entrée avec les usages de sol à l'année n et les usages de sol à l'année $n + 1$. Ces matrices sont réalisées pour chaque année entre 1992 et 2003 et pour chaque petite région agricole.

3.2 Données source et définition des unités de simulation (USM)

Les USM ont été définies comme les unités spatiales homogènes du point de vue des types de sol, des données climatiques et des données de changement d'usage des sols (e.g. les données Teruti). La couche d'information pédologique utilisée est la carte à l'échelle 1/1000000. La couche d'information climatique est basée sur la grille fournie par Météo France, dont chaque cellule représente environ 12km². Concernant l'occupation du sol, le niveau de résolution spatiale choisi est celui de la petite région agricole. Il permet de travailler sur des unités spatiales homogènes du point de vue des dynamiques d'usage observées et également est adapté à l'application de la démarche pour la prospective 2010–2020 : c'est aussi le niveau de résolution des modèles économiques. Ces trois couches d'information ont été croisées au niveau des cellules de la grille de données climatiques (4 145 cellules) définissant ainsi 12946 USMs distinctes.

3.3 Caractérisation des stocks en place pour les grands types d'usage (étape 1)

Une estimation des stocks de carbone en place a été réalisée à partir de données du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS). Ces données ont été complétées de données de la base France carbone en ce qui concerne les sols des zones humides. L'objectif est ici, pour chaque unité spatiale de simulation (USM), d'estimer un stock de carbone initial, qui servira également à caractériser la dynamique du carbone de ces USMs, pour chacune des occupations du sol considérées.

Un modèle de prédiction des stocks de carbone dans les sols a été ajusté sur le jeu de données à l'aide de l'outil MART (Multiple Additive Regression Trees). Les variables prédictives des stocks de carbone étaient :

les variables climatiques brutes (la pluie, la température et l'évapotranspiration moyennes mensuelles) et transformées (a et b), le taux d'argile du sol, l'occupation du sol brute ou transformée (c) et le coefficient de minéralisation de la matière organique dans les sols ($v = a.b.c$). Le modèle ainsi obtenu est caractérisé par des valeurs de R^2 de 0,81 sur jeu de données d'ajustement et de 0,49 en validation croisée. Les transformations effectuées sur les variables prédictives brutes reprennent celles effectuées dans le modèle RothC.

La Figure 6.5 montre que les facteurs qui contrôlent le plus les variations de teneur en carbone dans les sols sont respectivement la pluviométrie, a , c , v , la teneur en argile et b . On notera ici le peu d'influence de la variable d'occupation du sol dans le modèle. L'outil statistique utilisé permet aussi de représenter les relations stocks de carbone-prédicteurs (Figure 6.6). Ces relations sont cohérentes au vu de la connaissance des mécanismes régissant la dynamique de la matière organique dans les sols. Le modèle ainsi ajusté a été ensuite utilisé pour estimer les stocks de carbone sur 30 centimètres sur l'ensemble du territoire, à partir des données climatiques, pédologiques et d'occupation du sol de chaque USM en début de période. Pour résumer, les données du RMQS et de France Carbone ont été utilisées pour estimer les stocks de carbone pour les combinaisons usage/climat/sols. Cette estimation a ensuite été appliquée au système tel qu'il était au début de la période de simulation, soit en 1991. La distribution des stocks de carbone prédits en fonction de l'occupation des sols (Figure 6.4) est elle qualitativement en accord avec les estimations réalisées par le passé Arrouays *et al.* (2001).

3.4 Caractérisation des systèmes (O_i, USM_l) (étape 2)

Dans un second temps, les estimations de stock de carbone réalisées au niveau de chaque association entre une USM_l et une occupation du sol O_i données, soit (O_i, USM_l) sont utilisées pour estimer certaines variables d'entrée du modèle RothC. Ce modèle a ensuite été utilisé pour modéliser la dynamique du carbone dans les sols. Ces variables d'entrée sont le carbone entrant dans les sols au cours du temps et la distribution du carbone total dans les différents compartiments de la matière organique du sol. À noter que les usages "zones humides" et "autres" ont été exclus de cette modélisation. Le carbone entrant dans les sols est estimé *via* une utilisation en mode inverse du modèle et en considérant que le stock de carbone dans le sol, lui même estimé à l'aide du modèle statistique (voir paragraphe précédent), est celui d'un sol à l'équilibre. Le modèle RothC considère que le carbone est présent dans les sols sous cinq formes différentes, chacune étant caractérisée par une vitesse de minéralisation et donc un temps de résidence particulier. L'un des compartiment possède un temps de résidence infini (carbone inerte) et n'est pas pris en compte dans la modélisation. En début de simulation il est nécessaire de répartir le carbone total estimé à l'aide du modèle statistique dans ces différents compartiments. À nouveau, ceci est réalisé *via* une modélisation inverse, ce qui aboutit à l'estimation du vecteur $C_{eq}(O_j, USM_l)$ propre à chaque couple USM-occupation du sol. Ainsi, l'état initial du système est défini et l'on peut procéder à la modélisation de l'évolution du carbone dans les sols sous l'effet des changements d'usage et de la dynamique du carbone. Notons que les surfaces initiales correspondant aux différentes occupations du sol dans chaque USM sont fixées d'après les données Teruti.

3.5 Modélisation des évolutions dues au climat et aux changements d'occupation du sol observés sur une période Δt (étape 3)

Sur chaque USM_l et à chaque pas de temps (ici chaque année), l'évolution des stocks est modélisée en appliquant les matrices de changement d'usage issues de Teruti dans un premier temps, puis en appliquant le modèle RothC à chaque des occupation du sol O_j dont la dynamique est modélisée :

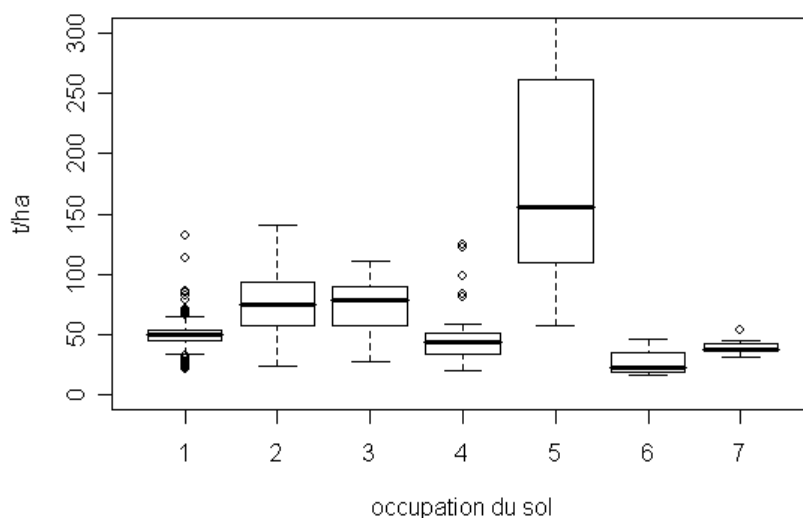
$$d\mathbf{C}/dt = \mathbf{A}(O_j, USM_l) \cdot \mathbf{C} + C_{in}(O_j, USM_l) \cdot \mathbf{B}$$

$$\text{Soit } \mathbf{C}(t) = \int (\mathbf{A} \cdot \mathbf{C} + C_{in} \cdot \mathbf{B}) ds + \mathbf{C}_0(O_j, USM_l)$$

sur la période considérée. Les composantes du vecteur $\mathbf{C}(t)$ représentent la répartition du stock de carbone du le sol sous ses différentes formes (ou compartiments) à l'instant t , \mathbf{A} la matrice des flux de carbone entre ces différents compartiments et qui modélise également la minéralisation, donc l'émission de dioxyde de

Nomenclature GES MAP	Nomenclature TERRUTI	
1 : Cultures - terres arables - prairies temporaires	27 : Blé	39 : Pommes de terre
	28 : Orge et escourgeon	40 : Pois et petits pois
	29 : Avoine	41 : Fèves, féveroles
	30 : Maïs	42 : Autres légumes
	31 : Seigle	43 : Pépinières (y compris forestières), fleurs et plantes ornementales
	32 : Mélanges et autres céréales	44 : Plantes sarclées fourragères
	33 : Betteraves	45 : Autres cultures fourragères annuelles
	34 : Plantes textiles	46 : Prairies artificielles
	35 : Tournesol	47 : Prairies temporaires
	36 : Colza oléagineux, navette	52 : Jachères
37 : Autres cultures industrielles oléagineuses	66 : Petits fruits et autres cultures diverses	
38 : Autres cultures industrielles	67 : jardins familiaux à dominantes potagères	
2 : Prairies permanentes	48 : Prairies permanentes ou naturelles productives	68 : Pelouse d'agrément et autres superficies en herbes
	49 : Alpages et estives	69 : Friches
	50 : Superficie en herbe à faible productivité	70 : Landes
	51 : Pré - vergers	
3 : Forêts	18 : Feuillus	24 : Peupleraies en plein
	19 : Résineux	25 : Peupleraies associées
	20 : Boisement à faible densité	26 : Peupliers épars
	21 : Mixtes	71 : Maquis - garrigue
	22 : Bosquet	72 : Haies
	23 : Arbres épars	
4 : Vergers	53 : Abricotiers (en culture pure)	60 : Autres espèces fruitières que les 6 (culture pure ou mélange)
	54 : Cerisiers (en culture pure)	61 : Association des 6 espèces avec des productions autres que fruitières
	55 : Pêchers (en culture pure)	62 : Association des autres espèces que les 6 avec des productions autres que fruitières
	56 : Pruniers (en culture pure)	
	57 : Poiriers (en culture pure)	
58 : Pommiers (en culture pure)		
59 : Mélange des 6 espèces		
5 : Zones humides	14 : Marais - zones humides (y compris marécages et tourbières) sans utilisation agricole particulière	
6 : Autres	11 : Marais salants, étangs d'eau saumâtre	81 : Sols revêtus ou stabilisés de forme aréolaire nus
	12 : Lacs, bassins, étangs d'eau douce	82 : Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire arborés
	13 : Rivières (y compris estuaires), canaux	83 : Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire nus
	15 : Glaciers, neiges éternelles	84 : Jardins d'agrément à structure complexe
	16 : Rochers, éboulis	85 : Volumes construits, clos et ouverts, de hauteur faible
	17 : Dunes blanches, plages de sable ou de galets	86 : Volumes construits, clos et ouverts de hauteur moyenne et forte
	73 : Chemins de terre ou enherbés	87 : Serres
	74 : Chantiers (bâtiments et travaux publics)	88 : Volumes construits, couverts seulement
	75 : Autres sols à profils altérés par extraction (carrières...)	89 : Volumes construits temporaires
	76 : Autres sols à profils altérés par dépôts (décharges...)	90 : Autres volumes de génie industriel et civil
	77 : Cimetières	
	78 : Terrains vagues urbains	

FIG. 6.3 – Correspondance entre la nomenclature GES MAP et la nomenclature TERUTI



Lecture du graphique : "1" cultures, "2" prairies permanentes, "3" forêts, "4" vergers, "5" zones humides, "6" autres et "7" vignes.

FIG. 6.4 – Box plots représentant les stocks de carbone par occupations du sol en t/ha.

carbone. B représente la répartition du carbone entrant, C_{in} , dans les différents compartiments du carbone organique du sol. Une fois le calcul de l'évolution des stocks sur la période 1991-2003 réalisé pour chacune des USM, le calcul du bilan national sur la période est direct (étape 4).

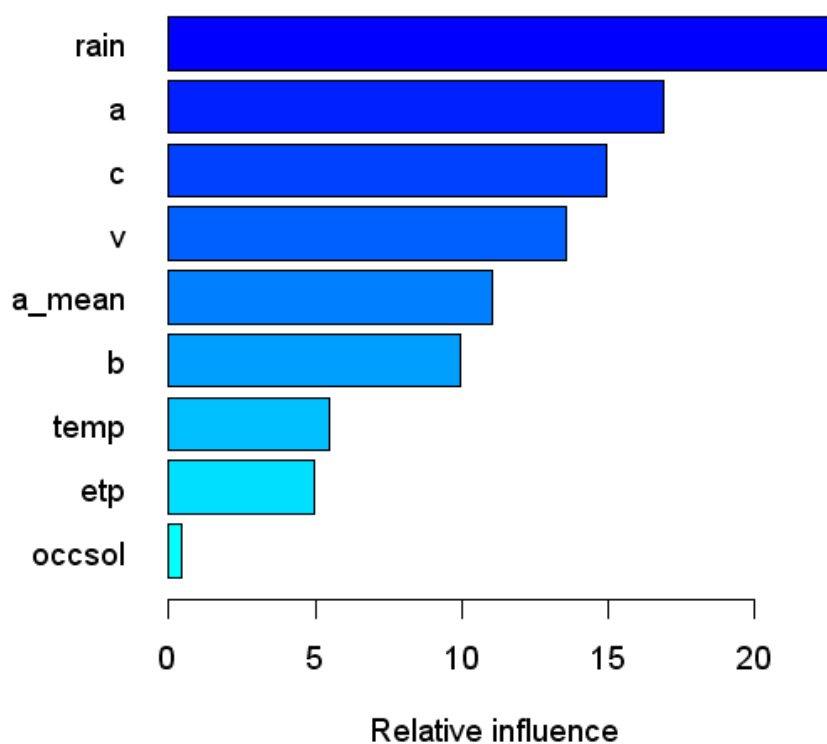
4 Période 2005-2020

La méthodologie utilisée sera la même que précédemment à quelques exceptions près :

- les stocks initiaux sont ceux obtenus par simulation en 2003.
- Le carbone entrant pour chaque couple (O_j, USM_l) est celui estimé pour la période 1991-2003 ; on fait donc l'hypothèse que notamment pour les cultures, il n'y a pas d'évolution majeure de la technicité par exemple (qui serait susceptible de faire varier les rendements et vraisemblablement les quantités de carbone entrant).
- Les données climatiques sont calculées comme la moyenne des séries 1991-2003.
- Les données socio-économiques sont issues de modélisations.

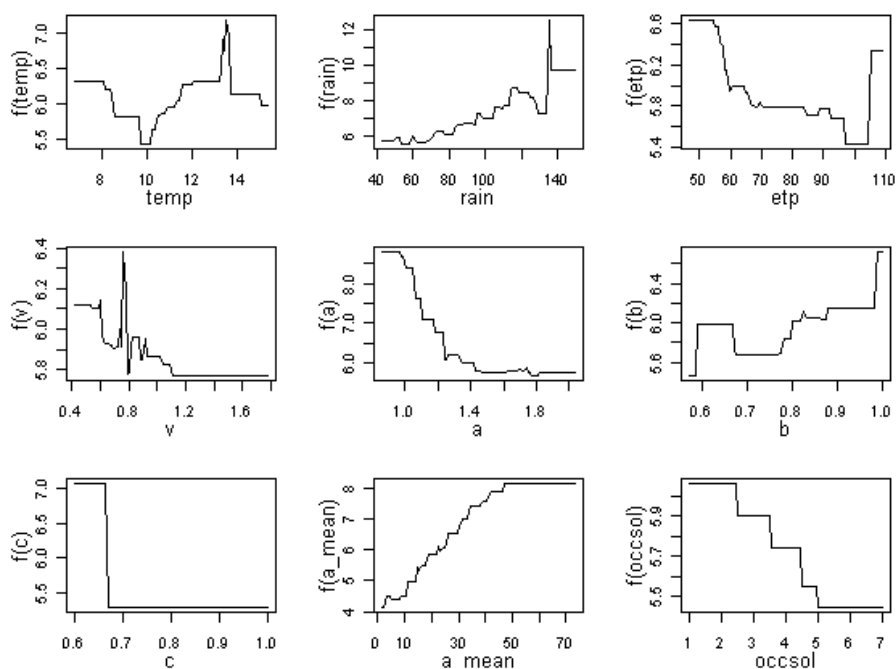
4.1 Modèles économiques et sorties utilisées

Les projections des évolutions des stocks de carbone organique dans les sols reposent d'une part sur des projections des évolutions des surfaces forestières et d'autre part sur des sorties de modèles. Elles ne prennent en compte que les surfaces agricoles disponibles et pour lesquelles l'évolution des forêts joue le rôle d'un forçage. Ces modèles d'évolution des surfaces agricoles intègrent des scénarii d'évolution des prix des produits agricoles et des politiques agricoles. Avant d'être utilisées pour modéliser l'évolution des stocks de carbone des sols, les sorties des modèles économiques sont reclassées pour correspondre aux différentes catégories mentionnées ci-dessus (voir section 3.1). Elles deviennent donc bidimensionnelles, ne portant que sur les prairies et les cultures en terres arables. Le reclassement en deux catégories principales permettra notamment d'obtenir, à partir des évolutions de surface, les matrices de passage : toute augmentation des surfaces des prairies résultant nécessairement ici d'une diminution des surfaces des cultures en terres arables. Ces matrices d'évolution sont ensuite utilisées pour la période 2010-2020. La résolution spatiale initiale de ces modèles d'évolution des surfaces agricoles est la région. Ces modélisations régionales



Lecture du graphique : "rain" les précipitations, "a_mean" la teneur en argile, "temp" la température, "etp" l'évapotranspiration, "occsol" l'occupation du sol. "a", "b" et "c" sont des modificateurs de la minéralisation associant plusieurs de ces facteurs et "v" une association de ces modificateurs. Ces modificateurs sont par ailleurs ceux utilisés dans le modèle RothC.

FIG. 6.5 – Influence relative des différents facteurs pris en compte dans le cadre du modèle statistique d'estimation des stocks en place en début de simulation.



Lecture du graphique : Les fonctions représentées sur chacun des graphiques peuvent être interprétées comme la modélisation des relations entre variable prédictive et variable à prédire, ici les stocks de carbone dans les sols.

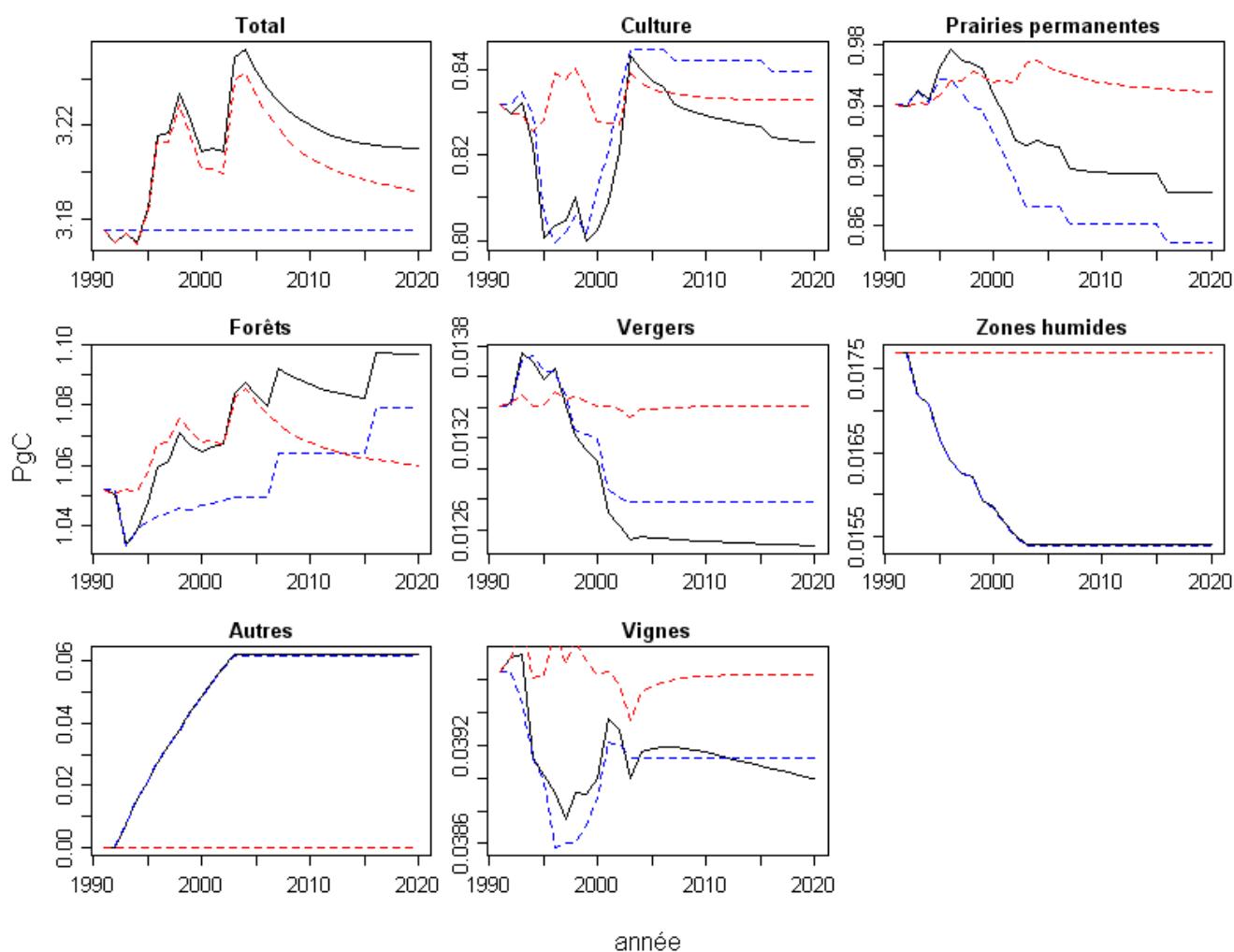
FIG. 6.6 – Effet des différentes variables dans la modélisation des stocks de carbone.

ont été ramenées au niveau de la grille de Météo France utilisée précédemment. Les sorties des modèles économiques étaient constitués de, pour chaque région, deux matrices de changement d’usage, l’une pour la période 2003-2010, l’autre pour la période 2010-2020. Ces matrices ont été appliquées en milieu de période, en 2006 pour la première et en 2015 pour la seconde, les surfaces associées aux différents usages étant considérées comme stable le reste du temps.

5 Prédiction spatialisée de l’évolution des stocks sur la période 1991–2020

La Figure 6.7 montre clairement l’augmentation des stocks de carbone dans les sols au niveau national sur la période 1991-2003. Ceux-ci passent de 3,1751 PgC à 3,2490 PgC, soit une augmentation de 2,32%. Ces estimations globales sont très proches d’estimations précédemment réalisées (Arrouays *et al.*, 2001, 3,1 PgC). Ces résultats, issus de simulations régionalisées contredisent les premiers résultats qui avaient été obtenus selon une méthode “non régionalisée” (résultats donnés dans le rapport intermédiaire : déstockage annuel de l’ordre de 757 600 tC/an sur la période 1995-2005). Il s’agit là d’un effet méthode : la méthode “non régionalisée” utilisée ne prend pas en compte l’évolution des surfaces dans le temps mais moyenne cette évolution entre l’état initial et l’état final (si 100 000 ha des cultures passent en forêts en 10 ans, nous avons considéré que ce changement était de 10 000 ha par an) et une dynamique du carbone (évolution linéaire des stocks) a été appliquée. Or, l’évolution des surfaces ne se fait pas de manière progressive (17 500 ha de cultures en 1992, 16 400 ha en 1999, 17 000 ha en 2003) et n’a fait que surestimer les changements d’usage à tendance déstockante et inversement. De plus, les occupations du sol utilisées pour cette méthode sont moins précises (seulement 4 classes : cultures, prairies, forêts et autres). Sur la Figure 6.7, La différence entre courbes bleues et courbes noires peut donc être assimilée à l’effet de la dynamique du carbone dans les sols, sous l’influence des facteurs agro-pedo-climatiques tels que pris en compte dans le modèle RothC. La quasi superposition des courbes bleues et noires pour les usages “Autres” et “zones humides” s’explique par l’absence de modèle de dynamique du carbone des sols pour ces usages. À l’inverse, la comparaison entre courbes noires et courbes rouges montre la part de l’effet la dynamique du carbone dans les

sols, sous l'influence des facteurs agro-pedo-climatiques. Cette dynamique est la principale responsable de l'augmentation des stocks de carbone sur la période 1991-2003, son importance relative est moindre si l'on considère l'ensemble de la période (1991-2020). Cette forte influence amène à penser que le choix qui a été fait concernant l'utilisation des séries météo mérite, au vu de son influence, d'être mieux approfondi dans les études ultérieures. Il serait en effet nécessaire de tester différentes séries climatiques pour la période 2004-2020 avant de tirer des conclusions quand à l'évolution du carbone des sols sur cette même période.



Lecture du graphique : Les courbes noires sont celles à prendre en compte dans le cadre de la présente étude. Les courbes bleues représentent l'évolution du carbone pour les différents usages sous l'influence du seul changement d'affectation des terres, sans appliquer le modèle de dynamique du carbone. Les courbes rouges représentent l'évolution des stocks de carbone sous l'influence du modèle de dynamique du carbone seul, sans appliquer de changements d'usage sur la période considérée.

FIG. 6.7 – Évolution des stocks de carbone (PgC, soit 10^{15} gC) organique dans les sols de la France métropolitaine pour les différents types d'usage considérés sur la période 1991–2020.

Les Figures 6.9 et 6.10 donnent la distribution spatiale de ces stocks, tous types d'usage confondus. Le carbone est essentiellement stocké dans les zones de massifs de moyenne altitude comme les Ardennes, les Vosges, le Jura ou le Massif Central, où les prairies permanentes et les forêts occupent une grande partie du territoire (Figure 6.11). La pluviométrie y est élevée (Figure 6.15) et les températures faibles (Figure 6.14). Les massifs de haute altitude tels que les Alpes et les Pyrénées stockent moins de par l'importance des surfaces rocheuses ("Autres" - Figure 6.13). La Normandie et le Nord Pas de Calais, avec beaucoup de prairies permanentes et de zones humides (Figures 6.12 et 6.13), mais aussi des températures faibles, une pluviométrie forte et des teneurs en argile élevées (Figure 6.16) sont des secteurs stockant du carbone. À l'inverse, les secteurs les moins stockant en carbone sont situés dans les régions où vignes, vergers et autres

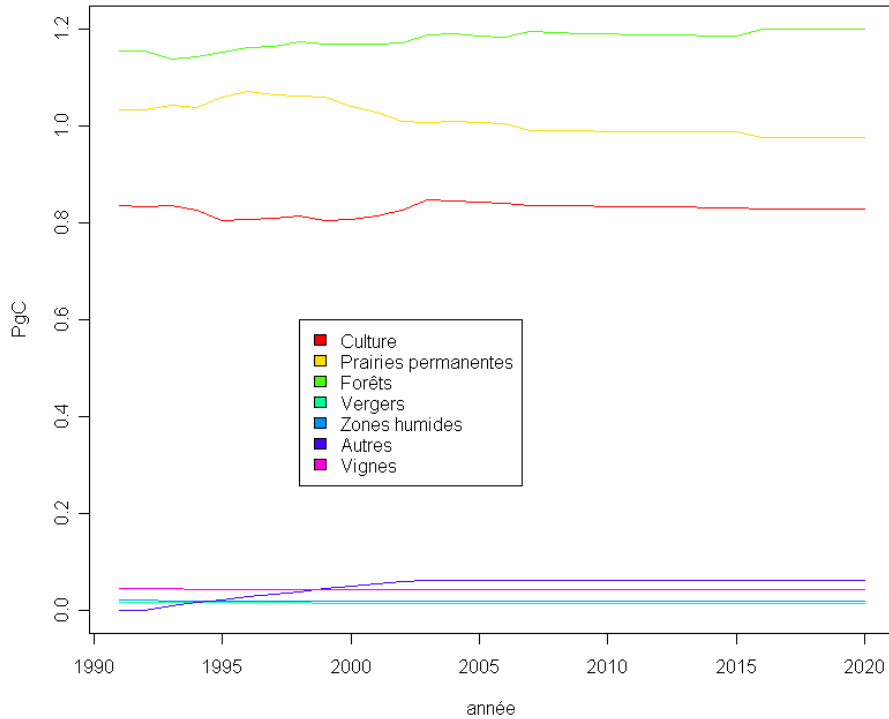


FIG. 6.8 – Évolution des mêmes stocks que sur la Figure 6.7, mais sur un graphique unique afin d’avoir une meilleure idée de la contribution relative des différents types d’usage à l’évolution du stock global de carbone dans les sols.

(pas de sol) sont très présents, où les températures sont élevées et la pluviométrie faible, comme la vallée du Rhône ou la côte méditerranéenne.

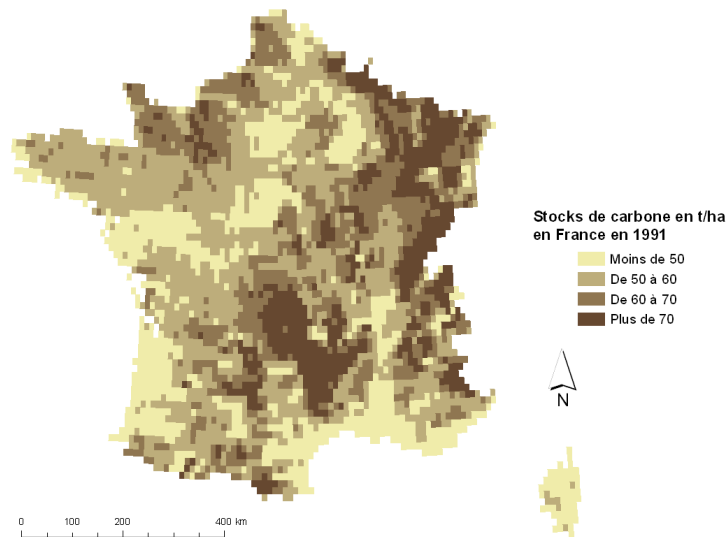


FIG. 6.9 – Estimation de la distribution des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine en début de période (1991) et qui tient compte des effets du climat, du type de sol et des usages. Ces estimations ont été réalisées à partir des points du RMQS (réseau de mesure de la qualité des sols) complétés par des points de la base Carbone France.

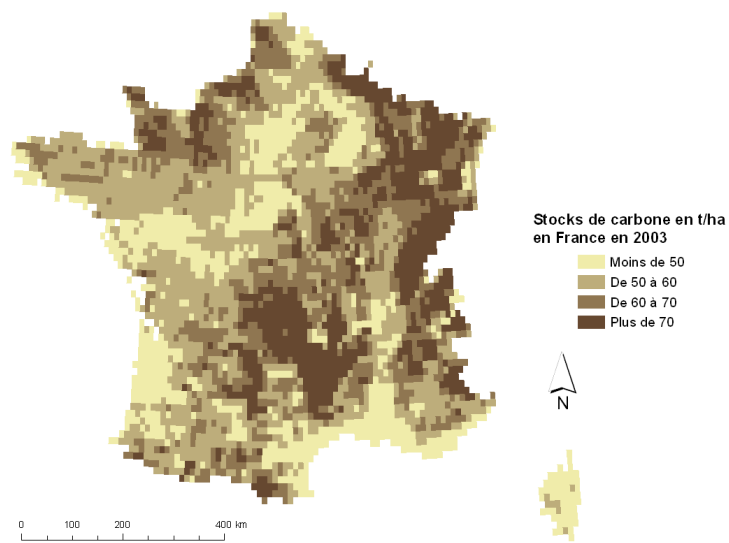


FIG. 6.10 – Estimation de la distribution des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine en milieu de période (2003) après évolution des surfaces allouées aux différents usages et application du modèle de dynamique du carbone dans les sols.

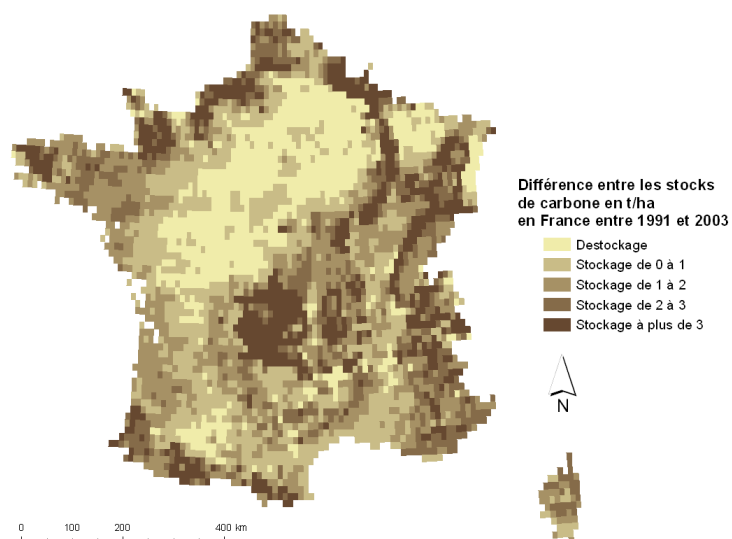


FIG. 6.11 – Distribution des évolutions des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine sur la période 1991-2003.

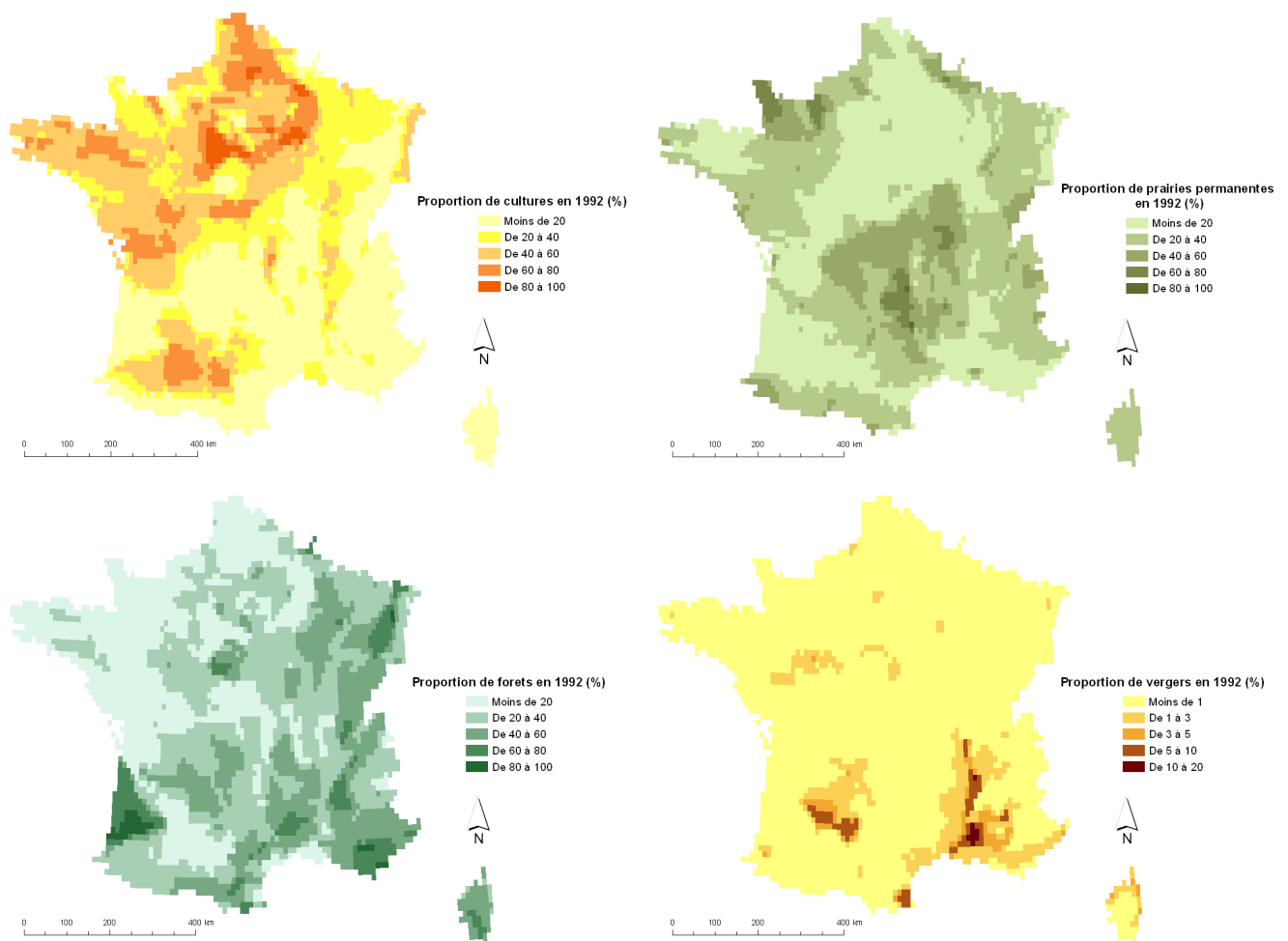


FIG. 6.12 – Cartes des occupations du sol en 2001 en France (source : Teruti - Scees, 2008).

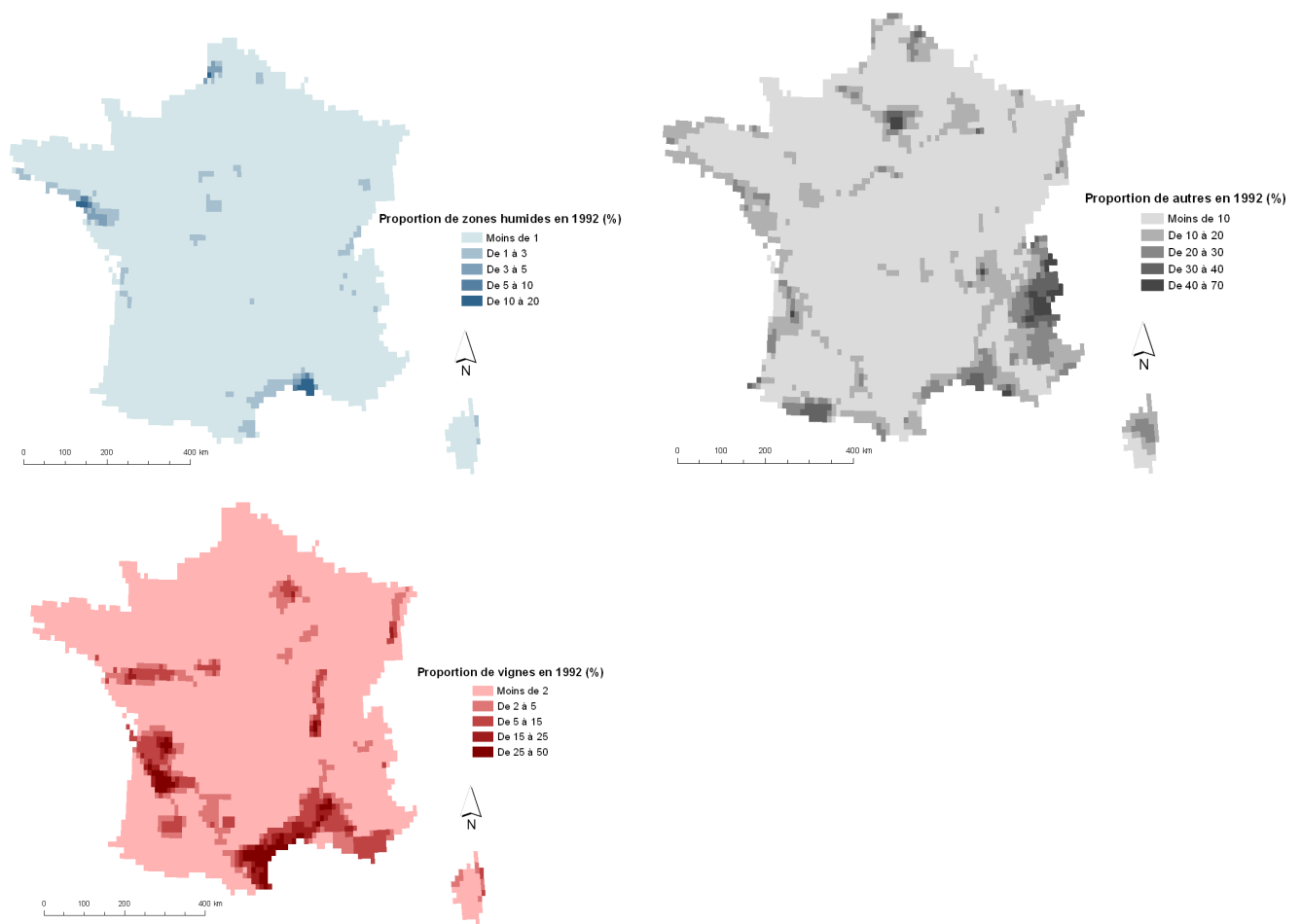


FIG. 6.13 – Cartes des occupations du sol en 2001 en France (source : Teruti - Scees, 2008).

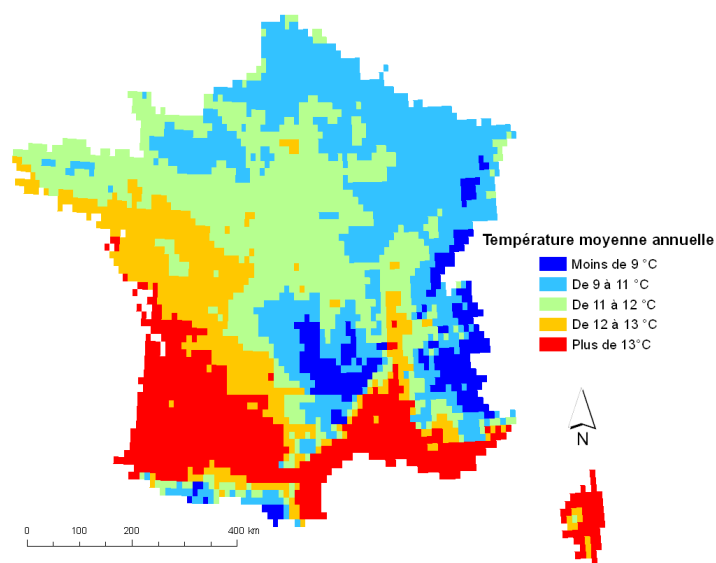


FIG. 6.14 – Carte des températures moyennes annuelles en France sur la période 1991-2003 (source : MétéoFrance, 2008).

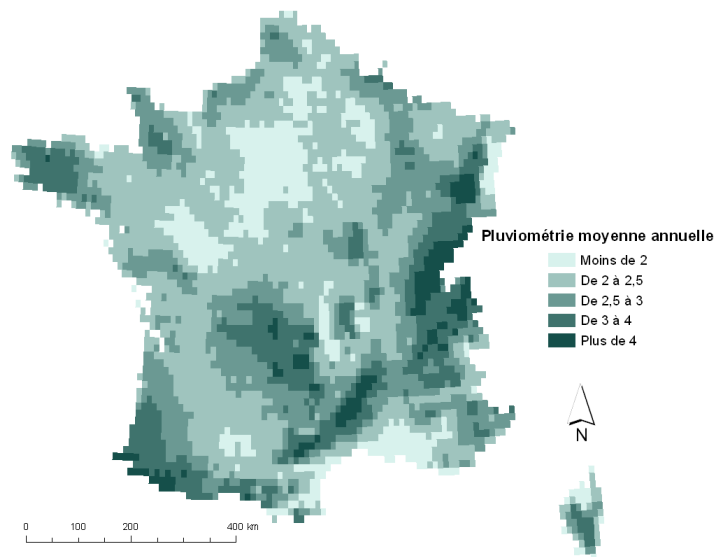


FIG. 6.15 – Carte de la pluviométrie moyenne annuelle en France (en mm/jour) sur la période 1991-2003 (source : MétéoFrance, 2008).

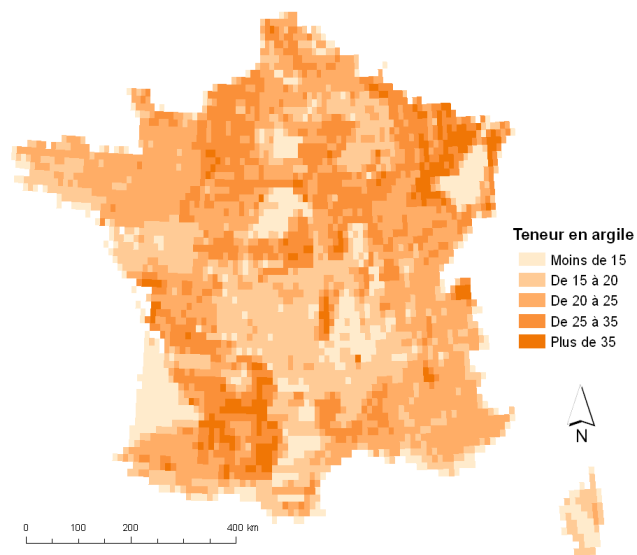


FIG. 6.16 – Carte des teneurs en argile (%) dans les sols en France (source : Base de Données Géographique des Sols de France - INRA, 2008)

La Figure 6.7 montre clairement un stockage de carbone durant la période 1991–2003 suivi d’un déstockage durant la période 2003–2020. Néanmoins, le stock au niveau national passe de 3,1751 PgC en 1991 à 3,2099 PgC en 2020, soit une augmentation de 1,1%. De par leurs surfaces, ce sont les cultures, les prairies permanentes et les forêts qui influent le plus sur ces stocks.

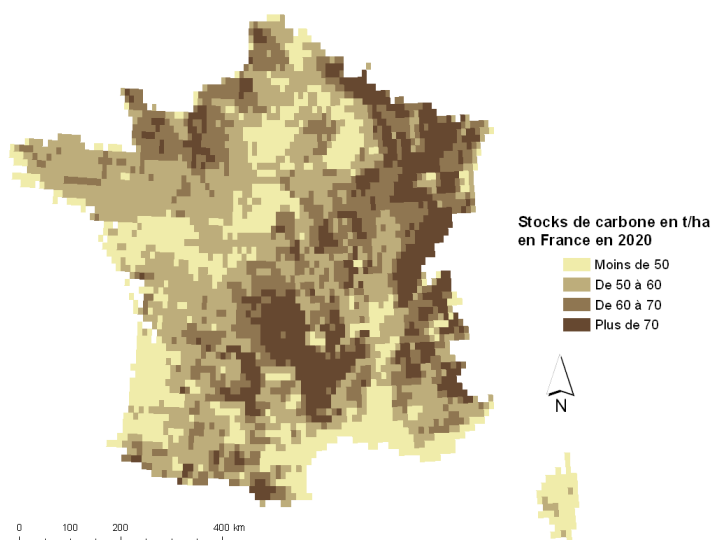


FIG. 6.17 – Estimation de la distribution des stocks de carbone en France métropolitaine en 2020 après évolution des surfaces allouées aux différents usages et des applications des dynamiques du carbone dans les sols.

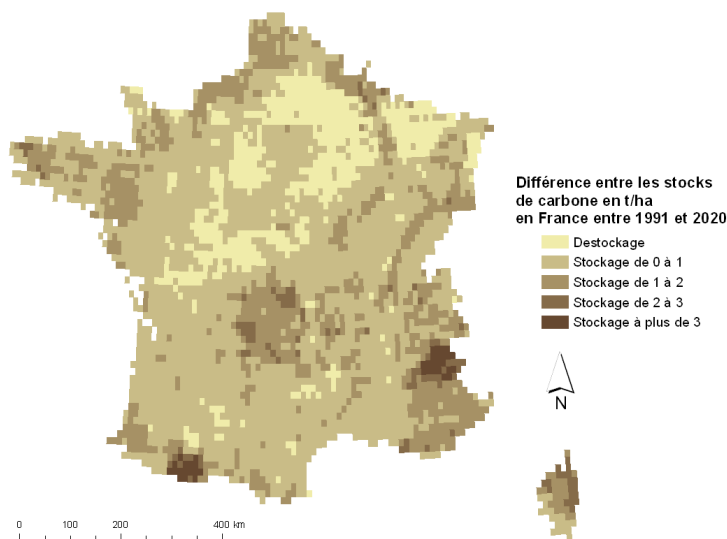


FIG. 6.18 – Distribution des évolutions des stocks de carbone en France métropolitaine sur la période 1991-2020 montrant une relative homogénéité spatiale des tendances.

La Figure 6.17 montre que les stocks de carbone sont répartis de la même manière que pour la période 1991–2003. La Figure 6.18 montre une tendance similaire à celle observée pour cette même période, avec des zones de fort stockage (plus de 3 t/ha) plus localisées, comme une partie des Alpes et des Pyrénées. Nos hypothèses d’augmentation de la part des forêts sur celle des prairies permanentes et des cultures nous conduisent à privilégier les sols présentant un coût d’opportunité moindre (cf chapitre 4) pour appliquer ces changements.

6 Evolutions selon les différents scénarios

6.1 Utilisation des données d'AROPAj

Dans un second temps, des simulations ont été réalisées afin de comparer les émissions résultant des différents macro-scénarii agricoles considérés. En plus du scénario central (noté "ref"), les scénarii S2b et S1a ont été utilisés suivant le mode opératoire suivant : les évolutions issues de ces macro-scénarii (obtenues avec le modèle AROPAj) ont été combinées avec les données d'évolution des forêts sur la période 2004/2020 en considérant que 50% de l'accroissement des surfaces en forêt provient des postes cultures en terres arables et prairies, 40% des espaces naturels non cultivés et 10% des superficies agricoles non représentées dans AROPAj (vignes, cultures ou prairies de petites exploitations non professionnelles, etc...). Dans l'application des scénarii, les évolutions portant sur les espaces naturels non cultivés et les zones de cultures de petites exploitations professionnelles n'ont pas été considérées faute de données nécessaires. Cette omission devrait cependant n'avoir que peu de poids dans le résultat final les transitions espaces naturels-forêts ne présentent pas un potentiel de stockage ou de déstockage important. Les résultats des macro-scénarii agricoles ont donc été utilisés en ne considérant que 50% de l'accroissement total des surfaces forestières sur les périodes 2002-2010 puis 2010-2020 soit 24,5 et 25 kha/an respectivement. Afin de coïncider avec la série Teruti utilisée (1991-2003), les évolutions simulées par AROPAj sur les périodes 2002-2010 ont été appliquées intégralement sur la période 2004-2010. Sur nos deux périodes de simulation, 2004-2010 et 2010-2020 les flux de surface ont été appliqués de façon linéaire.

6.2 Résultats

On observe peu d'effet des changements d'usage sur les stocks de carbone des sols pour les scénarii ref et S2b avec des valeurs en 2020 de 3,210 PgC. Les stocks en 2020 sans aucun changement d'usage depuis 2004 sont de 3,208 PgC (Figure 6.19, courbe en pointillés bleus) et donc très peu différents de ceux obtenus pour les scénarii S2b et ref. Seul le scénario S1a se traduit par une évolution distincte avec en 2020 avec une valeur de 3,2127 PgC. Les émissions liées aux changements d'usage et expliquant ces changements de stocks de carbone peuvent être calculées. Nous avons utilisé la dynamique avec effet du climat seul depuis 2004, date du début de l'application des scénarii, comme référence (Figure 6.19, courbe en pointillés bleus). Elle permet de mettre en évidence l'effet des changements d'usage seuls dans les évolutions associées aux différents scénarii. Par exemple, les émissions annuelles dans le cas du scénario ref peuvent être estimées comme :

$$Em(\text{ref}, t) = [C(\text{ref}, t - 1) - C(\text{ref}, t)] - [C(\text{climat seul}, t - 1) - C(\text{climat seul}, t)]$$

où $Em(\text{ref}, t)$ représente les émissions de l'année t dans le cas du scénario ref, $C(\text{ref}, t)$ le stock de carbone dans le cas du scénario "ref" à l'année t et $C(\text{climat seul}, t)$ le stock de carbone dans le cas sans changement d'usage depuis 2004 à l'année t . La Figure 6.20 donne le cumul de ces émissions sur la période de simulation. Elle montre des tendances différentes d'un scénario à un autre. A nouveau, et de façon compréhensible d'après les résultats de la figure 6.19, les scénarii ref et S2b présentent des tendances communes qui se distinguent de celles du scénario S1a. Dans les scénarii ref et S2b, dès 2017, les émissions deviennent positives alors qu'elles restent négatives (stockage de carbone) jusqu'en 2020 pour le scénario S1a. Ceci se traduit par une augmentation des émissions cumulées pour les cas ref et S2b à partir de 2017. Les émissions annuelles, calculées dans notre cas à partir de la date de référence 2004 sont les suivantes (MtCO₂/an) :

	2005	2010	2020
ref	-0,125	-0,280	-0,172
S1a	-0,314	-0,576	-0,693
S2b	0,019	-0,050	-0,047

TAB. 6.1 – Émissions annuelles (MtCO₂/an) selon les trois scénarios

Ces évolutions des émissions sont liées aux flux de surface entre les forêts, les prairies et les cultures en terres arables dans chacun des cas. Les scénarii ref et S2b se caractérisent par un gain important de cultures en terres arables et une perte importantes de prairies qui pourrait contrebalancer les gains en forêt simulés. A l'inverse, le scénario S1a se caractérise par des pertes importantes de cultures en terres arables ce qui implique un stockage de carbone organique dans les sols plus important : la transition forêt-terres cultivées est plus favorable. Les écarts observés entre scénarii S2b et ref pourraient s'expliquer par la répartition géographique des changements propres à chacun des scénarii et leur interaction avec les conditions climatiques locales.

	Terres arables	Prairies
ref	131,92	-626,92
S1a	-404,01	-90,99
S2b	128,24	-623,24

TAB. 6.2 – Flux de surfaces (kha) sur la période 2004-2020 pour chacun des scénarii, pour les cultures et les prairies respectivement.

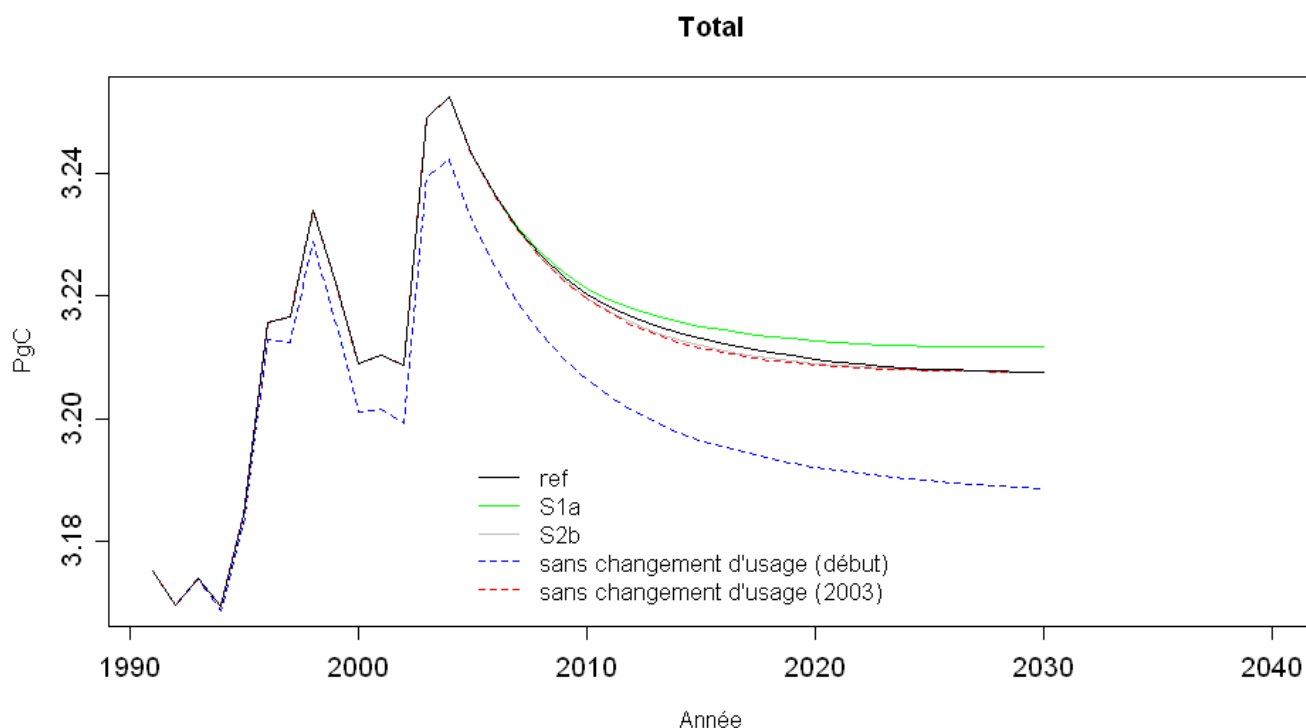


FIG. 6.19 – Evolution des stocks de carbone dans les sols français (PgC, soit 10^{15} gC) pour les trois scénarii et dans deux situations, celle où seule l'action du climat est modélisée, sur toute la période (pointillés bleus) et où seulement à partir de 2004 (pointillés rouges). Pour toutes les courbes, après 2020, il n'y a plus de changement d'usage.

7 Conclusions

Les changements d'usage des terres sur la période de prospective (2004-2020) ont un faible impact, environ deux fois inférieur à l'impact des changements d'usage observés avant 2004 (Figure 6.19), et ce quelque soit le macro-scénario considéré. Il semble que l'effet du climat soit prépondérant et se traduise par des variations des stocks de carbone supérieures à celles engendrées par les changements d'usage. Notons que

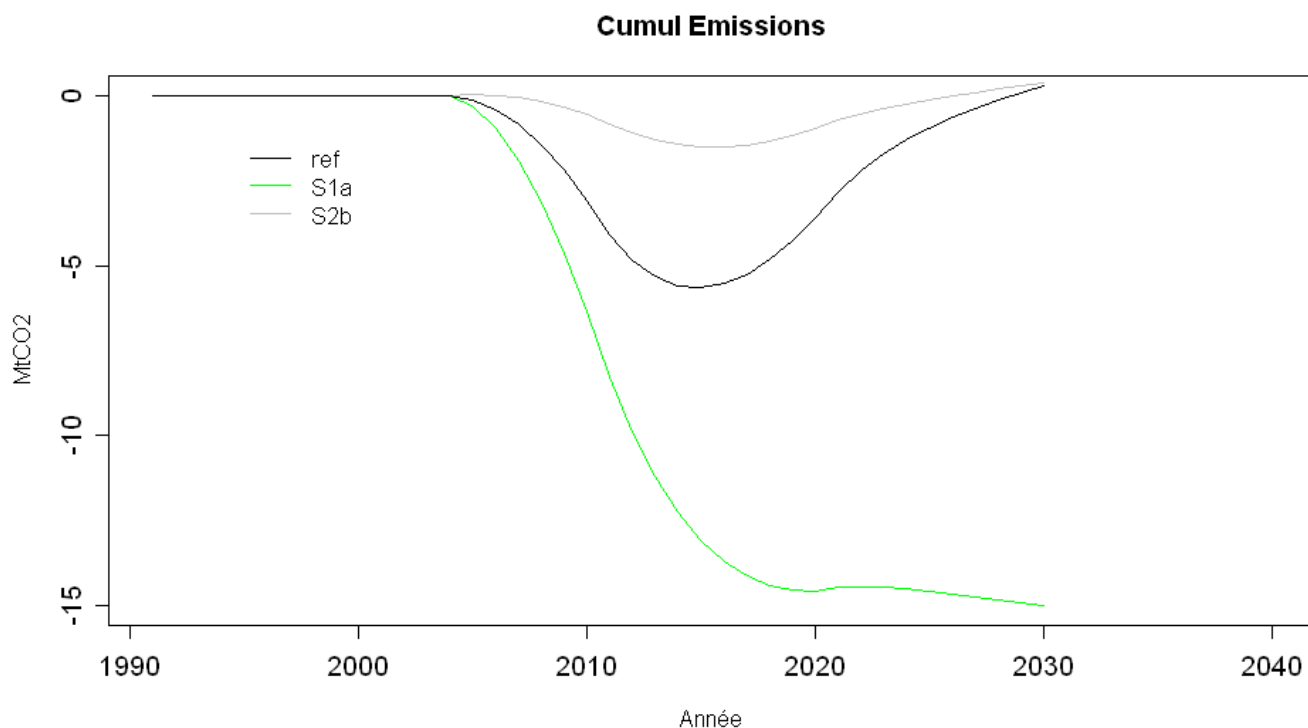


FIG. 6.20 – Cumul des émissions (MtCO₂) dues au changements d’usage sur la période de simulation. Ces cumuls sont calculés par rapport aux dynamiques de carbone dues au climat seul (à partir de 2004).

les variations climatiques s’appliquent sur l’ensemble des stocks alors que les changements d’usage, qui, là où ils se produisent peuvent avoir un effet important, ne concernent qu’une proportion faible des surfaces totales. Une perspective immédiate de ce travail serait d’utiliser des séries climatiques plus réalistes sur la période 2004-2010. Ceci sera fait prochainement sur des séries obtenues par désagrégation des résultats de modèles globaux du climat pour différents scenarii de changement climatique.

Troisième partie

Éléments d'amélioration de la comptabilisation des émissions d'origine agricole

Émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en France - Situation actuelle et projections aux horizons 2010 et 2020¹

J.-P. Jouany, M. Vermorel, M. Doreau, M. Eugène, S. Giger-Reverdin, C. Martin, D. Morgavi, J. Noblet, D. Sauvant

Ce chapitre offre une synthèse sur les méthodes d'évaluation des émissions de méthane dues à la fermentation entérique et propose une approche alternative pour affiner le calcul de ces émissions par les animaux d'élevage pour chacune des catégories animales. Il propose également une évaluation prospective des émissions de méthane entérique basées sur les projections d'effectifs de cette étude.

1 Le méthane entérique : origine, facteurs de variation et contribution aux gaz à effet de serre en France

1.1 Contribution du méthane entérique aux émissions de méthane en France

Les fermentations anaérobies qui interviennent dans le tube digestif des animaux et de l'homme sont à l'origine du méthane (CH₄) entérique. La production de CH₄ entérique a fait l'objet de nombreuses études, principalement chez les ruminants et chez l'homme. Ces études étaient motivées par l'importance des pertes énergétiques qu'elle représente pour les ruminants et par les situations d'inconfort qu'elle entraîne chez l'homme. L'impact du CH₄ entérique sur l'effet de serre n'a été pris en considération qu'au cours des quinze dernières années, mais il est devenu aujourd'hui la préoccupation première du monde politique et des responsables scientifiques.

L'importance d'un gaz pour son effet de serre dépend à la fois de son pouvoir (ou forçage) radiatif (puissance radiative que le gaz à effet de serre renvoie vers le sol) et de sa durée de vie dans l'atmosphère. Le pouvoir de réchauffement global (PRG) d'un gaz se définit comme le forçage radiatif cumulé sur une durée de 100 ans et s'exprime relativement au CO₂. Le méthane est une cible particulièrement intéressante dans le cadre de la lutte contre l'effet de serre puisque son PRG est nettement supérieur (× 21-23) à celui du dioxyde de carbone (CO₂) et que sa durée de vie dans l'atmosphère est courte (12-20 ans). Ce dernier point signifie que le méthane est un gaz très réactif et qu'une réduction de ses émissions aura des répercussions positives rapides sur l'effet de serre.

L'agriculture est le secteur économique qui émet la majorité du CH₄ en France métropolitaine. Sa contribution évaluée à 1979 kt en 2005, représente environ 73% des émissions totales de CH₄ hors puits (CITEPA, 2007). La quasi-totalité est issue des fermentations entériques et des déjections animales (1 917 kt en 2005). Les seules émissions de CH₄ entérique en France métropolitaine ont été évaluées à 1 456 kt en 1997 (Vermorel, 1997) et peuvent être comparées aux 80 Tg de CH₄ digestif émis au niveau de la planète. Elles représenteraient donc 76% des émissions issues de l'élevage, 73% des quantités d'origine agricole et 54% des émissions totales de CH₄ en France métropolitaine. Le cheptel bovin et notamment les vaches laitières sont à l'origine de 92% du CH₄ entérique. Ils devancent les ovins, les caprins, les équins et les porcins qui n'en représenteraient ensemble qu'environ 8-9%.

Les émissions de CH₄ d'origine agricole ont diminué d'environ 9% (-184kt) au cours de la période 1990-

¹Ce chapitre a été rédigé par J.-P. Jouany et M. Vermorel. Il rapporte le travail qui a été réalisé par un groupe de chercheurs appartenant à deux Unités de l'INRA (URH à Theix et UMR INRA/INAPG "Physiologie de la Nutrition et Alimentation" à Paris) : M. Doreau, M. Eugène, S. Giger-Reverdin, J.-P. Jouany, C. Martin, D. Morgavi, J. Noblet, D. Sauvant, M. Vermorel.

Les données sur les émissions de CH₄ entérique chez le porc ont été établies par J. Noblet (INRA, Systèmes d'Élevage, Nutrition Animale et Humaine à Rennes). Pierre Paccard (Institut de l'Élevage) ; Jacques Agabriel, René Baumont, Marc Benoit, François Bocquier, Luc Delaby, Philippe Faverdin, Gabriel Laignel, Michel Lherm, William Martin-Rosset, Sophie Prache (INRA) ; Hugues Boissier (INZO), Daniel Vermorel (Coopadou) ont collaboré à ce travail en fournissant et validant des données zootechniques.

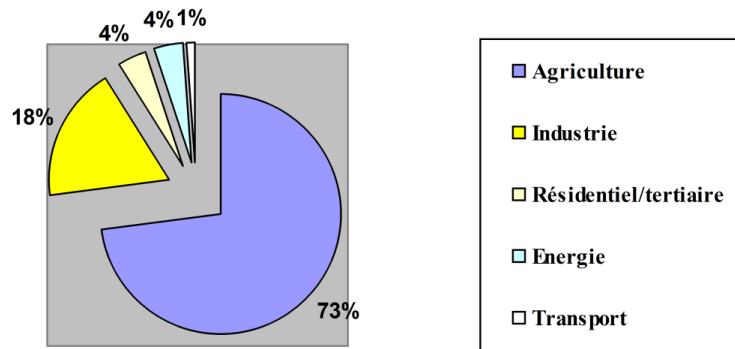
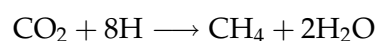


FIG. 7.1 – Part des émissions de CH₄ en fonction du secteur d'activité en France métropolitaine. Source : CITEPA (2007)

2005 (CITEPA, 2007). Cette diminution est attribuée à une intensification de la production laitière qui s'est traduite par une réduction des effectifs en animaux compensée par un meilleur rendement individuel. Toutefois, la diminution a été inférieure à celle de l'ensemble des autres activités économiques (-18% de moyenne nationale entre 1990 et 2005) si bien que la part de l'agriculture au total national a augmenté.

1.2 Origine du méthane digestif : cas particulier des ruminants

Le méthane qui est produit naturellement au cours des fermentations digestives anaérobies, joue un rôle essentiel dans l'efficacité des écosystèmes microbiens. En anaérobiose, les réactions d'oxydations qui génèrent l'ATP nécessaire à la croissance des microorganismes conduisent à la production d'hydrogène métabolique (2H). Ce dernier doit être éliminé au fur et à mesure de sa production car une élévation de la pression partielle en hydrogène dans le milieu inhiberait l'action des déshydrogénases dans le processus d'oxydation (Miller, 1995) et conduirait à un arrêt des fermentations. L'utilisation continue de l'hydrogène est assurée principalement par les archaées méthanogènes dans le rumen, alors que d'autres microorganismes comme les bactéries acétogènes sont davantage impliquées dans le gros intestin. Il faut donc considérer la méthanogénèse comme une voie métabolique essentielle dans la digestion et les fermentations microbiennes au sein du tractus digestif.



Il est admis qu'une réduction de 20% du méthane entérique ne perturbe pas les fonctions digestives ou fermentaires du rumen. Au-delà, une diminution de la méthanogénèse ne peut être envisagée que si des voies alternatives d'utilisation de l'hydrogène sont stimulées. La synthèse de propionate constitue une réelle alternative mais dont l'efficacité pour l'utilisation d'H métabolique est moindre par rapport à la synthèse de méthane (Figure 7.2).

Le tube digestif des ruminants est original. Leur estomac est composé de plusieurs compartiments, d'où leur dénomination sous le terme de polygastriques. Le premier compartiment situé en aval de l'oesophage est le rumen (ou panse). Il est de loin le plus volumineux des pré-estomacs (environ 100 litres chez un bovin adulte pesant de 500 à 600 kg) puisqu'il représente plus de 90% de leur volume total. Les autres pré-estomacs sont le réseau (ou bonnet) et le feuillet. L'ensemble rumen et réseau, souvent assimilé au rumen, présente toutes les caractéristiques essentielles d'un "fermenteur anaérobie". Les conditions ambiantes sont définies par une teneur élevée en eau (85 à 90%), un apport régulier de nutriments fournis à la fois par l'ingestion des aliments et par la rumination, un pH élevé (6,4 à 7,0) tamponné par l'apport de minéraux (bicarbonates et phosphates) de la salive, un potentiel redox faible (-350 mv), une température de 39 à 40°C et une élimination continue des produits terminaux de la digestion. Ces conditions sont propices au développement d'une population de micro-organismes anaérobies caractérisée par sa variété (protozoaires, bactéries et champignons) et sa densité (10¹⁰ - 10¹¹ microorganismes par ml).

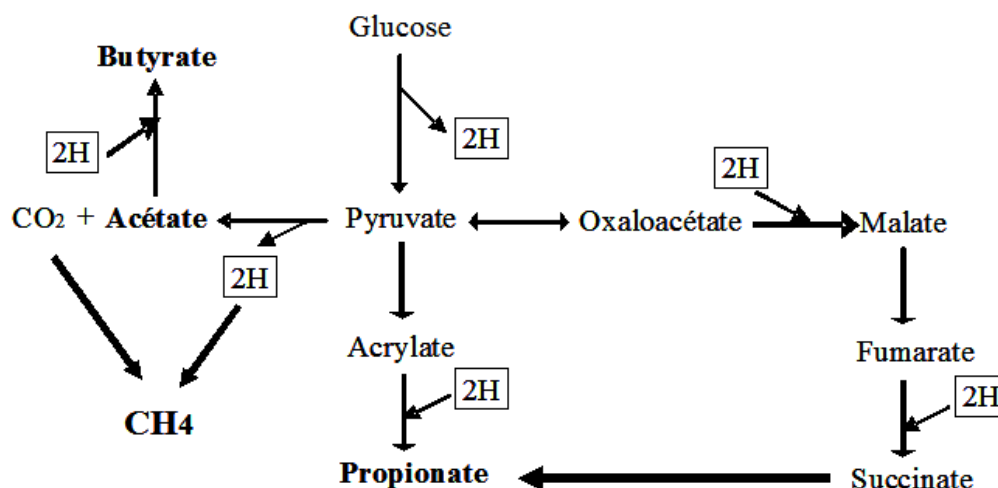


FIG. 7.2 – Description des principales voies fermentaires du rumen et des échanges d'hydrogène métabolique mis en jeu (*les produits terminaux des fermentations sont soulignés*)

Les aliments ingérés par les ruminants sont dirigés vers le rumen où ils sont stockés pendant plusieurs heures (10 à 48h). Ils subissent alors une digestion intense par les microbes (10 kg de matière organique sont digérés chaque jour dans le rumen d'une vache) essentiellement microbienne et les produits de la digestion sont fermentés par une population microbienne spécialisée. C'est au cours de l'étape de fermentation que l'hydrogène métabolique est formé et qu'il est continuellement éliminé par les archaées méthanogènes. Par sa situation dans le tube digestif et par son volume, le rumen joue un rôle essentiel dans la fourniture de nutriments au ruminant (70% des apports énergétiques sont pourvus sous forme d'acides gras volatils et de 50 à 95% des acides aminés d'origine microbienne). Ces éléments permettent d'évaluer l'importance qualitative et quantitative du méthane pour les ruminants.

1.3 Les facteurs de variation des émissions de CH₄ par les ruminants

Selon Sauvant (1992), Jouany (1994), Jouany *et al.* (1995) et Vermorel (1995), la fermentation d'1 kg de matière organique (OM) dans le rumen conduit à la production de :

- 6,5 moles d'acétate (C2) équivalentes à 0,39 kg et représentant 1538 kcal
- + 3 moles de propionate (C3) équivalentes à 0,22 kg et représentant 1101 kcal
- + 1 mole de butyrate (C4) équivalentes à 0,09 kg et représentant 524 kcal
- + 2,9 moles de CH₄ équivalentes à 65 L ou 46 g et représentant 615 kcal
- + 6,7 moles de CO₂ équivalentes à 150 L ou 295 g.

Ainsi, au plan énergétique le ruminant peut tirer 3,15 Mcal des acides gras volatils et perdre 615 kcal sous forme de CH₄ à partir d'1 kg de MO fermentée qui correspond à 6,2 moles d'anhydro-glucose soit 4259 kcal. La part du méthane dans l'énergie fermentée représente donc environ 14%.

Toutefois, la production de CH₄ par les ruminants dépend de nombreux facteurs liés à l'animal (espèce, âge, stade physiologique ou niveau de production, etc.) ainsi qu'à l'alimentation (niveau d'alimentation, % de concentré, nature du fourrage et du concentré, mode de conditionnement, etc.)

1.3.1 Influence des quantités ingérées

Il a été clairement établi depuis les travaux de Blaxter et Clapperton (1965), que les pertes d'énergie sous forme de CH₄ exprimées en pourcentage de l'énergie brute (EB) de la ration diminuent significativement lorsque le niveau alimentaire (NA) augmente (Figure 7.3). Ce résultat s'explique par une accélération du transit des particules alimentaires dans le rumen entraînant une diminution du temps de contact avec les microorganismes et de la digestion microbienne.

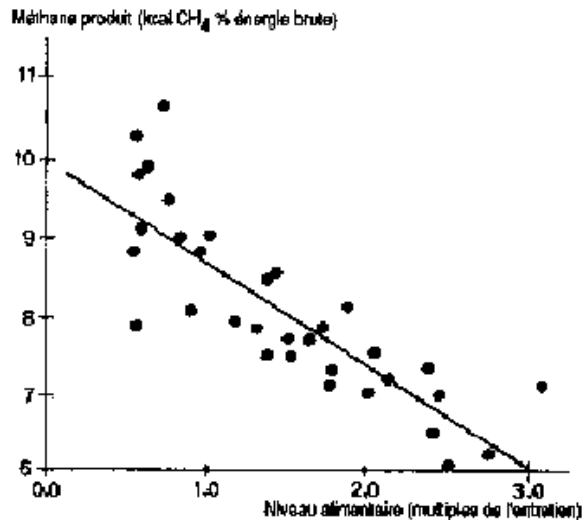


FIG. 7.3 – Effet du niveau d'alimentation sur la perte d'énergie sous forme de méthane. *Source : Blaxter et Clapperton (1965)*

1.3.2 Influence de la digestibilité des aliments

Chez le ruminant, la part de la digestion dans le rumen représente au moins 50% de la digestion dans l'ensemble du tube digestif. Ainsi, une augmentation de la digestibilité de la ration se traduira quasi-automatiquement par une plus grande quantité d'aliment digérée dans le rumen et donc par une émission plus importante de CH₄. La figure 7.4 montre que la relation est linéaire et que le méthane peut représenter plus de 10% de l'EB ingérée avec les aliments à forte digestibilité (Sauvant, 1992).

Blaxter et Clapperton (1965) ont établi la relation suivante à partir de 2000 mesures expérimentales sur diverses rations, laquelle permet de quantifier l'effet de la digestibilité de l'énergie sur la contribution énergétique du méthane :

$$E_{CH_4}(\%EB) = 3,67 + 0,062 dE(\%) \quad \text{avec } dE = \text{digestibilité de l'énergie.}$$

1.3.3 Interaction entre niveau alimentaire et digestibilité de la ration alimentaire

Ces deux paramètres sont liés puisque le niveau alimentaire augmente lorsque la digestibilité des rations est élevée, et que la digestibilité dans le rumen (et donc la production de CH₄) diminue lorsque le niveau d'ingestion augmente (voir section 1.3.1). L'augmentation de la digestibilité se traduit par une disparition des digesta plus rapide dans le rumen et la mise en place de mécanismes qui stimulent la prise alimentaire. Blaxter et Clapperton (1965) ont exprimé cette interaction par la relation suivante :

$$E_{CH_4}(\%EB) = 1,30 + 0,112 dE + NA(\%)[2,37 - 0,05 dE(\%)]$$

1.3.4 Influence de la nature de la ration

À digestibilité égale de l'énergie, les rations de type fibreux produisent davantage de CH₄ que les rations à faible teneur en fibres (Blaxter et Clapperton, 1965). Confirmant ces résultats, Beever (1993) a proposé deux relations stœchiométriques des fermentations en fonction de la fibrosité des rations :

- Relation (1) avec les régimes riches en fourrages (moles) :
1 Glucose = 1,34 C₂ + 0,45 C₃ + 0,11 C₄ + 0,61 CH₄ + 4,62 ATP
- Relation (2) avec les régimes riches en concentrés (moles) :
1 Glucose = 0,90 C₂ + 0,70 C₃ + 0,20 C₄ + 0,38 CH₄ + 4,38 ATP
avec C₂ = acétate, C₃ = propionate et C₄ = butyrate.

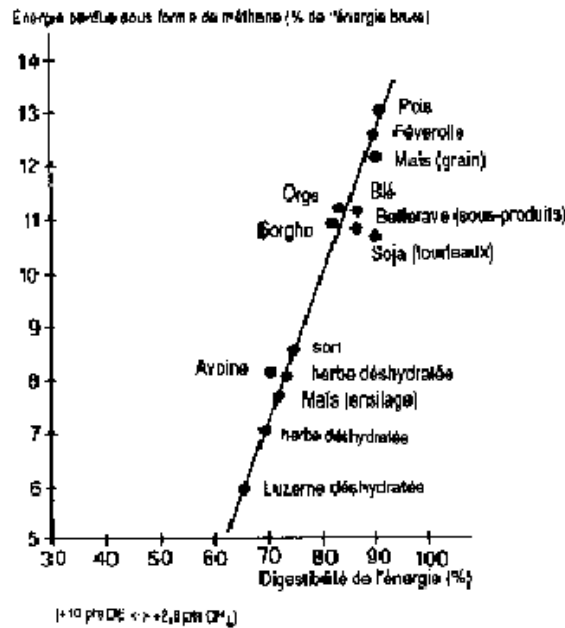


FIG. 7.4 – Influence de la digestibilité de l'énergie sur les émissions de CH₄. Source : Blaxter et Clapperton (1965)

Ces équations montrent que l'addition d'aliments concentrés riches en céréales oriente les fermentations vers la production de propionate au détriment de la production d'acétate et de méthane.

La baisse du pH du contenu ruminal dans le cas d'apport de céréales en quantité notable dans la ration (>40%) peut expliquer la baisse des émissions de CH₄ puisque les archaea-méthanogènes sont sensibles à des conditions acides du milieu (Van Kessel et Russell, 1969).

En France, Sauvante et Giger-Reverdin ont établi plusieurs équations de prévision des émissions de CH₄ en fonction de la proportion de concentré ou de paille dans la ration de ruminants :

$$\text{Giger-Reverdin } et al. (1990) : E_{CH_4}(\%ED) = 9,77 + 0,87 CF \quad [CF = \text{"Crude Fiber"} \text{ en } \% ED]$$

$$\begin{aligned} \text{Giger-Reverdin } et al. (2000) : E_{CH_4}(L/kgMSI) &= 33,1 - 0,00192 C^2 && [\text{avec } C = \% \text{ concentré}; 0 < C < 1] \\ &= 24,0 + 0,233 C - 0,00370 C^2 && \text{pour les animaux en lactation} \\ &= 30,5 + 0,311 C - 0,00366 C^2 \\ &= 30,1 - 0,280 C - 0,00354 C^2 && \text{pour les animaux en croissance} \end{aligned}$$

$$\text{Sauvante et Giger-Reverdin (2007) : } E_{CH_4}(\%EB) = 6,4 + 5,42 C - 7,64 C^2$$

Ces équations indiquent clairement que la fibrosité des rations favorise la méthanogénèse et qu'à l'inverse, la teneur en concentré amylacé la diminue.

Remarque : Il est vraisemblable que le développement des biocarburants au cours des prochaines années produise des quantités importantes de résidus de distillats de céréales sous forme humide (HDGS) ou sèche (DDGS) qui seront utilisés dans l'alimentation des animaux, des ruminants en particulier. Ces coproduits ont des teneurs élevées en fibres et contiennent également de l'amidon résiduel, ainsi que des protéines et des lipides issus des microorganismes responsables de la fermentation éthanolique. On ne dispose pas d'information sur leur effet sur la méthanogénèse ruminale.

1.3.5 Effet de l'âge des animaux

Les ruminants présentent après le sevrage un développement de la digestion microbienne à allométrie supérieure à 1 accompagné d'une augmentation de la consommation de fourrages riches en fibres, ce qui

induit un accroissement des émissions de CH₄. Ainsi, Jentsch *et al.* (1976) a montré qu'un taurillon âgé de 100 à 150 jours perd environ 3% de l'EB ingérée sous forme de méthane, et de l'ordre de 7% à l'âge de 300 jours.

1.3.6 Action spécifique des lipides

Les lipides peuvent remplacer partiellement les céréales pour accroître le niveau énergétique de la ration. Ils présentent l'avantage de ne pas modifier le pH ruminal et de pouvoir diminuer la méthanogénèse (Jouany, 1994) mais également, lorsqu'ils sont riches en acides gras polyinsaturés (AGPI), de pouvoir améliorer la "valeur santé" des produits animaux consommés par l'homme (Chilliard *et al.*, 2001). Leur action inhibitrice sur la méthanogénèse dépend de la nature et de la quantité de lipides ajoutés, celle-ci ne devant pas dépasser 5% de la ration pour éviter d'éventuels effets négatifs sur la digestion ruminale, en particulier de la fraction cellulosique (Ikwuegbu et Sutton, 1982).

Les acides gras sont plus efficaces que les triglycérides, et les acides gras longs polyinsaturés, en particulier les acides linoléique (ALA) et linoléique, sont plus actifs que les acides gras saturés ou monoinsaturés. D'un point de vue pratique, la graine de lin, riche en ALA, est utilisée dans l'alimentation des ruminants pour son impact sur la qualité des produits animaux.

Ainsi, un apport de lin a diminué la production de CH₄ de 10% chez des agneaux supplémentés avec 2,5% de lipides du lin (Machmüller *et al.*, 2000) et de 30% chez des vaches laitières supplémentées avec 5% de lipides du lin (Martin *et al.*, 2006). Outre la quantité d'ALA apportée dans la ration, la forme de distribution du lin aurait également un impact important sur la quantité de CH₄ émise par les animaux, la méthanogénèse étant d'autant plus réduite que la disponibilité des ALA dans le rumen est importante (huile > graine de lin extrudée > graine de lin crue ; Martin *et al.*, 2006).

La quantité d'hydrogène utilisée pour réduire les acides gras insaturés n'intervient que de manière très limitée dans la diminution de la méthanogénèse. Les acides gras saturés à chaîne moyenne comme le C12:0 et le C14:0 présents dans l'huile de coprah ou de palmiste ont également des effets négatifs importants sur la population des Archaea et des protozoaires et donc sur la production de méthane mesurée in vitro (Soliva *et al.*, 2004) et in vivo (Machmüller *et al.*, 2003). Toutefois, leur transfert dans les produits animaux a un impact négatif sur leur "valeur santé".

Remarque : *Le biodiesel obtenu par transestérification d'huiles végétales va apporter sur le marché des coproduits résultant du pressage de graines oléagineuses qui seront utilisés dans l'alimentation des ruminants (Brunschwig et Lamy, 2006). Ces produits riches en lipides résiduels et en protéines pourraient présenter un intérêt à la fois dans la réduction de la méthanogénèse et dans la teneur en AG des produits animaux selon la nature des graines oléagineuses.*

1.3.7 Effet de certains additifs alimentaires

Les antibiotiques ionophores de type polyéther (monensin, lasalocide) ainsi que l'avoparcine qui est un glycopeptide non ionophore, ont une action inhibitrice significative sur les Archaea et sur la méthanogénèse (Bogaert *et al.*, 1989), mais l'usage de ce type d'additif est interdit en Europe depuis le 01/01/06.

Selon Callaway et Martin (1996), les diacides organiques (aspartate, malate ou fumarate) sont des précurseurs potentiels de succinate et de propionate qui peuvent être utilisés pour diminuer la méthanogénèse (voir Figure 7.2) lorsqu'ils sont ajoutés à la ration des ruminants à raison de 5% des aliments (Giraldo *et al.*, 2007). Newbold et Rode (2006) indiquent qu'une efficacité de fixation de l'H₂ de 60% par les diacides organiques conduit à supplémenter les rations avec plus de 2 kg d'acide pour réduire de 10% la production de méthane chez une vache laitière rejetant 500 L de méthane par jour. Une telle supplémentation paraît inapplicable en raison des conséquences sur le pH ruminal et de son coût. Récemment, Wallace *et al.* (2006) ont indiqué que le produit encapsulé et distribué à hauteur de 10% de l'ingéré entraîne une diminution de 75% de la production de CH₄ ainsi qu'une augmentation de l'efficacité alimentaire (gain de poids/MS ingéré) de 20%

chez des agneaux en croissance. Asanuma *et al.* (1999) proposent l'utilisation de sels d'acides pour limiter leur effet négatif sur le pH ruminal.

Des peptides riches en acides aminés soufrés (thiopeptine, thiopeptide A 10255) réduisent la production de méthane (Tung *et al.*, 1992). Ces résultats obtenus *in vitro* n'ont toutefois pas été confirmés *in vivo*. La cystéine, qui est un acide aminé soufré, semble agir de façon similaire à la thiopeptine et diminue de près de 15% la production de méthane chez les ovins (Takahashi *et al.*, 1997).

Certaines plantes ou extraits de plantes peuvent modifier l'orientation des fermentations ruminales par leurs propriétés bactéricides et avoir des effets voisins de ceux obtenus avec les antibiotiques bien que les microorganismes ciblés soient différents (Busquet *et al.*, 2005). Contrairement aux antibiotiques et aux additifs chimiques, ce type de produits bénéficie d'une bonne image sous prétexte d'une origine naturelle. Certaines plantes riches en tanins condensés telles que le lotier et le sulla ont montré qu'elles pouvaient réduire de 50 et 30% les émissions de CH₄ (g CH₄/kg gain de poids) chez des agneaux en croissance (Waghorn et Clark, 2006). Des études *in vitro* réalisées sur des extraits végétaux ont indiqué que la production de CH₄ était significativement diminuée par des extraits d'ail, de capsicum, de yucca et de cannelle (Cardozo *et al.*, 2005), ainsi que par du sérum de luzerne obtenu après pressage de luzerne fraîche et élimination des protéines par floculation (Jouany *et al.*, 2005); (Jouany et Morgavi, 2007). L'effet antiméthanogène décrit pour les extraits de rhubarbe et de bourdaine est attribué à la présence de 9,10 anthraquinone (Garcia-Gonzalez *et al.*, 2006) dont l'effet sur la méthanogénèse est connu (Nagaraja *et al.*, 1997).

Aucun de ces produits n'est actuellement autorisé en Europe avec l'allégation d'une réduction des émissions de CH₄.

2 Les méthodes utilisées pour évaluer les facteurs d'émission de méthane par les animaux d'élevage en France

Dans cette section sont rassemblés les éléments scientifiques et techniques ainsi que les données utilisées pour évaluer les facteurs d'émission de méthane entérique par les diverses catégories d'herbivores (ruminants et chevaux) et de porcs selon le type et le niveau de production et les conditions alimentaires. Il présente également de façon critique :

- le choix de la méthode générale utilisée pour cette évaluation,
- les caractéristiques des animaux, les conditions alimentaires et les équations de prédiction utilisées pour chaque type de production (tirées de la littérature ou établies par nos soins),
- les effectifs d'animaux pris en compte et les sources d'information correspondantes.

2.1 Choix de la méthode utilisée dans le cas des herbivores

Nous avons souhaité adopter une méthode permettant de prendre en compte les principaux facteurs de variation des émissions de méthane liés à l'animal (espèce, type de production, niveau de production,...) et à la ration (quantités d'aliments ingérés, composition chimique des aliments, interactions entre les aliments au sein d'une ration,...). La méthode devait également permettre des calculs simples pouvant s'intégrer facilement dans les modèles utilisés par nos collègues économistes. Enfin, cette méthode devait permettre de simuler les émissions de méthane dans diverses situations (scénarios) : augmentation ou diminution de la productivité des animaux ou des effectifs de certains types d'animaux au profit d'autres, variations de la composition des rations en fonction de la disponibilité et des prix des ressources alimentaires, introduction de matières grasses ou d'additifs alimentaires dans les rations,...

La première démarche envisagée a consisté à (i) calculer pour chaque espèce, chaque type de production et chaque niveau de production les quantités des divers aliments (fourrages, céréales, sous-produits,...) nécessaires pour réaliser des rations équilibrées capables d'être ingérées par les animaux et de satisfaire leurs divers besoins ; (ii) trouver une (ou des) équation(s) de prédiction des émissions de méthane prenant en compte la composition des rations (part et nature des aliments concentrés, composition chimique,...) et

le niveau des apports alimentaires. Ces équations devaient être adaptées aux types de rations utilisées en France.

Certes, le logiciel de rationnement INRATION permettait de calculer la ration correspondant à une situation donnée (type d'animal, type et niveau de production,...), mais la multiplicité des situations liée à la diversité des animaux, des types et des niveaux de production (cas de la production laitière par exemple) et des aliments disponibles selon les régions, les saisons, les prix,..., aurait conduit à une masse de calculs irréalisables dans le temps imparti. De plus, une étude bibliographique et des tests de validation ont montré qu'il n'existe pas actuellement d'équation de prédiction des émissions de méthane satisfaisante compte tenu des critères que nous nous sommes imposés. En effet, les équations les plus fiables demandent des informations détaillées sur la composition des aliments ou les processus digestifs qui ne sont pas toutes fournies par le logiciel INRATION.

Face à ces difficultés nous avons proposé une autre démarche (Figure 7.5) partant des apports énergétiques recommandés (en UFL, UFV et UFC selon qu'il s'agit respectivement de femelles laitières ou d'animaux à croissance modérée, d'animaux à croissance intensive et de chevaux) tirés des revues "Alimentation des bovins, ovins et caprins, Tables INRA 2007" et "L'Alimentation des Chevaux, 1990". Les apports en UF sont ensuite convertis en énergie nette (EN), puis en énergie métabolisable (EM), moyennant une légère approximation compatible avec les objectifs du projet. La quantité d'EM ingérée est utilisée pour évaluer l'énergie du méthane via un facteur de conversion Y'_m exprimé en kcal de méthane pour 100 kcal d'EM ingérée. Ce facteur de conversion varie selon le type de production, la nature de la ration, les performances des animaux.

Cette approche est intéressante au plan pratique car les besoins des animaux ne varient pas avec la composition de la ration. Elle a simplifié et réduit fortement les calculs qui ont ainsi pu être faits dans le temps imparti. Cependant, si cette méthode tient compte des effets du niveau des apports alimentaires, elle ne permet pas de prendre en compte directement les facteurs de variation des émissions de méthane liés à la composition des rations.

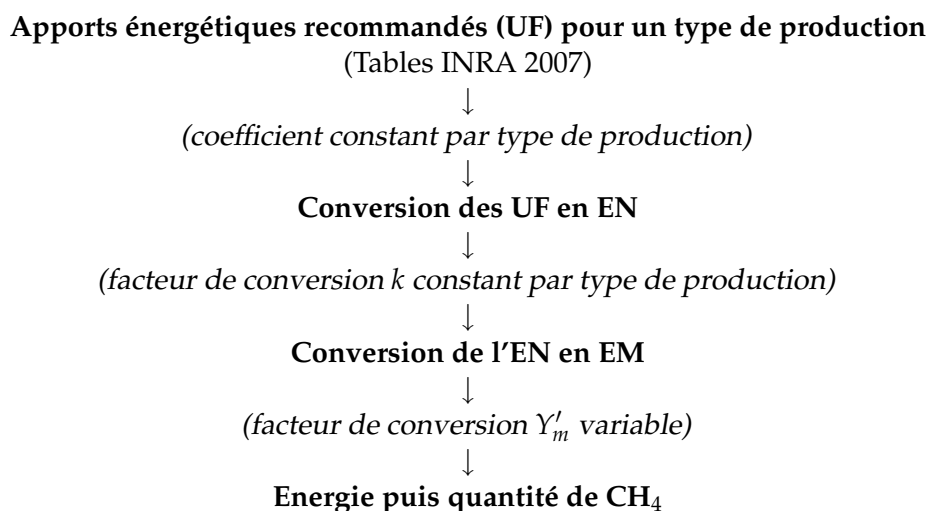


FIG. 7.5 – Schéma représentant la démarche choisie pour évaluer les émissions de CH₄ par les ruminants

2.2 Choix des catégories d'animaux

La diversité des types d'animaux, des types et des niveaux de production et des types de rations au sein d'une même espèce, a nécessité d'évaluer les émissions de méthane pour des catégories bien différenciées d'animaux. Cette différenciation a semblé également indispensable pour étudier les effets des variations des types de production (brebis laitières / brebis allaitantes; agneaux d'herbe / agneaux de bergerie, par exemple) et des effectifs d'animaux sur les émissions de méthane aux horizons 2010 et 2020. Le choix des catégories d'animaux et des regroupements ultérieurs a été arrêté pour ce programme (voir le tableau 7.4

présentant les catégories animales retenues à partir de la base RICA) en tenant compte des évaluations des émissions annuelles de méthane des divers types d'animaux en France faites par M. Vermorel en 1995 et 1997.

2.3 Évaluation des émissions de méthane par les bovins

2.3.1 Évaluation des émissions de méthane par les vaches laitières

2.3.1.1 Évaluation des besoins énergétiques des vaches laitières

Les besoins énergétiques journaliers (exprimés en UFL) des vaches laitières ont été calculés en additionnant les besoins d'entretien, de lactation et de gestation des vaches multipares, ainsi que les besoins de croissance des vaches primipares et les besoins liés aux déplacements des animaux au pâturage. Il a été tenu compte des corrections énergétiques résultant des interactions entre les fourrages et les concentrés en fonction de la production laitière. Ces valeurs ont été tirées de l'ouvrage "Alimentation des bovins, ovins et caprins ; Tables INRA (2007)".

Le poids vif moyen (après vêlage) des vaches multipares ou primipares selon le niveau de production laitière (tableau 7.1) a été établi à partir des informations fournies par Pierre Paccard (Institut de l'Élevage) et par Luc Delaby (INRA, Rennes).

Les éléments suivants ont également été utilisés pour les calculs des émissions de méthane :

- nombre de lactations par vache (tableau 7.1) : il passe en moyenne de 3,15 à 2,35 pour des productions laitières de 5 000 à 10 000 kg par an, ce qui correspond à un taux de renouvellement des vaches de 31,7 à 42,3% par an (H. Brossier, INZO ; communication personnelle),
- âge au premier vêlage : 30 mois (de 26 à 34 mois selon P. Paccard et L. Delaby),
- intervalle entre deux vêlages : 392 jours (H. Brossier),
- période de tarissement : 61 jours, ce qui correspond à une période de lactation de 329 jours (ou 47 semaines).

Les besoins énergétiques journaliers totaux (en UFL) des vaches laitières primipares et multipares ont donc été calculés séparément, semaine par semaine, sur une période de lactation de 47 semaines et pour des productions laitières allant de 5 000 à 10 000 kg en tenant compte des courbes de lactation indiquées dans les Tables INRA (2007).

Remarque : La démarche choisie (évaluation des émissions de méthane à partir des besoins énergétiques des animaux) entraîne une surestimation des émissions au début de la période de lactation (car les apports énergétiques réels sont inférieurs aux besoins) et une sous-estimation des émissions à partir du milieu de la lactation (car les apports réels sont supérieurs aux besoins). Le poids corporel des vaches multipares variant peu entre deux lactations, il a été admis que les deux phénomènes se compensaient.

Les besoins en énergie nette de lactation (ENL) ont été calculés en multipliant les besoins totaux pour chaque type d'animal (exprimés en UFL) par le coefficient constant 1,7 Mcal.

L'apport d'énergie métabolisable (EM) correspondant a été obtenu en divisant l'apport d'ENL par la valeur constante 0,60 qui correspond au rendement "kl" moyen d'utilisation de l'EM pour les rations utilisées en France par les vaches laitières (vérification faite par M. Vermorel).

2.3.1.2 Évaluation des facteurs de conversion Y'_m (énergie du méthane (E_{CH_4}) / 100 kcal d'EMI)

Les émissions de méthane ont été évaluées à partir de l'apport d'EM et des facteurs de conversion Y'_m calculés de façons différentes selon le mode d'alimentation des vaches.

Alimentation à l'auge : L'étude bibliographique que nous avons réalisée a montré qu'il est possible de calculer Y'_m à l'aide de l'équation de prédiction n°2 de Mills *et al.* (2003). Cette équation a été établie à partir de données obtenues en chambres respiratoires en Angleterre (à Hurley et à Reading) et en Irlande du Nord avec des vaches en lactation recevant des rations à base d'herbe, d'ensilage d'herbe ou d'ensilage de

Niveau de production (kg lait/305 j)	Poids des vaches		Nombre de lactations /vache
	Multipares (kg)	Primipares (kg)	
5 000	620	565	3,15
6 000	640	580	2,99
7 000	660	595	2,83
8 000	680	610	2,67
9 000	700	625	2,51
10 000	720	640	2,35

TAB. 7.1 – Poids moyen des vaches laitières multipares et primipares après vêlage et nombre moyen de lactations selon le niveau de production laitière.

maïs, correspondant à des rations utilisées en France. Elle permet de prédire l'émission de méthane des vaches laitières (ou Y'_m) uniquement à partir de la quantité d'EM ingérée (EMI) :

$$E_{CH_4} \text{ (MJ/j)} = 8,25 + 0,07 \text{ EMI (MJ/j)} \text{ et } Y'_m = 100 E_{CH_4} \text{ (MJ/j)} / \text{EMI (MJ/j)}.$$

Cette relation tient compte du niveau d'alimentation des vaches laitières (EMI) mais pas de la nature du concentré ni de la proportion de concentré dans la ration.

D. Sauvant et S. Giger (INRA-INAPG) ont également calculé trois équations de prédiction de Y'_m à partir d'une base de données sur vaches laitières (174 lots d'animaux) couvrant une large plage de rations et de pays d'origine.

La validité des quatre relations a été testée à l'aide des résultats d'études réalisées en chambres respiratoires en Allemagne, aux Pays-Bas, au Royaume-Uni et en France avec des vaches recevant des rations à base de foin, d'ensilage d'herbe ou d'ensilage de maïs (base de données établie à Theix sur 31 lots de vaches). La comparaison des émissions de méthane prédites et des émissions mesurées montre que l'équation de Mills *et al.* (2003) convient pour des productions laitières comprises entre 15 et 35 kg (ou davantage) et avec le type de rations utilisées en France, c'est-à-dire des rations à base d'ensilage de maïs, d'ensilage d'herbe ou de foin, avec un maximum de 50% d'aliment concentré riche en céréales. Les trois équations de prédiction établies à l'INA-PG conduisent à une sous-estimation des émissions de méthane par les vaches laitières. Ces différences pourraient s'expliquer par la présence dans la base de données de l'INA-PG, de nombreuses rations riches en concentrés amylacés ou contenant des fourrages condensés (pellets) qui réduisent les émissions de méthane.

En conséquence, il a été décidé d'utiliser l'équation n°2 de Mills *et al.* (2003) pour prédire les émissions de méthane des vaches laitières recevant les types de rations hivernales utilisées en France et produisant entre 15 kg et 35 kg de lait par jour (ou davantage). Pour les productions laitières inférieures à 15 kg/jour (fin de lactation), nous avons calculé de nouvelles valeurs de Y'_m à l'aide de l'équation suivante :

$$Y'_m = 12,5 + 0,17(15 - \text{PL moyenne}).$$

Cette relation a été établie en prenant la valeur $Y'_m = 12,5$ (calculée à l'aide de l'équation de Mills *et al.* (2003)) pour une production laitière de 15 kg/j) et la valeur 14,2 pour une production laitière de 5 kg/j (valeur établie à partir de 29 données obtenues chez des vaches en fin de lactation et en gestation, thèse de Van Es, 1961). Enfin, nous avons montré que l'équation n°2 de Mills *et al.* (2003) ne convient pas dans le cas des vaches laitières au pâturage.

Alimentation au pâturage : Au cours des quinze dernières années, des mesures d'émission de méthane par des bovins au pâturage ont été réalisées à l'aide de la méthode au SF₆ sur des vaches en lactation ou taries, des génisses ou des bouvillons. Cependant certaines données sont incomplètes (mesure peu fiable des quantités d'herbe ingérée ; pas de mesure de la digestibilité de l'herbe,...), ce qui ne permet pas de calculer les valeurs des facteurs de conversion Y_m ou Y'_m . Nous avons donc ajouté à cette base les

données obtenues en chambres respiratoires aux Pays-Bas (83 bilans), en Irlande du Nord (20 bilans) et en Nouvelle Zélande (Bruinenberg *et al.*, 2002) avec des vaches en lactation recevant de l'herbe fauchée à divers stades végétatifs. Les résultats montrent que le facteur de conversion Y'_m augmente linéairement lorsque la digestibilité de l'énergie (dE ; %) de l'herbe diminue :

$$Y'_m = -0,238 dE + 27,67 \quad N = 18 \text{ études} \quad R^2 = 0,843.$$

Compte tenu des informations fournies par René Baumont (URH, INRA, Theix) et Rémi Delagarde (UMR Lait, INRA, Rennes) sur les variations de la digestibilité de la matière organique de l'herbe pâturée par les vaches laitières au cours des saisons et selon le type de pâturage, nous avons retenu les valeurs moyennes suivantes pour les facteurs de conversion :

$$\begin{array}{ll} Y'_m = 9,3 & \text{pour les vaches laitières au pâturage d'avril à juillet;} \\ Y'_m = 10,3 & \text{pour les vaches laitières au pâturage d'août à octobre.} \end{array}$$

2.3.1.3 Évaluation des émissions individuelles de méthane aux niveaux journalier et annuel par les vaches laitières

Les émissions journalières de méthane ont été calculées semaine par semaine sur une période de 392 jours (intervalle moyen entre deux vêlages), dont 47 semaines de lactation, pour des productions laitières de 5 000 à 10 000 kg (calculées sur une durée de lactation normalisée du Contrôle Laitier = 305 jours), séparément pour les vaches primipares et multipares, en tenant compte des courbes de lactation (Tables INRA 2007) et de la production laitière au cours des semaines 45 - 46 - 47 selon la production laitière annuelle.

Les calculs ont été faits pour des vêlages ayant lieu le 1er novembre ou le 1er mai pour tenir compte des différences d'alimentation au cours de la lactation (parts respectives de l'alimentation à l'auge et au pâturage). Selon les informations fournies par P. Paccard (Institut de l'Élevage), il a été admis que les 2/3 des vêlages avaient lieu le 1er novembre et 1/3 le 1er mai.

La durée de la saison de pâturage a été évaluée en moyenne à 7 mois (du 01/04 au 31/10), et la durée d'alimentation à l'auge à 5 mois (du 01/11 au 31/03).

Les émissions hebdomadaires de méthane ont été cumulées pendant 392 jours (intervalle moyen entre deux vêlages). Les émissions annuelles ont été calculées en divisant ce total par 392 jours et en le multipliant par 365 jours. On a ainsi obtenu les émissions annuelles moyennes (ou facteur d'émission) de méthane des vaches laitières primipares ou multipares produisant de 5 000 à 10 000 kg de lait.

Nous avons montré que le facteur d'émission de méthane augmente linéairement avec la production laitière (PL) annuelle selon la relation suivante :

$$\text{CH}_4 \text{ (kg/an)} = 55,7 + 0,0098 \text{ PL} \quad R^2 = 0,999 \quad N = 7.$$

Cette relation a été utilisée pour calculer les facteurs d'émission de CH_4 pour des productions laitières supérieures à 10 000 kg et inférieures à 5 000 kg (voir le tableau 7.2).

Les facteurs d'émission de méthane étaient légèrement plus élevés (+3.5%) dans le cas des vêlages ayant lieu le 1er mai que dans le cas des vêlages ayant lieu le 1er novembre.

2.3.1.4 Évaluation des facteurs d'émission de méthane par les vaches laitières en France (tableaux 7.11 et 7.18)

L'effectif total des vaches laitières en France en 2006 était de 3 877 817 têtes (Agreste Conjoncture, novembre 2006) et la production nationale de lait était évaluée à 24,4 millions de tonnes, soit une production moyenne de 6 300 kg par vache et par lactation. Le pourcentage de vaches primipares a été pris égal à 30% dans l'ensemble du cheptel laitier. Au total 2 595 569 vaches laitières sont soumises au contrôle laitier. Leur production laitière varie de moins de 4 000 kg à plus de 12 000 kg par lactation (tableau 7.2) et est en

moyenne de 7 600 kg par lactation (pour un intervalle de 392 jours entre 2 vêlages), soit 7 100 kg/an (P. Paccard). En conséquence les 1,28 millions de vaches laitières non soumises au contrôle laitier produiraient 6,0 millions de tonnes de lait, soit une moyenne de 4 679 kg par vache et par an.

Les émissions annuelles de méthane par les vaches laitières en France ont donc été calculées

1. dans le cas des vaches soumises au contrôle laitier, pour les productions moyennes par classe définies dans le tableau 7.2 (de 3 500 à 11 100 kg/an) et en tenant compte du pourcentage de vaches primipares dans l'effectif de chaque classe ;
2. dans le cas des vaches non soumises au contrôle laitier, en calculant par extrapolation l'émission annuelle de méthane correspondant à une production laitière de 4 679 kg/an et en considérant qu'il y a 30% de primipares parmi ces 1,28 millions de vaches laitières.

Classes de production	Part dans l'effectif (%)	Nombre de vaches	Lait produit	
			(kg/vache/an)	(t/an)
PL < 4000 kg	9,56	248 055	3 500	868 192
de 4000 à 5000 kg	6,24	161 935	4 100	663 933
de 5000 à 6000 kg	10,23	265 425	5 000	1 327 125
de 6000 à 7000 kg	13,65	354 397	5 900	2 090 942
de 7000 à 8000 kg	14,82	384 750	6 800	2 616 300
de 8000 à 9000 kg	13,59	352 640	7 700	2 715 328
de 9000 à 10000 kg	10,83	281 223	8 700	2 446 640
de 10000 à 11000 kg	7,76	201 501	9 500	1 914 260
de 11000 à 12000 kg	5,10	132 340	10 500	1 389 570
> 12000 kg	8,22	213 303	11 100	2 367 663
Total	100,00	2 595 569		18 400 000

TAB. 7.2 – Répartition par classe de production laitière des 2,6 millions de vaches soumises au contrôle laitier

2.3.2 Évaluation des émissions de méthane par les vaches allaitantes

2.3.2.1 Besoins énergétiques

Les besoins énergétiques des vaches allaitantes ont été déterminés à partir des caractéristiques suivantes (voir l'exemple traité dans le tableau 7.3) :

- *Le poids vif moyen* (après vêlage) pondéré des vaches allaitantes a été calculé en tenant compte des poids moyens des vaches des principales races et des effectifs correspondants (Cf. l'ouvrage "Caractérisation technique du troupeau allaitant", J. Normand, Institut de l'Élevage, 2006). Le poids moyen retenu est de 675 kg pour les vaches multipares et de 580 kg pour les vaches primipares.
- *L'âge moyen des vaches* au 1er vêlage est de 3 ans.
- *La date moyenne de vêlage* a été fixée au 1er février.
- *La fertilité étant comprise* entre 0,80 et 0,90, la valeur de 0,85 a été retenue.
- *Le poids moyen de naissance des veaux* a été évalué à 42,3 kg.
- *La durée d'allaitement* a été fixée à 10 mois (du 1er février au 31 octobre).
- *La production laitière moyenne*, pondérée pour les différentes races, a été évaluée à 1 700 kg.

Les besoins énergétiques journaliers (en UFL) des vaches allaitantes ont été calculés à partir des données ci-dessus en additionnant les besoins d'entretien, de lactation, de gestation ainsi que les besoins liés aux déplacements des animaux au pâturage (Tables INRA 2007).

Les besoins énergétiques annuels des vaches allaitantes multipares s'élèvent en moyenne à 2 740 UFL, dont 950 UFL pendant la période d'alimentation à l'auge et 1 790 UFL correspondant à l'alimentation au pâturage. Ces valeurs sont proches de celles établies par Michel Petit (Alimentation des Bovins, Ovins et Caprins, INRA 1988). Dans le cas des vaches primipares, les besoins énergétiques annuels s'élèvent en

moyenne à 2 410 UFL, dont 843 UFL pendant la période d'alimentation à l'auge et 1 567 UFL correspondant à la période de pâturage. Pour les vaches non gestantes les besoins sont en moyenne de 1 643 UFL (dont 549 à l'auge et 1 094 au pâturage).

Les besoins en énergie nette de lactation (ENL) ont été calculés en multipliant le besoin total en UFL par 1,7 Mcal.

L'apport d'énergie métabolisable (EM) correspondant a été obtenu en divisant l'apport d'ENL par 0,60 pour l'alimentation au pâturage et 0,579 pour l'alimentation à l'auge (valeur moyenne de "kl" obtenue pour 22 rations distribuées à l'auge) (Tables INRA 2007 et Pratique de l'Alimentation des Bovins ITEB - EDE, 1989).

Stades	Périodes	Besoins en UFL/j	Besoins en UFL pour cette phase
Fin de gestation (2 mois)	décembre -janvier	6,89	6,89 x 62 = 427
Autour du vêlage (15 j)	0 - 15 février	8,05	8,05 x 15 = 121
Début d'allaitement (1,5 mois)	15/02 - 31/03	8,90	8,90 x 45 = 400
Période de reproduction (1 mois)	avril	9,29	9,29 x 30 = 279
Milieu de lactation (3 mois)	mai, juin, juillet	7,30	7,3 x 91,5 = 668
Fin de lactation (3 mois)	août, sept, oct	6,9	6,9 x 91,5 = 631
Tarissement (1 mois)	novembre	7,0	7,0 x 30 = 210

TAB. 7.3 – Exemple de calcul des besoins annuels en UFL d'une vache allaitante de 675 kg

2.3.2.2 Calcul des facteurs de conversion Y'_m (E_{CH_4} / 100 kcal d'EMI)

Cas de l'alimentation à l'auge : Le rationnement hivernal des vaches allaitantes étant très diversifié selon les régions et variable selon la rigueur de l'hiver, la portance du sol, etc. (Jacques Agabriel, INRA Theix), nous avons calculé les valeurs de Y_m (E_{CH_4} / 100 kcal d'énergie brute ingérée) et de Y'_m (E_{CH_4} / 100 kcal d'EMI) pour 22 rations indiquées comme exemples d'alimentation hivernale dans l'ouvrage des Tables INRA (2007) et dans l'ouvrage de l'ITEB et des EDE (Pratique de l'Alimentation des Bovins, 1989).

Y_m a été prédit à l'aide de deux équations établies à partir des données de 132 lots de vaches laitières recevant en majorité des rations à base de foin (Vermorel et Bouvier, 1978 cité dans Vermorel, 1978). La première équation repose sur les teneurs en cellulose brute (CB) et en matières azotées totales (MAT) et sur le niveau d'alimentation. La seconde équation utilise les variables MAT, digestibilité de l'énergie (DE) et niveau d'alimentation. L'énergie urinaire (Eu en % EBI) a été prédite à l'aide de deux équations prenant en compte les mêmes critères (Vermorel et Bouvier, 1978), ce qui a permis de calculer EMI (en % EBI) puis Y'_m . Dans chaque cas on a utilisé la moyenne des valeurs données par les deux équations.

Les 22 rations mentionnées ci-dessus se décomposaient en onze rations à base de foin de plus ou moins bonne qualité, huit rations à base d'ensilage d'herbe + foin, et trois rations composées d'ensilage de maïs et de foin ou de paille. L'apport de concentré était toujours inférieur à 10%. Cette répartition des rations correspond assez bien à celles qui sont utilisées en France selon les régions.

Les valeurs calculées de Y'_m se situent entre 13,5 et 14,5 pour les rations à base d'ensilage d'herbe de bonne qualité (0,80 UFL/kg MS) + foin, et d'ensilage de maïs + paille ou foin. Elles vont de 14,6 à 16,5 avec les rations à base de foin selon la qualité du foin. La valeur moyenne de Y'_m est de $14,94 \pm 0,88$ pour l'ensemble des rations étudiées. Il a donc été décidé d'utiliser la valeur de $Y'_m = 15,0$ pour les rations hivernales.

Cas de l'alimentation au pâturage : Suite à la recherche bibliographique effectuée sur les émissions de méthane par les bovins au pâturage ou recevant de l'herbe à l'auge et aux indications de R. Baumont (INRA) sur les variations de la digestibilité de l'herbe au cours de la saison de pâturage (voir ci-dessus), il a été convenu de prendre une valeur moyenne de Y'_m égale à 12,0.

2.3.2.3 Évaluation des facteurs d'émission de méthane par les vaches allaitantes en France (tableaux 7.11, 7.12 et 7.18)

Les facteurs d'émission de méthane s'élèvent à 77,63 kg par vache allaitante multipare, à 73,50 kg par vache primipare et 45,40 kg par vache non fécondée.

Le taux de renouvellement des vaches allaitantes a été pris égal à 22% et le taux de vaches non fécondées à 15% de l'effectif.

L'effectif des vaches allaitantes en France utilisé pour calculer les émissions annuelles totales était de 4 077 000 têtes en 2006 (Agreste Conjoncture, novembre 2006).

2.3.3 Évaluation des émissions de méthane par les bovins en croissance et à l'engrais

2.3.3.1 Définition des différentes catégories d'animaux en croissance et à l'engrais

Pour pouvoir apporter le maximum de précision dans l'évaluation des émissions de méthane par les bovins en croissance et à l'engrais et envisager ultérieurement les effets des variations des types de production, nous avons repris les catégories définies par M. Vermorel (1995) et nous avons établi la correspondance avec les catégories définies dans la base RICA (tableau 7.4). Nous avons complété la base par une catégorie supplémentaire correspondant à une production nouvelle : des taurillons de races laitières ou allaitantes recevant des rations comportant plus de 80% d'aliment concentré à base de céréales et du foin ou de la paille (rations "sèches" ou rations de type "feedlot"). Les taurillons sont alors abattus en moyenne à l'âge de 17 mois.

Catégories utilisées dans l'étude	Catégories de la base RICA
Génisses, races laitières, futures reproductrices	927 Génisses d'élevage de 2 ans et plus
Génisses, races allaitantes, futures reproductrices	927 Génisses d'élevage de 2 ans et plus
Génisses, races laitières, production de viande	928 Génisses de boucherie de 2 ans et plus
Génisses, races allaitantes, production de viande	928 Génisses de boucherie de 2 ans et plus
Broutards et broutardes	932 Broutards
Taurillons de races laitières	935 Bovins mâles de 1 à 2 ans, gras
Taurillons de races à viande	935 Bovins mâles de 1 à 2 ans, gras
Taurillons recevant des "rations sèches"	935 Bovins mâles de 1 à 2 ans, gras
Taureaux de 2 ans	935 Bovins mâles de 1 à 2 ans, gras
Taureaux reproducteurs	936 Taureaux reproducteurs de 2 ans et plus
Bœufs de 40 mois	937 Autres bovins mâles de 2 ans et plus

TAB. 7.4 – Correspondance entre les catégories d'animaux en croissance et à l'engrais utilisées dans l'étude et dans la base RICA

2.3.3.2 Évaluation des effectifs d'animaux en croissance et à l'engrais

Les effectifs indiqués dans les statistiques d'Agreste correspondent aux nombres d'animaux recensés dans les principales catégories à un moment donné de l'année. Ils ne correspondent pas toujours au nombre d'animaux produits au cours de l'année (cas des veaux de boucherie abattus à l'âge de 4 à 6 mois) et ne tiennent pas nécessairement compte des nombres d'animaux exportés ou importés (cas des broutards et broutardes). De plus les effectifs sont parfois détaillés par tranche d'âge (par exemple : génisses de 1 à 2 ans) mais pas pour d'autres catégories dont les périodes d'élevage sont regroupées (par exemple : "Autres femelles de moins d'un an").

Afin d'établir un bilan complet des effectifs d'animaux pour l'ensemble des catégories que nous avons définies, nous avons sollicité la collaboration de Michel Lherm (INRA, Theix) pour les catégories "jeunes bovins" et "agneaux de boucherie". À l'aide des diverses informations disponibles sur la productivité

numérique et le taux de renouvellement des mères, les importations, les exportations, les statistiques d'abattage, etc., nous avons pu évaluer les effectifs d'animaux des diverses catégories et vérifier la validité de ces évaluations par recoupement des données. Ainsi, les effectifs des veaux de races laitières et de races allaitantes dans les différents types de productions ont pu être répartis selon les indications du tableau 7.5.

Catégories	Effectifs
Veaux de boucherie	1 748 000
Génisses, races laitières, futures reproductrices, vêlage à 30 mois	1 227 000
Génisses, races allaitantes, futures reproductrices, vêlage à 36 mois	1 040 000
Génisses, races laitières, production de viande, abattage à 27 mois	194 000
Génisses, races allaitantes, production de viande, abattage à 26 mois	291 000
BROUTARDS exportés à l'âge de 10 mois	925 000
BROUTARDES exportées à l'âge de 10 mois	163 000
Taurillons de races laitières, abattus à l'âge de 17 mois, rations classiques	215 000
Taurillons de races laitières, abattus à l'âge de 17 mois, rations "sèches"	35 000
Taurillons de races à viande, abattus à l'âge de 17 mois, rations classiques	450 000
Taurillons de races à viande, abattus à l'âge de 17 mois, rations "sèches"	65 000
Taureaux de 2 ans	135 000
Taureaux futurs reproducteurs	50 000
Bœufs de 40 mois	250 000

TAB. 7.5 – Répartition des effectifs de veaux élevés chaque année selon le type de production

2.3.3.3 Démarche utilisée pour évaluer les émissions de méthane des bovins en croissance et à l'engraissement

Les caractéristiques zootechniques des jeunes bovins au sein de chaque catégorie (courbe de croissance, vitesse de croissance, âge et poids à l'abattage, âge et poids au vêlage, ...) ont permis de calculer les apports énergétiques recommandés à partir des Tables de l'INRA (2007) et de discussions avec les collègues zootechniciens de l'INRA et de l'Institut de l'Élevage.

La démarche utilisée pour les bovins en croissance ou à l'engrais est la même que celles utilisées pour les vaches laitières et les vaches allaitantes. Les apports énergétiques recommandés en UFL ou UFV ont été transformés en énergie nette lait ($ENL = UFV \times 1,7 \text{ Mcal}$) ou en énergie nette d'entretien et de production de viande ($ENEV = UFV \times 1,82 \text{ Mcal}$), puis en énergie métabolisable en divisant l'apport en ENL par 0,59 et l'apport en ENEV par 0,62. En effet, les calculs effectués sur 6 rations destinées à des génisses montrent que le rendement "kl" est en moyenne égal à $0,591 \pm 0,008$ (fourchette de 0,582 à 0,602) (Cf. l'ouvrage "Alimentation des bovins, ovins et caprins", 1988, page 209). Par ailleurs, pour 12 rations destinées à des taurillons Pie-Rouge (GMQ = 1,2 kg/j) et Charolais (GMQ = 1,6 kg/j) le rendement "kmf" est en moyenne égal à $0,618 \pm 0,013$ (fourchette de 0,597 à 0,635) (Cf. les exemples de rations dans les ouvrages "Alimentation des bovins, ovins et caprins, 1988"; "Alimentation des bovins, INRA, 1984" et "Pratique de l'Alimentation des bovins, ITEB-EDE, 1989").

Les émissions de méthane ont été calculées à partir des quantités d'EM ingérées à l'aide de deux équations de prédiction :

1. l'équation quadratique de Sauvante et Giger (2007) issue de 392 "traitements" qui permet de prédire Y'_m à partir du pourcentage de concentré dans la ration et du niveau d'ingestion (kg de MSI / 100kg de poids vif) ;
2. l'équation 1b de Ellis *et al.* (2007) issue de 83 "traitements" qui permet de prédire l'énergie perdue sous forme de méthane (MJ/j) à partir de la quantité d'EM ingérée.

En raison des limites de ces deux équations (base de données incluant plusieurs espèces animales, des rations très riches en aliments concentrés et des rations contenant des fourrages condensés dans le cas de l'équation de Sauvante et Giger (2007) ; rations nord-américaines seulement dans le cas de l'équation 1b de

Ellis *et al.* (2007)), nous avons décidé d'établir une nouvelle équation de prédiction correspondant mieux aux rations utilisées en France par les bovins en croissance et à l'engrais.

Établissement d'une nouvelle équation de prédiction des émissions de méthane Nous avons constitué une base de données comportant 63 "traitements" représentatifs des rations à base de foin, d'ensilage d'herbe, d'ensilage de maïs majoritairement utilisées en France, et des rations de type "feedlot" pouvant correspondre à certaines rations "sèches" utilisées parfois en France. Les résultats de plusieurs études n'ont pas pu être retenus dans cette base de données car les mesures d'émission de méthane n'avaient pas été faites dans des conditions satisfaisantes ou la digestibilité des rations n'était pas connue. Le graphique représentant les variations de Y'_m en fonction du CUD de l'énergie (Figure 7.6) montre que les données correspondant aux rations "sèches" doivent être traitées séparément. Nous avons donc constitué deux fichiers pour établir les équations de prévision de Y'_m : un fichier "rations classiques" et un fichier "rations sèches".

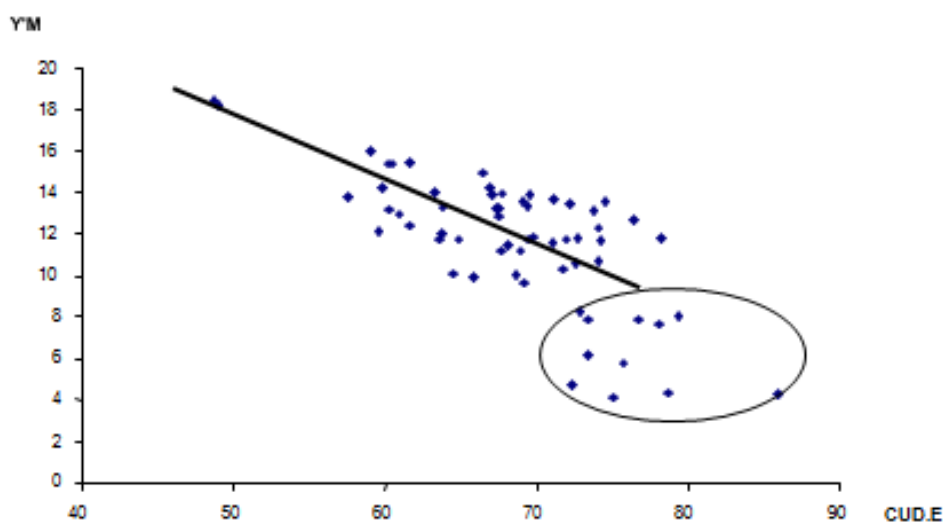


FIG. 7.6 – Évolution de Y'_m en fonction de la digestibilité de l'énergie de la ration (la droite de régression a été établie en excluant les points correspondant aux rations de type "feedlot" qui sont tous localisés dans l'ellipse)

Cas des rations "classiques" distribuées à l'auge. Plusieurs équations de prédiction, linéaires ou quadratiques ont été calculées. Le pourcentage de concentré et le niveau d'ingestion ou le niveau d'alimentation n'étaient pas significatifs. L'équation de prédiction la plus précise pour les rations "classiques" est la suivante :

$$E_{CH_4} \text{ (MJ)} = 0,38 + 0,123 \text{ EMI (MJ)} \quad R^2 = 0,64 \quad \text{ETR} = 1,20 (\pm 30\text{L de méthane/j}).$$

Le graphique représentant les variations de E_{CH_4} prédit en fonction de E_{CH_4} mesuré (Figure 7.7) montre que les droites de régression correspondant à la nouvelle équation de prédiction et celle de Sauvant et Giger (2007) se superposent. Toutes deux surestiment légèrement les émissions de méthane pour des valeurs de E_{CH_4} inférieures à 8 MJ par jour (environ 200 L CH_4 /j) et les sous-estiment au-delà de 200 L CH_4 /j. Les résidus sont en moyenne plus importants avec l'équation de Sauvant et Giger (2007) qu'avec la nouvelle équation.

L'équation de prédiction de Ellis *et al.* (2007) est beaucoup moins précise que les deux précédentes : la sous-estimation est plus importante et les résidus sont plus grands.

Compte-tenu de ces résultats, il a été décidé d'utiliser la nouvelle équation de prédiction qui ne prend en compte que la quantité d'EM ingérée par les animaux et ne nécessite donc pas d'informations sur la com-

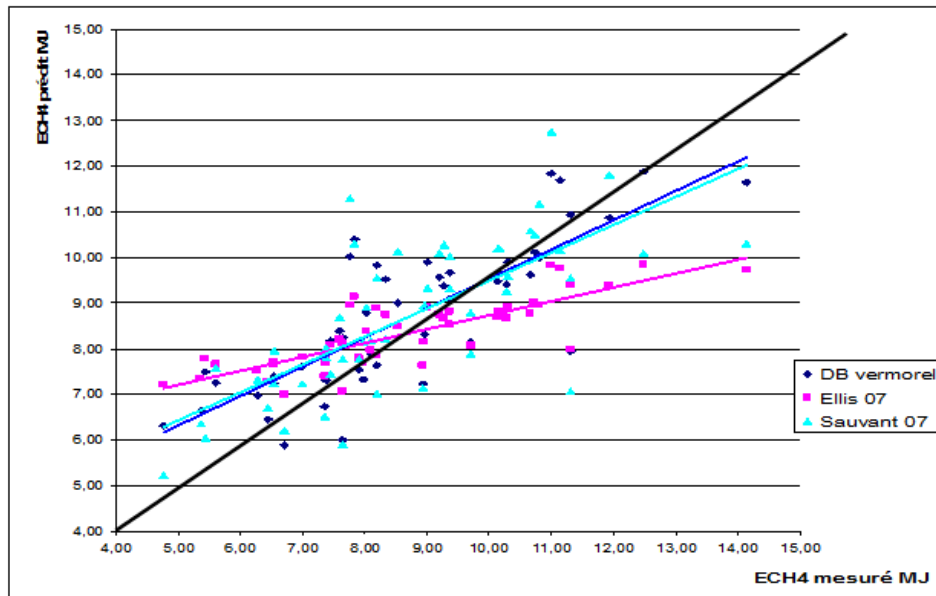


FIG. 7.7 – Régressions entre E_{CH_4} prédit par différentes équations et E_{CH_4} mesuré

position des rations (pourcentage de concentré dans la ration et niveau d’ingestion). *Toutefois, l’équation de Sauvant et Giger (2007) pourra être utilisée si l’on veut faire des simulations pour étudier les effets du pourcentage de concentré dans la ration ou du niveau d’ingestion sur les émissions de méthane par les bovins en croissance ou à l’engrais.*

Rations “sèches” (rations de type “Feedlot”). Ces rations comportent généralement 80 à 90% d’aliments concentrés à base de céréales et sont distribuées à des niveaux d’alimentation élevés à des bovins à l’engrais ayant un potentiel de croissance important. Les processus fermentaires sont alors fortement affectés, les interactions digestives sont importantes et les émissions de méthane sont réduites de manière significative. Les pertes d’énergie sous forme de méthane représentent de 2 à 3,5% de l’énergie brute ingérée et elles diminuent fortement lorsque le niveau d’alimentation augmente (Branine et Johnson, 1990). Parmi les travaux publiés, beaucoup ne précisent pas la digestibilité des rations qu’il est absolument nécessaire de connaître pour calculer Y'_m . Nous avons donc décidé d’utiliser la valeur moyenne des données disponibles ($Y'_m = 5,0$) qui correspond également au résultat obtenu à l’INRA par Cécile Martin et al. (2007) avec une ration similaire.

Alimentation au pâturage. Comme pour les vaches allaitantes, la valeur moyenne $Y'_m = 12,0$ a été utilisée pour calculer les émissions de méthane par les jeunes bovins au pâturage.

2.3.3.4 Évaluation des émissions annuelles de méthane par les bovins en croissance et à l’engrais en France (tableaux 7.13 et 7.18).

Les émissions de méthane par animal pendant la période d’élevage (de la naissance au premier vêlage ou de la naissance à l’abattage etc...) ont été calculées par période (alimentation à l’auge ou alimentation au pâturage) pour chaque catégorie d’animaux, en tenant compte de l’évolution des besoins énergétiques en fonction du poids, du gain de poids et du facteur de conversion Y'_m correspondant. Les facteurs d’émission moyens (kg de méthane émis par animal et par an) ont été ensuite calculés pour la totalité de la période d’élevage. Les effectifs d’animaux de chaque catégorie pris en compte pour le calcul des émissions annuelles de méthane sont ceux correspondant aux nombres d’animaux de chaque catégorie présents au cours de l’année. Par exemple, dans le cas des taureaux abattus à l’âge de 2 ans l’effectif correspond au nombre d’animaux de cette catégorie âgés de 0 à 2 ans. Les effectifs de bovins en croissance, ainsi que les

émissions moyennes de méthane par animal et par an et les émissions annuelles de méthane pour chaque catégorie d'animaux sont indiqués dans le tableau 7.13.

2.4 Émissions de CH₄ par les ovins

2.4.1 Évaluation des effectifs des diverses catégories d'ovins

Comme pour les bovins, les effectifs d'ovins indiqués dans les statistiques de Agreste correspondent aux nombres d'animaux recensés dans les principales catégories à un moment donné de l'année. Ils ne correspondent pas toujours aux types de production retenus (exemple : "Autres brebis") et au nombre d'animaux produits au cours de l'année (agneaux de boucherie abattus à l'âge de 3 à 5 mois), et ne tiennent pas nécessairement compte des nombres d'animaux exportés ou importés (cas des agneaux par exemple). Pour établir un bilan complet des effectifs d'ovins pour l'ensemble des catégories que nous avons définies, nous avons demandé la collaboration de Michel Lherm (INRA, Theix). À l'aide des diverses informations fournies par Marc Benoit, François Bocquier, Gabriel Laignel et Sophie Prache (INRA) sur la productivité numérique et le taux de renouvellement des brebis, les importations, les exportations, les abattages, etc., nous avons pu évaluer les effectifs d'animaux des diverses catégories et vérifier la validité de ces évaluations par recoupement des données (tableau 7.6).

Catégories d'ovins	Effectifs (× 1000)
Brebis laitières (taux de renouvellement de 27% par an)	1 334,716
Brebis allaitantes (taux de renouvellement de 17% par an)	4 590,146
Béliers (y compris les jeunes béliers de remplacement)	174,473
Agnelles, futures brebis laitières (agnelage à 13 mois)	360,000
Agnelles, futures brebis allaitantes (agnelage à 15 mois)	781,948
Agneaux de boucherie (évalué avec une productivité numérique de 1,05)	
Agneaux exportés (bilan net) :	391,000
Agneaux engraisés en France :	4 700,000
dont : Agneaux de races herbagères, engraisés à l'herbe sans concentré	235,000
Agneaux de races herbagères, engraisés à l'herbe avec concentré	945,000
Agneaux de races herbagères, engraisés en bergerie	1 175,000
Agneaux de races rustiques, engraisés en bergerie	2 350,000

TAB. 7.6 – Effectifs des ovins dans les diverses catégories utilisées pour l'évaluation des émissions annuelles de méthane

2.4.2 Évaluation du facteur d'émission de méthane par les brebis laitières (tableau 7.14)

2.4.2.1 Besoins énergétiques

Ils ont été évalués à partir des Tables INRA (2007) et des indications fournies par François Bocquier (INRA) sur le poids, la prolificité, la production laitière et l'alimentation des brebis de races Lacaune, Pyrénées Atlantiques et Corses. La brebis représentative de la population française des brebis laitières a un poids de 70 kg, une prolificité de 1,3 agneau et une production laitière de 220 kg. Elle agnelle le 01/12 et est traitée du 01/01 au 15/06. Elle reçoit une alimentation à l'auge du 01/12 au 15/04 et sa ration est constituée de 80% de foin et de 20% de concentré. Pendant le pâturage, qui s'étale du 15/04 au 01/12, elle reçoit un peu de concentré en période de lactation et du foin ainsi qu'un peu de concentré du 15/10 au 01/12 (fin de gestation).

Les besoins énergétiques totaux en UFL par jour ont été calculés semaine par semaine en ajoutant les besoins d'entretien, de gestation, de lactation, de déplacements au pâturage, conformément au tableau d'apports recommandés au cours de l'année fourni par François Bocquier (INRA). Les besoins de lactation

tiennent compte de l'évolution de la production laitière et de la composition du lait. Les besoins en EM ont été calculés en multipliant les besoins en UFL par 1,7 puis en divisant par le facteur "kl" égal à 0,60.

2.4.2.2 Calcul des facteurs de conversion Y'_m

Comme pour les bovins, nous avons distingué l'alimentation à l'auge de celle au pâturage pour le calcul du facteur de conversion Y'_m .

Alimentation à l'auge : Faute de données bibliographiques complètes sur les émissions de méthane par les brebis laitières au cours de la lactation, il a été convenu d'utiliser les valeurs de Y'_m obtenues en chambres respiratoires avec des brebis laitières en 2ème et 5ème semaines de lactation, puis taries, recevant une ration classique de la bergerie de l'INRA de Theix, composée de 70% de foin et 30% de concentré à base de céréales. Dans ce cas, la valeur de Y'_m était en moyenne égale à 12,3 (Vermorel et al. 1983).

Alimentation au pâturage : Il existe très peu de données complètes et fiables sur les émissions de méthane par les ovins au pâturage mesurées par la méthode au SF₆ ou sous tunnel ventilé. On note en particulier un manque d'informations sur les quantités d'herbe ingérée et la digestibilité de l'herbe. C'est pourquoi nous avons exploité les données obtenues en chambres respiratoires avec des moutons recevant de l'herbe fauchée. Les résultats obtenus dans 8 études réalisées avec 18 rations montrent que (comme chez les bovins) Y'_m augmente quand la digestibilité (dE) de l'herbe diminue :

$$Y'_m = -0,150dE + 21,89 \quad N = 18 \quad R^2 = 0,585.$$

Pour des valeurs de dE comprises entre 60 et 76%, les valeurs de Y'_m sont proches de celles observées chez les bovins. C'est pourquoi nous avons retenu pour les brebis laitières et les brebis allaitantes au pâturage la valeur $Y'_m = 12,0$ déjà utilisée pour les vaches allaitantes et les jeunes bovins en pâturage extensif.

2.4.2.3 Évaluation des facteurs d'émission de méthane par les brebis laitières en France (tableau 7.14)

Le facteur d'émission des brebis laitières a été évalué en moyenne à 14,36 kg par brebis et par an, ce qui représente une émission annuelle totale de 19 176 tonnes de méthane par 1 335 000 brebis laitières.

2.4.3 Évaluation du facteur d'émission de méthane par les brebis allaitantes (tableau 7.14)

Les émissions de méthane par les brebis allaitantes ont été calculées à partir des Tables INRA (2007) et des informations fournies par Gabriel Laignel et Marc Benoit (Économie, INRA Theix). La brebis représentative des brebis allaitantes, de races herbagères ou rustiques, a un poids vif de 65 kg, une prolificité de 1,3 agneau, une productivité numérique de 1,1 agneau élevé ou vendu par an, et une production laitière permettant un gain de poids de la portée de 360 g/j au cours du premier mois (250 à 300 g/agneau). Les brebis sont taries après 10 à 12 semaines de lactation, sauf exception (cas des agneaux d'herbe élevés sous la mère).

Environ 65% des brebis allaitantes agnellent en fin d'hiver (date retenue dans cette étude : 01/03). Elles allaitent en moyenne pendant 6 semaines en bergerie, puis pendant 4 à 6 semaines au pâturage. Elles sont rentrées en bergerie le 01/12 où elles reçoivent un foin de bonne qualité et du concentré (50 kg/brebis/an) au cours des 6 dernières semaines de gestation et au cours de la lactation, ce qui correspond approximativement à une ration composée de 80% de foin de bonne qualité et de 20% de concentré.

Les autres brebis allaitantes (35%) agnellent en automne (date choisie : 01/11). Elles sont rentrées en bergerie le 15/10, soit 2 semaines avant la mise-bas, et reçoivent un foin de bonne qualité et du concentré pendant la fin de la gestation et toute la période de lactation (10 à 12 semaines). Après le tarissement, elles sont alimentées avec un foin de qualité moyenne à médiocre jusqu'à la mise au pâturage (mi-avril) où elles peuvent alors reconstituer leurs réserves corporelles avant la mise à la lutte le 1/06.

Les besoins énergétiques totaux (UFL/j) ont été calculés semaine par semaine en additionnant les besoins d'entretien, de gestation, de lactation, et les dépenses supplémentaires correspondant aux déplacements

au pâturage. Les besoins en UFL ont été convertis en EN en multipliant par 1,7. La conversion en EM est obtenue en divisant EN par "kl" égal à 0,60.

Évaluation de Y'_m : Les valeurs utilisées pour l'alimentation au pâturage, d'une part, et l'alimentation à l'auge en période de lactation, d'autre part, sont les mêmes que celles utilisées pour les brebis laitières puisque les rations sont voisines. Après la période de tarissement les brebis en bergerie reçoivent généralement un foin de qualité moyenne à médiocre correspondant à une valeur de Y'_m voisine de 15,0 déjà retenue pour les vaches taries (voir ci-dessus, 2.3.1.2). En fin de gestation les brebis présentes en bergerie reçoivent un foin de bonne qualité et du concentré en quantité croissante. Nous avons alors utilisé pour cette période des valeurs de Y'_m allant de 14,0 à 12,3.

Le facteur d'émission des brebis allaitantes est en moyenne de 11,0 kg par animal, soit 50 556 tonnes de méthane produit par les brebis allaitantes dont l'effectif total est évalué à 4 590 000 têtes.

2.4.4 Évaluation des émissions de méthane par les agnelles, futures reproductrices (tableau 7.14)

Agnelles de races laitières : La mise-bas des brebis a lieu à la fin de l'automne (01/12) en bergerie. L'allaitement dure un mois. Ensuite les agnelles reçoivent ad libitum, pendant un mois, un régime composé de 15% de foin de bonne qualité et 85% de concentré ($Y'_m = 3,6$). Le pourcentage de concentré est alors réduit à 50% ($Y'_m = 10,4$ Vermorel *et al.*, 2008). Les agnelles vont au pâturage vers la mi-avril, et les facteurs de conversion retenus sont les suivants :

$Y'_m = 9,3$	jusqu'à fin mai,
$= 11,3$	en juin et juillet,
$= 12,1$	en septembre,
$= 12,7$	en octobre.

Les agnelles sont mises à la lutte à l'âge de 8 mois, début août, rentrées en bergerie à la mi-novembre et mettent-bas fin décembre ou début janvier. En fin de gestation elles reçoivent un foin de bonne qualité et de l'aliment concentré (Y'_m évalué à 12,0).

Agnelles de races allaitantes : Les mises-bas ont lieu en majorité à la fin de l'hiver (de janvier à mars) en bergerie. L'allaitement dure de 10 à 12 semaines et les émissions de méthane par les jeunes agnelles sont négligeables pendant cette période. À la mi-mai les agnelles sevrées vont au pâturage où elles reçoivent du concentré jusqu'à fin juillet ($Y'_m = 9,5 - 10,5$ puis 11,3 pour chaque mois). Les valeurs de Y'_m pendant le pâturage en août et septembre ont été de 12,1 et de 12,7 en octobre. Les agnelles sont rentrées en bergerie au début de novembre et sont mises à la lutte au début de janvier à l'âge moyen de 10 mois. Elles reçoivent un foin de bonne qualité ($Y'_m = 14,0$) jusqu'à la mi-avril. À cette période elles vont au pâturage ($Y'_m = 9,3$) jusqu'à la mise-bas, début juin.

Besoins énergétiques : Les valeurs des besoins partiels (entretien, croissance, gestation) ont été tirées des Tables INRA (2007). Les besoins totaux (en UFL) ont été calculés semaine par semaine puis convertis en EM en multipliant par 1,7 puis en divisant par "kl" égal à 0,60. Les valeurs de Y'_m utilisées pour chaque période d'élevage ont été indiquées ci-dessus.

L'émission de méthane de la naissance au premier agnelage est en moyenne de 7,5 kg pour les agnelles de race laitière (agnelage à l'âge de 13 mois) et de 9,3 kg pour les agnelles de race allaitante (agnelage à l'âge de 15 mois). Ces valeurs ont été retenues comme facteurs d'émission puisque les durées d'élevage sont proches d'un an et qu'à peu près les mêmes effectifs d'agnelles sont élevés chaque année. L'émission totale de méthane par les agnelles (futures reproductrices) a été évaluée en multipliant ces facteurs d'émission par les effectifs d'agnelles. Elle s'élève à 9 985 tonnes, soit 14,3% de l'émission annuelle des brebis laitières et allaitantes.

2.4.5 Évaluation des émissions de méthane par les agneaux de boucherie (tableau 7.14)

2.4.5.1 Définition des types d'agneaux de boucherie

Les quatre types de production d'agneaux de boucherie indiqués par Marc Benoit, François Bocquier, Gabriel Laignel et Sophie Prache (INRA) ont été distingués selon le mode d'élevage et d'engraissement :

- (i) les agneaux de races allaitantes herbagères, mâles, simples, à potentiel de croissance élevé, nés à la fin de l'hiver, élevés sous la mère à l'herbe jusqu'à l'abattage (à 120 jours) sans recevoir de concentré. Ils ne représentent que 5% environ de l'effectif total des agneaux ;
- (ii) les agneaux de races allaitantes herbagères, mâles ou femelles, simples ou doubles, nés à la fin de l'hiver, à potentiel de croissance élevé ou modéré, élevés à l'herbe, sevrés à l'âge de 12 semaines, engraisés à l'herbe avec du concentré en nourrisseur (40 kg par agneau). Ils sont abattus à l'âge de 5,5 mois et au poids de 40 kg en moyenne. Ils représentent environ 20% de l'effectif total ;
- (iii) les agneaux de races allaitantes herbagères, mâles ou femelles, simples ou doubles, nés à la fin de l'hiver, à potentiel de croissance élevé ou modéré, élevés à l'herbe, sevrés à l'âge de 10 semaines, engraisés en bergerie avec 65 kg de concentré par agneau. Ils sont abattus à l'âge de 140 jours et au poids de 42 kg en moyenne. Ils représentent 25% de l'effectif total des agneaux ;
- (iv) les agneaux de races allaitantes rustiques, mâles ou femelles, simples ou doubles, nés à la fin de l'hiver ou en automne, à potentiel de croissance modéré, élevés à l'herbe (ou en bergerie), sevrés à l'âge de 10 semaines, engraisés en bergerie avec 65 kg de concentré par agneau. Ils sont abattus à l'âge de 5,0 - 5,5 mois et au poids de 40 kg en moyenne. Ils représentent 50% de l'effectif total des agneaux. C'est le cas également de la plupart des agneaux de races laitières.

2.4.5.2 Besoins énergétiques des agneaux de boucherie

Les besoins journaliers totaux (en UFV) évalués en fonction du potentiel de croissance, du sexe, du poids et du gain de poids des agneaux sont tirés des Tables INRA (2007). Les gains de poids moyens quotidiens de ces agneaux ainsi que les besoins en UFV sont indiqués pour des plages de poids de 5 kg dans les tableaux correspondants. Les apports d'UFV par le lait sont calculés à partir de la quantité de lait ingéré et de la valeur énergétique (UFV) du lait de brebis (voir ci-dessous). L'apport d'UFV par les aliments solides est calculé par différence entre les besoins totaux et les apports par le lait maternel.

Valeur énergétique (UFV) du lait de brebis : elle a été calculée de la façon suivante :

Énergie brute : 1 200 kcal/kg ; CUD de l'énergie : 98% ; Énergie urinaire : 3% ; EM = 95% de l'énergie brute ; EM du lait = $1\ 200 \times 0,95 = 1\ 140$ kcal /kg.

Dans le système UFV, 2/3 de l'énergie est utilisé pour l'entretien (avec un rendement de 85% dans le cas du lait) et 1/3 pour la croissance et l'engraissement (avec un rendement de 70% dans le cas du lait).

$$\text{EN entretien} = 1140 \times 0,667 \times 0,85 = 646 \text{ kcal}$$

$$\text{EN croissance} = 1140 \times 0,333 \times 0,70 = 266 \text{ kcal}$$

$$\text{ENEV} = 646 + 266 = 912 \text{ kcal};$$

Valeur UFV moyenne du lait de brebis : $912 / 1\ 820 = 0,50$ UFV/kg de lait.

2.4.5.3 Estimation des valeurs de Y'_m utilisées pour les aliments solides

- Dans le cas des agneaux élevés et engraisés sous la mère au pâturage, sans concentré, et abattus à l'âge de 120 jours, la consommation d'herbe et la production de méthane étant faibles, on a utilisé les mêmes valeurs de Y'_m que pour les brebis ou les agnelles.
- Pour les agneaux sevrés, engraisés au pâturage avec distribution de concentré au nourrisseur (40 kg/ agneau), la part de l'herbe dans la ration devient de plus en plus importante au cours de la période

d'élevage. On a évalué qu'elle passait de 15 à plus de 50% de la MS ingérée. La valeur de Y'_m étant de 10,4 chez des agneaux recevant une ration composée de 50% de foin de bonne qualité et 50% de concentré (Vermorel et al. 2008), nous avons proposé d'utiliser une valeur de Y'_m croissant progressivement de 4 à 10 entre mai et fin juillet.

- Dans le cas des régimes distribués ad libitum en bergerie (15% de bon foin et 85% de concentré à base de céréales), nous avons décidé d'utiliser $Y'_m = 3,6$ qui correspond à la valeur obtenue en chambres respiratoires avec des agneaux de 25 à 35 kg recevant ce type de régime (Vermorel et al. 2008).

2.4.5.4 Évaluation des facteurs d'émission du méthane par les agneaux de boucherie (tableau 7.14)

Les émissions de méthane par les agneaux de boucherie de chacune des quatre catégories définies ci-dessus ont été calculées pour la période allant de la naissance à l'abattage à l'âge de 4 à 5,5 mois. Nous les avons appelées "facteurs d'émission" puisqu'il s'agit de l'émission de méthane par agneau et par an.

Le facteur d'émission est très variable selon le mode d'élevage et d'engraissement des agneaux de boucherie. Il évolue de 0,77 kg pour les agneaux de race herbagère engraisés en bergerie à 1,5 kg pour les agneaux de race herbagère engraisés à l'herbe avec distribution d'aliment concentré.

L'émission totale annuelle de méthane par les agneaux de boucherie s'élève à 4 670 tonnes pour un effectif global de 4 700 000 têtes.

2.5 Évaluation des émissions de méthane par les caprins (tableau 7.15)

Les effectifs des caprins ont été très stables depuis 2001. L'estimation de 2007 correspond à la moyenne des effectifs rapportés de 2001 à 2006 (sources Agreste).

Les chèvres en lactation ont un poids vif moyen de 65 kg, produisent en moyenne 650 kg de lait à 35 g de taux butyreux par an. Ce calcul est effectué à partir de l'estimation de la collecte nationale et non à partir des résultats du contrôle laitier, ce dernier ne portant que sur 300 000 chèvres dont la production est très supérieure (800 kg/chèvre) à la moyenne nationale.

Les chevrettes ont été regroupées en une population de 0 à 1 an. Leur rumen n'est fonctionnel que pendant 10 mois ce qui a conduit à évaluer la production de méthane pendant cette seule période. Elles pèsent en moyenne 40 kg à l'âge d'un an. Le poids vif moyen des boucs a été évalué à 90 kg et celui des caprins divers à 60 kg.

Les émissions de méthane ont été calculées à l'aide de l'équation de prédiction suivante établie à partir de 37 mesures publiées d'émission de méthane par différents types de caprins, en lactation ou non.

$$E_{CH_4} \text{ (Mcal/J)} = 0,091 \text{ PL}_{35} + 0,0055 \text{ PV} \quad (\text{etr} = 0,09 \text{ Mcal/j})$$

avec PL_{35} = production de lait à 35 g de TB (kg) ; PV = poids vif des animaux (kg).

Compte tenu des effectifs et des émissions de méthane de chaque catégorie d'animaux, l'émission totale de méthane par les caprins représente environ 17% de celle des ovins et 1,2% de celle des bovins.

2.6 Évaluation des émissions de CH_4 par les équins

2.6.1 Catégories et effectifs des équins

Comme dans le cas des bovins en croissance et à l'engrais, pour pouvoir apporter le maximum de précision dans l'évaluation des émissions de méthane par les équins et envisager ultérieurement les effets des variations des types de production, nous avons repris et complété les catégories définies par Vermorel (1997), en distinguant la catégorie des chevaux de courses parmi les chevaux de sport et de loisirs.

Les évaluations des effectifs d'équins faites en novembre 2007 par William Martin-Rosset (INRA), membre du Comité Scientifique des Haras, sont très supérieures aux effectifs indiqués par la base d'Agreste (2006).

Cela s'explique par le régime fiscal actuel plus favorable qu'auparavant et l'identification généralisée des équins qui ont fait apparaître des animaux non recensés précédemment.

À partir du nombre de juments mises à la reproduction (statistiques officielles ECUS 2006 des Haras Nationaux), des taux de fertilité des juments, des taux de naissance de poulains vivants, des taux de sevrage des poulains, ainsi que des taux de réforme des chevaux, William Martin-Rosset a pu calculer les pourcentages des différents types de chevaux par groupe de races, puis les effectifs de chevaux connus dans les différentes catégories (tableau 7.7).

Catégories d'équins	Effectifs (× 1000)
Juments lourdes, PV 730 kg, nourrices	51,0
Juments lourdes non fécondées (30% juments)	38,0
Poulains de races lourdes, 8 mois	27,0
Poulains de races lourdes, 12 mois	7,0
Poulains + pouliches, renouvellement, races lourdes, (0-36 mois)	27,5
Étalons	3,0
Juments de sport et loisirs, nourrices	90
Juments de sport et loisirs, non fécondées (20% des juments)	23,0
Chevaux de sport et loisirs	381,0
Poulains de races sport et loisirs, (de 0 à 36 mois)	109,8
Étalons de races sport et loisirs	9,0
Chevaux de courses	16,0
Poulains de courses (de 0 à 24 mois)	60,0
Poulains de courses (de 24 à 48 mois)	60,0
Total chevaux	902,0
Ponettes et ânesses gestantes, nourrices	12,9
Femelles non fécondées, poneys et ânes adultes	25,2
Étalons ânes et poneys	1,9
Poneys et ânes de 0 à 3 ans	34,8
Total ânes et poneys	75,0
Total équins	977

TAB. 7.7 – Catégories et effectifs d'équins utilisés pour évaluer les émissions de méthane (William Martin-Rosset, novembre 2007, communication personnelle)

2.6.2 Démarche utilisée pour évaluer les émissions de méthane

Il existe très peu de données sur les émissions de méthane par les équins en-dehors de celles obtenues avec 12 rations distribuées à des chevaux de selle (Vermorel *et al.*, 1997), et avec quelques rations seulement chez les chevaux lourds (Hoffmann *et al.*, 1967; Burlacu *et al.*, 1993) et les poneys (Vermorel et Vernet, 1991).

Les émissions de méthane par les équins ont été évaluées à l'aide de ces informations, des données concernant les besoins énergétiques des équins contenues dans l'ouvrage "L'alimentation des chevaux, 1990" et des renseignements complémentaires fournis par William Martin-Rosset sur la composition des rations distribuées aux diverses catégories d'équins selon la saison, le stade physiologique ou l'intensité de travail.

La démarche utilisée est voisine de celle adoptée pour les ruminants, avec la différence suivante : les besoins (ou les apports) énergétiques recommandés exprimés en UFC sont convertis en énergie digestible (ED) en utilisant les équations de prédiction du système UFC (Vermorel et Martin-Rosset, 1997). L'émission de méthane est ensuite calculée à partir de la quantité d'énergie digestible ingérée (EDI) à l'aide d'une équation de prédiction de l'énergie du méthane en pourcent de l'énergie digestible ingérée (E_{CH_4} % ED). Cette équation de prédiction repose sur les teneurs en cellulose brute (CB), matières azotées totales (MAT) et glucides cytoplasmiques (GC = amidon + sucres solubles) de la ration (Vermorel *et al.*, 1997).

$$E_{CH_4} (\%ED) = 7,57 - (0,12 \times 28,4 CB\%) - (0,01 \times MAT\%) - (0,05 GC\%)$$

2.6.3 Évaluation des facteurs d'émissions de méthane par les équins (voir tableau 7.16)

Pour chaque catégorie d'équins présentée dans le tableau 7.7 et pour chaque stade physiologique (entretien seul, gestation, lactation, stade de croissance,...), et chaque type d'alimentation (à l'écurie ou au pâturage), nous avons calculé l'émission journalière de méthane à partir de l'apport recommandé en UFC (Cf. l'ouvrage "L'alimentation des Chevaux, 1990") et de la composition moyenne des rations utilisées en France (communication personnelle de William Martin-Rosset).

Les besoins énergétiques des différentes catégories d'équins ont été déterminés de la manière suivante :

- Les besoins de tous les chevaux au pâturage ont été considérés égaux à 110% des besoins d'entretien.
- Pour les juments suitées, il a été tenu compte de l'évolution des besoins au cours des quatre derniers mois de gestation et des 6 mois de lactation. Les émissions de méthane par les juments non fécondées ont également été calculées en considérant que leurs besoins énergétiques étaient en moyenne égaux à 110% de leur besoin d'entretien.
- Les besoins énergétiques des étalons ont été considérés égaux à 115% de ceux des juments non fécondées ou des hongres.
- Les chevaux de courses (adultes et poulains de 3 et 4 ans) entraînés pour la compétition ont été traités séparément en raison de leurs besoins énergétiques élevés et de leur rationnement particulier. En revanche les juments et les poulains de 1 et 2 ans ont été traités comme les juments et les poulains de sport et de loisirs.
- Dans le cas des poulains il a été tenu compte de la consommation moyenne de lait au cours des 6 mois d'allaitement et de l'apport énergétique du lait (1 UFC pour 5 kg de lait) et du gain de poids.
- Dans le cas des poneys et des ânes, faute d'informations précises sur leurs besoins énergétiques, les émissions de méthane ont été évaluées à partir des valeurs calculées pour les chevaux de races lourdes en tenant compte des différences de poids métabolique ($P^{0.75}$). Le besoin d'entretien des poneys et des ânes (par $\text{kg } P^{0.75}$) est inférieur à celui des chevaux de selle, mais la digestibilité des fourrages et les pertes d'énergie sous forme de méthane sont un peu plus élevées (Vermorel et Vernet, 1991). Il a été admis que ces phénomènes devaient se compenser. Les effectifs de poneys et d'ânes étant faibles, l'erreur ne devrait avoir qu'un impact négligeable sur l'émission totale de méthane entérique par les herbivores.

Les équins contribuent seulement pour 1,6% aux émissions totales de méthane par les herbivores domestiques, et se situent à peu près au même niveau que les caprins (1,1%).

2.7 Les émissions de CH_4 par les porcins

Le porc est un omnivore monogastrique dont l'anatomie et la physiologie du tube digestif sont proches de celle de l'homme. Contrairement au ruminant, le porc a un estomac simple composé d'une poche ovoïde de 9 litres environ représentant moins d'1/3 du volume total du tube digestif. C'est au niveau du gros intestin, constitué d'un cæcum volumineux (2 litres) et du côlon, que l'on retrouve les processus fermentaires décrits précédemment pour le rumen. La population microbienne qu'il héberge a la capacité de produire du méthane mais en quantité moindre qu'un ruminant puisqu'une partie importante de la matière organique a été digérée dans l'intestin grêle situé en amont. En outre, une voie originale d'utilisation de l'hydrogène métabolique comme l'acétogénèse concurrence la méthanogénèse alors que cette voie est pratiquement négligeable dans le rumen.

2.7.1 Méthode d'évaluation des émissions de méthane par les porcins

Les émissions de méthane par les porcins dépendent de la quantité de matière organique fermentée dans le gros intestin et donc du flux de matière organique digestible non digéré dans l'intestin grêle. Ce flux a été défini par le terme "résidu digestible" qui correspond à la fraction de fibres alimentaires digestibles.

Résidu digestible = Matières organiques digestibles - Matières azotées digestibles - Matières grasses digestibles - Amidon - Sucres (et lactose).

La quantité d'énergie perdue sous la forme de méthane a été évaluée d'après les résultats de Noblet et al.

(2003) et de Le Goff (2001), à partir des valeurs du “résidu digestible” présentées dans les tables INRA-AFZ (2002). Une équation différente est utilisée pour les porcs en croissance et les truies reproductrices afin de tenir compte de l’accroissement de l’intensité des fermentations avec le poids des animaux. La quantité de méthane est ensuite obtenue en divisant la quantité d’énergie du méthane par sa teneur en énergie.

$$\text{CH}_4 \text{ (kg/animal)} = (1340 \times \text{résidu digestible}) / (55,65 \times 10^6) \quad \text{pour les truies reproductrices}$$

$$\text{CH}_4 \text{ (kg/animal)} = (670 \times \text{résidu digestible}) / (55,65 \times 10^6) \quad \text{pour les porcs en croissance}$$

2.7.2 Calcul des facteurs d’émission de méthane par les porcs

Les émissions de méthane annuelles et par stade physiologique ont été calculées à différentes périodes d’élevage clairement identifiées pour chaque catégorie d’animal (tableau 7.8) en considérant une composition des aliments et des performances des animaux représentatifs de ceux rencontrés actuellement dans les élevages en France. La méthode proposée permet de tenir compte de changements éventuels dans la composition des aliments et surtout de l’efficacité alimentaire des animaux.

Période	Résidus digestibles (g/kg)	Méthane (kg/animal)	Méthane émis (g/j)	Facteur d’émission (kg/tête/an)
Truie reproductrice				
Gestation (300j)	95		6,26	1,86
Lactation (70j)	110		17,94	1,16
Total			8,27	3,02
Porc en croissance				
Post-sevrage	91,5	0,041	0,87	0,316
Croissance	94	0,112	2,42	0,884
Finition	85	0,151	2,3	0,840
Croissance + finition		0,263	2,35	0,858
Total		0,304	1,91	0,696
Cochettes (110-145 kg)	85	0,125	2,15	0,784

TAB. 7.8 – Évaluation des émissions annuelles de CH₄ entérique par les différentes catégories porcines

Les valeurs des facteurs d’émission ont été ramenées à une décimale dans les tableaux récapitulatifs de la section 3.

3 Quantification des émissions de méthane entérique par les animaux d’élevage en France

3.1 Émissions de méthane entérique par les vaches laitières

3.1.1 Paramètres utilisés pour les calculs des facteurs d’émission (voir 2.1 et 2.3.1)

Les besoins énergétiques des animaux ont été calculés semaine par semaine sur une période de 392 jours correspondant à l’intervalle moyen entre deux vêlages, pour les vaches primipares et multipares, en fonction des productions laitières et des dates de vêlages (printemps ou automne). Les dates de vêlage ont permis de distinguer des périodes moyennes d’alimentation au pâturage et à l’auge. Le facteur de conversion Y'_m a été utilisé pour convertir les quantités théoriques d’énergie métabolisable ingérée en énergie de CH₄ et en quantité de CH₄ émise (voir la figure 7.5).

Les résultats obtenus ont permis d’établir une émission moyenne de CH₄ pour des productions laitières annuelles variant de 3 500 kg à 11 100 kg (tableau 7.9). Ainsi, **le facteur d’émission moyen des vaches laitières en France est de 117,7 kg pour une production laitière moyenne évaluée à 6 300 kg.**

En outre, une régression a pu être établie entre la production de lait et l'émission de CH₄ :

$$CH_4 \text{ (kg/an)} = 55,7 (0,91) + 0,0098 (0,0001) \text{ PL (kg/an)} \quad R^2 = 0,999 \quad N = 7$$

Remarque : Cette équation pourra être utilisée pour estimer les émissions théoriques en fonction de l'évolution prévisible de la productivité animale dans des études prospectives.

Production potentielle de lait (kg)	Méthane (kg/tête/an)
3 500	90,0
4 100	95,9
5 000	104,7
5 900	113,5
6 800	122,3
7 700	131,2
8 700	141,0
9 500	148,8
10 500	158,6
11 100	164,5

TAB. 7.9 – Évolution moyenne des émissions de CH₄ en fonction du niveau de production laitière

3.1.2 Bilan des émissions de CH₄ par les vaches laitières en France

- La quantité de CH₄ émise par kg de lait produit diminue lorsque la productivité animale augmente (tableau 7.10). Nous avons évalué à 9,8 g l'augmentation de méthane émis par kg de lait supplémentaire produit (tableau 7.9).
- Cependant, il faut tenir compte de l'émission de CH₄ pendant l'ensemble de la carrière des animaux qui inclut la période non productive et considérer que le nombre de lactations par vache diminue lorsque la production laitière augmente (tableau 7.10), de sorte que la quantité de méthane émis par kg de lait produit au cours de la carrière de la vache est plus élevée qu'au cours d'une lactation. La quantité de méthane moyen émis par kg de lait produit pendant toute la carrière d'une vache diminue quand même lorsque le niveau de production laitière augmente (tableau 7.10).
- **L'émission totale annuelle de méthane des 3 799 000 vaches laitières élevées en France atteint la valeur de 447 197 tonnes pour une production de 24,4 millions de tonnes de lait** et représente plus de 33% du méthane entérique produit par l'ensemble des animaux d'élevage (tableaux 7.11 et 7.18). **Le facteur d'émission moyen a été évalué à 117,7 kg de méthane par animal et par an pour des vaches laitières dont la moyenne de production nationale a été de 6 300 kg de lait par an en 2006.**

3.2 Bilan des émissions de méthane entérique par les vaches allaitantes (tableaux 7.11, 7.12 et 7.18)

Au niveau national, **l'émission totale annuelle de méthane par les vaches allaitantes s'élève pour 2006 à 293 544 tonnes pour un effectif moyen de 4 077 000 animaux**, ce qui correspond à **un facteur d'émission moyen de 72,0 kg de méthane par animal et par an**, à mettre en parallèle avec celui des vaches laitières évalué à 117,7 kg. L'émission totale annuelle par les vaches allaitantes représente 65,6% de l'émission de méthane par les vaches laitières, 39,6% des émissions totales des vaches et 21,7% du méthane entérique produit par l'ensemble des animaux d'élevage.

Des différences ont été observées dans les émissions de CH₄ entre les races du troupeau allaitant (tableau 7.12). La plus grande production par les animaux des races charolaise et salers par rapport à la race limousine s'explique par le poids vif plus élevé des vaches charolaises et la production laitière supérieure des vaches

Production lait (kg/an)	Méthane		Nombre de lactations	Lait carrière (kg)	Méthane carrière	
	(kg/an)	(g/kg lait)			(kg)	(g/kg de lait)
4 000	94,9	23,7	3,36	13 440	444,8	33,1
5 000	104,2	20,8	3,15	15 750	466,5	29,6
6 000	113,6	18,9	2,99	17 940	479,1	26,8
7 000	124,3	17,8	2,83	19 810	490,1	24,7
8 000	133,1	16,6	2,67	21 360	493,1	23,1
9 000	144,2	16,0	2,51	22 590	500,2	22,1
10 000	153,6	15,4	2,35	23 500	499,3	21,2

TAB. 7.10 – Variations des émissions de méthane par les vaches laitières (primipares et multipares) par an et par kg de lait au cours d’une lactation et au cours de leur carrière (incluant la période d’élevage) en fonction du niveau de production laitière

Vaches	Effectif total (× 1000)	Facteur d’émission (kg/tête/an)	CH ₄ total		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an) ^(*)	
Vaches laitières	3 799	117,7	447 197	10 285 521	33,1
Vaches allaitantes	4 077	72,0	293 544	6 751 512	21,7
Total “Vaches”	7 876	(94,0)	740 740	17 037 033	54,9
Total “bovins”	20 514	(59,3)	1 216 439	27 978 110	90,1
Total (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,0

(*) PRG_{CH₄} = 23 (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.11 – Facteurs d’émission et émissions totales de CH₄ par les vaches en 2006 en France

salers. La proportion importante d’animaux non fécondés (15%) contribue à augmenter les émissions de méthane en l’absence d’une production animale.

Type d’animal	Race	Poids vif (kg)	Émissions de CH ₄ (kg/tête/an)
Vache multipare		675	77,6
Vache primipare			
	Charolaise	600	75,9
	Limousine	550	68,4
	Salers	580	78,1
	Moyenne pondérée :	586	76,7 ^(*)

(*) Cette valeur ne tient pas compte des émissions de méthane des vaches non fécondées (15% vaches allaitantes).

TAB. 7.12 – Émissions moyennes de méthane entérique par différentes races de vaches allaitantes en 2006 en France

3.3 Bilan des émissions de méthane entérique par les bovins en croissance et à l’engraissement (tableaux 7.13 et 7.18)

Les émissions de CH₄ par 12 638 000 bovins en croissance et à l’engraissement (y compris les veaux de boucherie et les taureaux reproducteurs) ont été évaluées à 475 699 tonnes pour l’année 2007 en France, ce qui représente un facteur d’émission moyen de 37,6 kg en incluant les veaux de boucherie et 43,7 kg sans les veaux de boucherie.

Le tableau 7.13 montre que les émissions de CH₄ augmentent principalement avec l’âge et le niveau de production des animaux en croissance, ce qui s’explique par une plus grande quantité d’aliments ingérés et

Bovins en croissance	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission (kg/tête/an)	CH ₄ total ^(*)		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)	
Génisses de races allaitantes "repro" (période 0 -1 an)	1 040	24,1	25 116	577 668	
Génisses de races allaitantes "repro" (période 1 -2 ans)	1 040	58,3	60 602	1 393 853	
Génisses de races allaitantes "repro" (période 2 - 3 ans)	925	68,2	63 052	1 450 195	
Total "Génisses de races allaitantes" reproduction	3 005	(49,5)	148 770	3 421 716	11,0
Génisses de races laitières "repro" (période 0 - 1 an)	1 227	23,9	29 317	674 280	
Génisses de races laitières "repro" (période 1 - 2 ans)	1 227	62,1	76 223	1 753 129	
Génisses de races laitières "repro" (période 2 - 2,5 ans)	847	38,7 ^(**)	32 804	754 492	
Total pondéré "Génisses lait" (période 0 - 30 mois)	3 301	(41,9)	138 344	3 181 901	10,2
Génisses de races allaitantes abattues à 26 mois	630	47,9	30 158	693 634	
Génisses de races laitières abattues à 27 mois	437	49,9	21 786	501 071	
Taurillons de races allaitantes abattus à 17 mois	637	52,4	33 424	768 755	
Taurillons de races laitières abattus à 17 mois	305	50,9	15 518	356 926	
Taurillons "ration sèche" races laitières, de 0 à 17 mois	50	22,6	1 122	25 796	
Taurillons "ration sèche" races allaitantes (0 à 17 mois)	92	29,3	2 697	62 034	
Total "Génisses + taurillons" production de viande	2 151	(48,7)	104 705	2 408 216	7,7
Taureaux de 2 ans (de 0 à 2 ans)	270	53,2	14 378	330 682	
Bœufs de 40 mois (de 0 à 40 mois)	833	52,3	43 556	1 001 788	
Total "Taureaux de 2 ans + bœufs"	1 103	(52,6)	57 934	1 332 470	4,3
Broutards exportés à l'âge de 10 mois	925	8,3	7 704	177 190	
Broutardes exportées à l'âge de 10 mois (génisses)	163	5,1	834	19 173	
Total pondéré "Broutards + broutardes"	1 088	(7,8)	8 538	196 364	0,6
Veaux de boucherie	1 748	0,0	0	0	
Taureaux adultes	192	76,7	14 729	338 770	
Jeunes mâles reproducteurs	50	53,6	2 679	61 607	
Total bovins en croissance	12 638	(37,6)	475 699	10 941 077	35,2
Total "bovins"	20 514	(59,3)	1 216 439	27 978 110	90,1
Total des animaux (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,0

(*) $PRG_{CH_4} = 23$ (Houghton *et al.*, 2001)

(**) Facteur d'émission annuel établi à partir de calcul fait sur la période d'élevage de 6 mois (38,7 kg CH₄ pendant 6 mois).

TAB. 7.13 – Facteurs d'émission et émissions totales de CH₄ par les bovins en croissance en France

digérés dans le rumen. La production nulle des veaux de boucherie est due à l'absence du fonctionnement microbiologique et physiologique du rumen chez les animaux recevant une alimentation exclusivement lactée.

Les rations riches en aliments concentrés (appelées "rations sèches" ou de type "feedlot") sont à l'origine de productions réduites de CH₄. Ainsi, les taurillons abattus à 17 mois recevant ce type de ration ont un facteur d'émission qui varie de 22,6 à 29,3 kg de CH₄/animal/an, alors que les taurillons recevant les rations traditionnelles rejettent plus de 50 kg de CH₄/animal/an en moyenne.

3.4 Bilan des émissions de CH₄ par les ovins (tableaux 7.14 et 7.18)

Les émissions de CH₄ par les 11 941 000 ovins élevés en France ont été évaluées à 86 943 tonnes pour l'année 2006, ce qui représente 6,4% des émissions totales des animaux d'élevage. Le facteur d'émission varie largement en fonction de la catégorie animale : il passe de 11,0 à 14,4 kg pour les moutons adultes (brebis laitières, brebis allaitantes et béliers), de 7,5 à 9,3 pour les agnelles reproductrices, et de 0,8 à 1,5 pour les agneaux de boucherie selon le mode d'élevage et d'engraissement.

Ovins	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission (kg/tête/an)	CH ₄ total ^(*)		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)	
Brebis laitières	1 335	14,4	19 176	441 055	
Brebis allaitantes	4 590	11,0	50 556	1 162 778	
Béliers	174	14,7	2 556	58 789	
Agnelles laitières, agnelage à 13 mois	360	7,5	2 718	62 514	
Agnelles allaitantes, agnelage à 15 mois	782	9,3	7 267	167 141	
Agneaux races "Herbe", herbe seule, group1	235	0,96	225	5 173	
Agneaux races "Herbe", herbe +conc 40kg, group2	940	1,5	1 390	31 967	
Agneaux races "Herbe", bergerie +conc 65kg, gr3	1 175	0,77	906	20 848	
Agneaux races rustiques, bergerie +conc 65kg, gr4	2 350	0,91	2 149	49 417	
Total ovins	11 941	(7,3)	86 943	1 999 683	6,4
Total (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,0

(*) PRG_{CH₄} = 23 (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.14 – Facteurs d'émission et émissions totales de CH₄ par les ovins en France

3.5 Bilan des émissions de CH₄ par les caprins (tableaux 7.15 et 7.18)

Les émissions annuelles totales de méthane entérique par les caprins ont été estimées à 14 579 t pour l'année 2006. L'effectif total des animaux étant de 1 224 000 unités, le facteur d'émission moyen est de 11,9 kg de méthane par an et par animal. En fait, il varie de 5,0 chez les chevrettes à plus de 14 kg de méthane chez les chèvres laitières.

La contribution des caprins aux émissions totales de CH₄ entérique est faible puisqu'elle représente 1,1% des émissions de l'ensemble des animaux d'élevage.

3.6 Bilan des émissions de CH₄ par les équins (tableaux 7.16 et 7.18)

Les rejets annuels de CH₄ par les équins ont été évalués à 20 206 tonnes pour un effectif global de 977 000 animaux, ce qui correspond à un facteur d'émission moyen de 20,7 kg par an et par animal. Ces émissions représentent 1,5% des émissions totales par les animaux d'élevage, valeur qui est proche de celle des caprins.

Le facteur d'émission des équins est moins variable que celui des autres espèces animales. Il est de l'ordre de 10 à 14 kg pour les ânes, les poneys et les poulains de races lourdes et atteint la valeur maximale de 29,2 kg pour les juments de races lourdes. La valeur faible observée chez les poulains de races lourdes âgés de 8 mois (3,7 kg/tête/an) est due à la consommation importante de lait maternel pendant la période

Caprins	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission (kg/tête/an)	CH ₄ total ^(*)		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)	
Chèvres laitières	841	14,3	12 032	276 743	
Chevrettes	266	5,0	1 330	30 590	
Boucs	35	13,5	473	10 868	
Caprins divers	82	9,1	744	17 109	
Total caprins	1 224	(11,9)	14 579	335 309	1,1
Total (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,0

(*) PRG_{CH₄} = 23 (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.15 – Facteurs d'émission et émissions totales de CH₄ par les caprins en France

d'élevage. Le facteur d'émission d'une jument lourde nourrice est égal à 40% de celui d'une vache de race allaitante nourrice et à 25% de celui d'une vache laitière produisant 6 300 kg de lait par an.

Équins	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission (kg/tête/an)	CH ₄ total ^(*)		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)	
Juments, races lourdes, PV 730kg, nourrices	51	29,2	1 490	34 275	
Juments lourdes non fécondées (30% juments)	38	19,4	738	16 974	
Poulains de races lourdes, 8 mois	27	3,7	101	2 320	
Poulains de races lourdes, 12 mois	7	13,5	95	2 180	
Poulains + pouliches, races lourdes renouvellement (de 0 à 36 mois)	27,5	21,6	594	13 662	
Étalons de races lourdes	3	22,3	67	1 541	
Juments de sport et loisirs, nourrices	90	25,1	2 262	52 016	
Juments de sport et loisirs, non fécondées (20% juments)	23	17,5	402	9 235	
Chevaux de sport et loisirs	381	20,4	7 784	179 078	
Poulains de race sport et loisirs (0 à 36 mois)	110	19,9	2 187	50 293	
Étalons de sport et loisirs	9	23,5	211	4 863	
Chevaux de course	16	30,2	483	11 114	
Poulains de courses (de 0 à 24 mois)	60	17,9	1 071	24 643	
Poulains de courses (de 24 à 48 mois)	60	30,2	1 812	41 676	
Total chevaux	902	(21,4)	19 299	443 870	1,4
Ponettes et ânesses gestantes, nourrices	13	14,6	190	4 378	
Femelles non fécondées, poneys et ânes adultes	25	10,0	250	5 750	
Étalons ânes et poneys	2	11,5	22	503	
Poneys et ânes (de 0 à 3 ans)	35	12,7	445	10 235	
Total ânes et poneys	75	(12,1)	907	20 866	0,1
Total équins	977	(20,7)	20 206	464 736	1,5
Total (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,0

(*) PRG_{CH₄} = 23 (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.16 – Facteurs d'émission et émissions totales de CH₄ par les équins en France

3.7 Bilan des émissions de CH₄ par les porcs (tableaux 7.17 et 7.18)

Les émissions de méthane entérique par les porcs représentent moins de 1 % des émissions totales des animaux d'élevage. Les truies reproductrices ont le facteur d'émission le plus important (3,0 kg CH₄/an) mais, compte tenu de leur nombre, ce sont les porcs à l'engrais qui émettent les quantités de méthane les plus importantes.

3.8 Bilan des émissions de CH₄ par les animaux d'élevage en France

Les émissions totales annuelles de méthane entérique des animaux d'élevage ont été évaluées pour 2006 à 1 350 153 tonnes en France. Les vaches constituent la principale source d'émission du méthane entérique

Porcins	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission (kg/tête/an)	CH ₄ total ^(*)	
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)
Jeunes truies	263	0,78	206	4 742
Verrats	24	0,78	19	433
Truies reproductrices	993	3,00	2 994	68 861
Porcelets sevrés < 20 kg	5 298	0,32	1 665	38 299
Porcs à l'engrais > 20 kg	8 261	0,86	7 089	163 041
<i>dont < 50 kg</i>	5 965	0,86	5 118	117 716
<i>dont > 50 kg</i>	2 296	0,86	1 971	45 325
Total "porcins"	14 840	(0,81)	11 985	275 645

(*) PRG_{CH₄} = 23 (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.17 – Évaluation des facteurs d'émissions et des bilans d'émissions nationales de CH₄ entérique par les différentes catégories de porcs

puisqu'elles représentent, à elles-seules, plus de 54% des rejets totaux. Les bovins en croissance et à l'engraissement arrivent en seconde position, avec une contribution supérieure à 35% des émissions totales. Au total, les bovins contribuent pour environ 90% aux émissions totales de méthane entérique. La part des autres espèces animales est mineure puisque les ovins contribuent pour 6,4% au total des émissions tandis que celle des caprins, des équins et des porcins est proche de 1% (de 0,9% pour les porcins à 1,5% pour les équins).

Remarque conclusive : *Un soin particulier a été apporté à la recherche de données sur les types d'alimentation, les modes de production et les caractéristiques zootechniques des animaux utilisés actuellement en France. Ces informations ont été apportées à la fois par des économistes et des zootechniciens de l'INRA, des collègues de l'Institut de l'Élevage, et elles ont été recoupées avec des données issues de firmes privées de l'alimentation animale. Les calculs ont été conduits en détaillant au maximum les catégories d'animaux et les périodes d'élevage pour chaque catégorie. L'ensemble des éléments de ce travail apporte une contribution à l'évaluation des émissions de méthane entérique qui peut être considérée comme originale et fiable, et qui pourra être utile aux décideurs, aux chercheurs et aux enseignants.*

4 Étude prospective : Simulation des émissions de méthane entérique (années 2010 et 2020)

4.1 Scénarios utilisés pour l'étude prospective sur les émissions de méthane entérique

Nous avons évalué l'évolution au cours des prochaines années des deux paramètres utilisés dans le calcul des émissions de méthane entérique : (i) les effectifs des animaux ; (ii) les facteurs d'émission pour chaque catégorie animale considérée.

4.1.1 Évaluation des effectifs des animaux d'élevage en 2010 et 2020

Nous sommes partis des projections présentées au chapitre 4 (scénario "central", voir section 4) concernant les effectifs des diverses catégories d'animaux d'élevage et de la productivité des vaches laitières entre 2006 et 2020. Ces chiffres sont calés sur les effectifs historiques (jusqu'en 2005) donnés par base statistique Agreste du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Nous avons appliqué les variations relatives (%) d'effectifs indiquées dans les projections aux effectifs d'animaux que nous avons utilisés pour évaluer les émissions de méthane en 2006 (sections 1 et 2 de ce chapitre), de façon à assurer la cohérence du rapport.

– **Pour les espèces ovine, caprine équine et porcine**, nous avons appliqué des taux de variation identiques

	Effectif annuel (× 1000)	Facteur d'émission(*) (kg/tête/an)	CH ₄ total(**)		Part (%)
			(t/an)	(tCO ₂ -eq/an)	
<i>Vaches</i>					
Vaches laitières	3 799	117,7	447 197	10 285 521	33,1
Vaches allaitantes	4 077	72,0	293 544	6 751 512	21,7
Total "Vaches"	7 876	(94,0)	740 740	17 037 033	54,9
<i>Bovins en Croissance</i>					
Total génisses "Reproduction"	6 306	(45,5)	287 112	6 603 580	21,3
Total génisses abattues à 26-27 mois	1 067	(48,7)	51 944	1 194 712	3,8
Taurillons abattus à 17 mois + taureaux de 2 ans	1 354	(49,6)	67 139	1 544 197	5,0
Total broutards et broutardes de 10 mois	1 088	(7,8)	8 538	196 374	0,63
Bœufs de 40 mois	833	(52,3)	43 556	1 001 788	3,2
Taureaux adultes + jeunes reproducteurs	242	(71,9)	17 408	400 377	1,3
Veaux de boucherie	1 748	(0,0)	0	0	0
Total bovins en croissance	12 638	(37,6)	475 699	10 941 077	35,2
Total bovins	20 514	(59,3)	1 216 439	27 978 110	90,1
Ovins	11 941	(7,3)	86 943	1 999 683	6,4
Caprins	1 224	(11,9)	14 579	335 309	1,1
<i>Équins</i>					
Chevaux	902	(21,8)	19 299	443 870	1,4
Ânes et poneys	75	(12,1)	907	20 866	0,07
Total équins	977	(20,7)	20 206	464 736	1,5
Total animaux herbivores	34 656	(38,1)	1 338 167	30 777 838	99,1
Porcins	14 840	(0,81)	11 985	275 645	0,89
Total (herbivores + porcs)	49 496	(27,3)	1 350 153	31 053 519	100,00

(*) Les facteurs d'émissions annuels indiqués entre parenthèses sont des facteurs théoriques calculés à partir des quantités totales de méthane émises par l'ensemble des animaux appartenant à la catégorie divisées par les effectifs de la catégorie considérée.

(**) $PRG_{CH_4} = 23$ (Houghton *et al.*, 2001)

TAB. 7.18 – Bilans des émissions de CH₄ par les différentes espèces d'animaux d'élevage

aux effectifs des diverses catégories d'une même espèce, les projections ne fournissant pas de catégorisation plus fine.

- **Dans le cas de l'espèce bovine**, nous utilisons les projections des effectifs de vaches laitières, vaches allaitantes, taureaux et jeunes mâles destinés à la reproduction, génisses laitières de renouvellement, génisses nourrices de renouvellement, et bœufs. En revanche, nous ne disposons pas de l'évolution détaillée des effectifs des diverses catégories de bovins élevés pour la production de viande, utilisées dans les sections 1 et 2 de ce chapitre (génisses et taurillons de races laitières ou allaitantes etc). Pour ces animaux nous avons calculé l'évolution pondérée moyenne des effectifs d'animaux correspondants dans la base Agreste (élèves de moins d'un an, autres animaux, mâles non castrés) ainsi que les variations relatives (%) des effectifs de ces diverses catégories entre 2006-2010 et 2006-2020. Ces variations ont été appliquées aux effectifs de 2006 utilisés dans le rapport pour évaluer les effectifs de 2010 et de 2020 (tableau 7.19).

Catégorie	Effectifs (×1000)			Facteur d'émission (kgCH ₄)		
	2006	2010	2020	2006	2010	2020
<i>Vaches</i>						
Vaches laitières	3 799	3 764	3 585	117,71	119,10	122,10
Vaches allaitantes	4 077	3 841	3 545	72,00	72,00	72,00
Total "Vaches"	7 876	7 605	7 130	94,05	95,31	97,19
<i>Bovins en Croissance</i>						
Génisses de races allaitantes (période 0 -1 an)	1 040			24,15	24,15	24,15
Génisses de races allaitantes (période 1 -2 ans)	1 040			58,27	58,27	58,27
Génisses de races allaitantes (période 2 - 3 ans)	925			68,16	68,16	68,16
Total Génisses allaitantes reproduction	3 005	2 802	2 646	49,51	49,51	49,51
Génisses de races laitières (période 0 - 1 an)	1 227			23,89	23,89	23,89
Génisses de races laitières (période 1 - 2 ans)	1 227			62,12	62,12	62,12
Génisses de races laitières (période 2 - 2,5 ans)	847			38,73	38,73	38,73
Total pondéré Génisses lait (0 - 30 mois)	3 301	3 350	3 162	41,91	41,91	41,91
Génisses de races allaitantes abattues à 26 mois	630	609	569	47,87	47,87	47,87
Génisses de races laitières abattues à 27 mois	437	422	395	49,91	49,91	49,91
Taurillons de races allaitantes abattus à 17 mois	637	615	576	52,43	52,43	52,43
Taurillons de races laitières abattus à 17 mois	305	295	276	50,95	50,95	50,95
Taurillons "rations sèches" races laitières	50	48	45	22,62	22,62	22,62
Taurillons "rations sèches" races allaitantes	92	89	83	29,29	29,29	29,29
Total Génisses + taurillons viande	2 151	2 078	1 943	48,69	48,69	48,69
Taureaux de 2 ans	270	261	244	53,25	53,25	53,25
Bœufs de 40 mois	833	775	707	52,27	52,27	52,27
Broutards de 10 mois	925	925	925	8,33	8,33	8,33
Génisses de 10 mois	163	163	163	5,11	5,11	5,11
Total Broutards + génisses 10 mois	1 088	1 088	1 088	7,85	7,85	7,85
Veaux de boucherie	1 748	1 748	1 748	0,00	0,00	0,00
Taureaux adultes	192	182	169	76,71	76,71	76,71
Jeunes mâles reproducteurs	50	47	44	53,57	53,57	53,57
Total bovins en croissance	12 638	12 331	11 751	37,64	37,64	37,64
Total bovins	20 514	19 936	18 881	59,30	59,42	59,58
<i>Ovins</i>						
Brebis laitières	1 335	1 317	1 296	14,36	14,36	14,36
Brebis allaitantes	4 590	4 528	4 456	11,01	11,01	11,01
Béliers	174	172	169	14,69	14,69	14,69
Agnelles laitières, agnelage à 13 mois	360	355	349	7,55	7,55	7,55
Agnelles allaitantes, agnelage à 15 mois	782	772	759	9,29	9,29	9,29
Agneaux race Herbe, herbe seule, group1	235	232	228	0,96	0,96	0,96
Agneaux race Herbe, herbe +conc 40kg, group2	940	927	912	1,48	1,48	1,48
Agneaux race Herbe, bergerie +conc 65kg, gr3	1 175	1 159	1 141	0,77	0,77	0,77
Agneaux race rustique, bergerie +conc 65kg, gr4	2 350	2 319	2 281	0,91	0,91	0,91
Total ovins	11 941	11 781	11 591	7,28	7,28	7,28

TAB. 7.19 – Effectifs et facteurs d'émission des animaux d'élevage en France en 2006, 2010 et 2020

Catégorie	Effectifs (×1000)			Facteur d'émission (kgCH ₄)		
	2006	2010	2020	2006	2010	2020
<i>Équins</i>						
Juments lourdes, PV 730kg, nourrices	51	51	51	29,22	29,22	29,22
Juments lourdes non fécondées (30% juments)	38	38	38	19,42	19,42	19,42
Poulains de race lourde, 8 mois	27	27	27	3,74	3,74	3,74
Poulains de race lourde, 12 mois	7	7	7	13,54	13,54	13,54
Poulains + pouliches renouvel. r.lourde 36 mois	28	28	27	21,61	21,61	21,61
Étalons	3	3	3	22,34	22,34	22,34
Juments de sport et loisir, nourrices	90	90	89	25,13	25,13	25,13
Juments sp.loisir, non fécondées (20% juments)	23	23	23	17,46	17,46	17,46
Chevaux sp. loisir, pâturage (Avril à fin Nov.)	381	381	378	20,44	20,44	20,44
Poulains de race sport et loisir, 0 à 36 mois	110	110	109	19,88	19,88	19,88
Étalons de sport et loisir	9	9	9	23,49	23,49	23,49
Chevaux de course	16	16	16	30,20	30,20	30,20
Poulains de course 0 à 24 mois	60	60	60	17,86	17,86	17,86
Poulains de course 24 à 48 mois	60	60	60	30,20	30,20	30,20
Total chevaux	903	903	895	21,40	21,40	21,40
Ponettes et ânesses gestantes, nourrices	13	13	14	14,64	14,64	14,64
Femelles non fécondées, poneys + ânes adultes	25	25	26	10,00	10,00	10,00
Étalons ânes et poneys	2	2	2	11,50	11,50	11,50
Poneys et ânes de 0 à 3 ans	35	35	37	12,71	12,71	12,71
Total ânes et poneys	75	75	79	12,11	12,11	12,11
Total équins	977	977	974	20,68	20,68	20,68
<i>Caprins</i>						
Chèvres laitières	841	842	828	14,31	14,31	14,31
Chevrettes	266	266	262	5,00	5,00	5,00
Boucs	35	35	34	13,50	13,50	13,50
Caprins divers	82	82	81	9,07	9,07	9,07
Total caprins	1 224	1 225	1 206	11,91	11,91	11,91
<i>Porcins</i>						
Jeunes truies	263	274	282	0,78	0,78	0,78
Verrats	24	25	26	0,78	0,78	0,78
Truies reproductrices	993	1 036	1 065	3,01	3,01	3,01
Porcelets sevrés	5 298	5 525	5 683	0,31	0,31	0,31
Porcs à l'engrais > 20kg	8 262	8 616	8 862	0,86	0,86	0,86
Total porcs	14 840	15 476	15 918	0,81	0,81	0,81
Total des animaux herbivores	34 656	33 919	32 651	38,60	40,56	40,24
Total des animaux (herbivores + porcs)	49 497	49 394	48 569	27,30	27,65	26,84

TAB. 7.20 – Effectifs et facteurs d'émission des animaux d'élevage en France en 2006, 2010 et 2020 (suite)

4.1.2 Évaluation des facteurs d'émission des animaux d'élevage en 2010 et 2020

Cas des vaches laitières : Conformément à la méthode utilisée précédemment pour évaluer les effectifs des animaux, nous avons appliqué à nos données 2006 l'augmentation de productivité des vaches laitières projetée plus haut pour calculer la productivité des vaches laitières en 2010 et 2020. Nous avons ensuite utilisé l'équation

$$\text{CH}_4 \text{ (kg/an)} = 55,7 (0,91) + 0,0098 (0,0001) \text{ PL (kg/an)} \quad R^2 = 0,999 \quad N = 7$$

pour calculer les émissions de méthane et les facteurs d'émission des vaches laitières. Ainsi, les productions laitières moyennes ont été évaluées à 6 459 et 6 776 kg lait/vache/an pour les années 2010 et 2020, respectivement (contre 6 300 kg lait/vache/an pour 2006). Les facteurs d'émission correspondants ont été estimés à 119,1 et 122,1 kg CH₄/vache/an (contre 117,7 kg CH₄/vache/an en 2006).

Cas des autres animaux : Nous avons considéré que les valeurs des facteurs d'émission des autres catégories d'animaux ne variaient pas entre les années 2006 et 2020 puisque nous ne disposons pas d'éléments nous permettant éventuellement de les modifier.

4.2 Évaluations des émissions de méthane entérique pour les années 2010 et 2020

Les émissions de méthane par les diverses catégories d'animaux d'élevage envisageables pour les années 2010 et 2020 selon le scénario précédemment décrit, ainsi que les variations absolues (tonnes de méthane) et les variations relatives (%) sont indiquées dans les tableaux 7.19 à 7.22.

Les diminutions des émissions sont faibles entre 2006 et 2010, mais appréciables entre 2006 et 2020. Elles portent essentiellement sur les bovins de races allaitantes (vaches nourrices et animaux en croissance et à l'engraissement) dont les effectifs diminueraient fortement selon les projections présentées précédemment.

Entre 2006 et 2020 les émissions de méthane par les vaches laitières ne diminueraient que de 2,1% contre 13% pour les vaches de races allaitantes. La diminution serait de 9,2% pour l'ensemble des bovins en croissance et à l'engraissement, soit 7,5% pour l'ensemble de l'espèce bovine (-91 000 tonnes). Les diminutions seraient faibles pour les ovins (-2,9%) et les caprins (-1,5%), et quasi nulle pour les équins. En revanche l'émission de méthane par les porcins augmenterait de 7,8%, mais cette augmentation resterait très faible (+928 tonnes) en comparaison de la diminution de l'émission de méthane par les herbivores (-94 000 tonnes). Pour l'ensemble des animaux d'élevage la diminution des émissions de méthane entre 2006 et 2020 serait de 6,9% et correspondrait à 93 000 tonnes.

Catégorie	Émissions			Variation					
	2006	2010	2020	2010-06	2020-06	2020-10	2010/06	2020/06	2020/10
	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(%)	(%)	(%)
Vaches									
Vaches laitières	447 197	448 253	437 696	1 056	-9 500	-10 557	100,2	97,9	97,6
Vaches allaitantes	293 544	276 548	255 237	-16 996	-38 307	-21 311	94,2	87,0	92,3
Total "Vaches"	740 741	724 801	692 933	-15 940	-47 808	-31 868	97,8	93,5	95,6
Bovins en Croissance									
Total Génisses allaitantes reproduction	148 770	138 750	130 984	-10 020	-17 786	-7 766	93,3	88,0	94,4
Total pondéré Génisses lait (0 - 30 mois)	138 344	140 379	132 507	2 035	-5 837	-7 872	101,5	95,8	94,4
Génisses de races allaitantes abattues à 26 mois	30 159	29 140	27 249	-1 019	-2 910	-1 891	96,6	90,4	93,5
Génisses de races laitières abattues à 27 mois	21 813	21 075	19 708	-737	-2 105	-1 368	96,6	90,4	93,5
Taurillons de races allaitantes abattus à 17 mois	33 397	32 268	30 174	-1 129	-3 223	-2 094	96,6	90,4	93,5
Taurillons de races laitières abattus à 17 mois	15 540	15 015	14 040	-525	-1 500	-974	96,6	90,4	93,5
Taurillons "rations sèches" races laitières	1 131	1 093	1 022	-38	-109	-71	96,6	90,4	93,5
Taurillons "rations sèches" races allaitantes	2 695	2 604	2 435	-91	-260	-169	96,6	90,4	93,5
Total Génisses + taurillons viande	104 734	101 192	94 626	-3 542	-10 109	-6 567	96,6	90,3	93,5
Taureaux de 2 ans	14 378	13 892	12 990	-486	-1 387	-901	96,6	90,4	93,5
Bœufs de 40 mois	43 542	40 494	36 963	-3 048	-6 579	-3 531	93,0	84,9	91,3
Broutards de 10 mois linewidth	7 704	7 704	7 704	0	0	0	100,0	100,0	100,0
Génisses de 10 mois	834	834	834	0	0	0	100,0	100,0	100,0
Total Broutards + génisses 10 mois	8 538	8 538	8 541	0	3	3	100,0	100,0	100,0
Veaux de boucherie	0	0	0	0	0	0	.	.	.
Taureaux adultes	14 729	13 944	12 998	-785	-1 731	-946	94,7	88,3	93,2
Jeunes mâles reproducteurs	2 679	2 536	2 364	-143	-315	-172	94,7	88,3	93,2
Total bovins en croissance	475 713	459 724	431 972	-15 989	-43 741	-27 752	96,6	90,8	94,0
Total bovins	1 216 453	1 184 525	1 124 905	-31 929	-91 548	-59 620	97,4	92,5	95,0
Ovins									
Brebis laitières	19 176	18 919	18 614	-257	-562	-305	98,7	97,1	98,4
Brebis allaitantes	50 556	49 878	49 074	-677	-1 481	-804	98,7	97,1	98,4
Béliers	2 556	2 522	2 481	-34	-75	-41	98,7	97,1	98,4
Agnelles laitières, agnelage à 13 mois	2 718	2 682	2 638	-36	-80	-43	98,7	97,1	98,4
Agnelles allaitantes, agnelage à 15 mois	7 267	7 170	7 054	-97	-213	-116	98,7	97,1	98,4
Agneaux race Herbe, herbe seule, group1	225	222	218	-3	-7	-4	98,7	97,1	98,4
Agneaux race Herbe, herbe +conc 40kg, group2	1 390	1 371	1 349	-19	-41	-22	98,7	97,1	98,4
Agneaux race Herbe, bergerie +conc 65kg, gr3	906	894	880	-12	-27	-14	98,7	97,1	98,4
Agneaux race rustique, bergerie +conc 65kg, gr4	2 149	2 120	2 086	-29	-63	-34	98,7	97,1	98,4
Total ovins	86 943	85 766	84 383	-1 177	-2 559	-1 382	98,6	97,1	98,4

TAB. 7.21 – Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique en 2006, 2010 et 2020

Catégorie	Émissions			Variation						
	2006	2010	2020	2010-06	2020-06	2020-10	2010-06	2020-06	2020-10	
	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(%)	(%)	(%)	
Équins										
Juments lourdes, PV 730kg, nourrices	1 490	1 490	1 478	0	-12	-12	100,0	99,2	99,2	99,2
Juments lourdes non fécondées (30% juments)	738	738	732	0	-6	-6	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains de race lourde, 8 mois	101	101	100	0	-1	-1	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains de race lourde, 12 mois	95	95	94	0	-1	-1	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains + pouliches renouvel. r.lourde 36 mois	594	594	589	0	-5	-5	100,1	99,2	99,2	99,2
Étalons	67	67	66	0	-1	-1	100,0	99,2	99,2	99,2
Juments de sport et loisir, nourrices	2 262	2 262	2 243	0	-19	-19	100,0	99,2	99,2	99,2
Juments sp.loisir, non fécondées (20% juments)	402	402	398	0	-3	-3	100,0	99,2	99,2	99,2
Chevaux sp. loisir, pâturage (Avril à fin Nov.)	7 786	7 786	7 721	0	-65	-65	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains de race sport et loisir, 0 à 36 mois	2 187	2 187	2 168	0	-18	-18	100,0	99,2	99,2	99,2
Étalons de sport et loisir	211	211	210	0	-2	-2	100,0	99,2	99,2	99,2
Chevaux de course	483	483	479	0	-4	-4	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains de course 0 à 24 mois	1 071	1 071	1 063	0	-9	-9	100,0	99,2	99,2	99,2
Poulains de course 24 à 48 mois	1 812	1 812	1 797	0	-15	-15	100,0	99,2	99,2	99,2
Total chevaux	19 299	19 314	19 153	15	-146	-160	100,1	99,2	99,2	99,2
Ponettes et ânesses gestantes, nourrices	190	190	201	0	10	10	100,0	105,4	105,4	105,4
Femelles non fécondées, poneys + ânes adultes	250	250	264	0	14	14	100,0	105,4	105,4	105,4
Étalons ânes et poneys	22	22	23	0	1	1	100,0	105,4	105,4	105,4
Poneys et ânon de 0 à 3 ans	445	445	469	0	24	24	100,0	105,4	105,4	105,4
Total ânes et poneys	907	907	956	0	49	49	100,0	105,4	105,4	105,4
Total équins	20 206	20 213	20 134	7	-72	-79	100,0	99,6	99,6	99,6
Caprins										
Chèvres laitières	12 032	12 040	11 852	7	-180	-188	100,1	98,5	98,4	98,4
Chevrettes	1 330	1 331	1 310	1	-20	-21	100,1	98,5	98,4	98,4
Boucs	473	473	465	0	-7	-7	100,1	98,5	98,4	98,4
Caprins divers	744	744	733	0	-11	-12	100,1	98,5	98,4	98,4
Total caprins	14 579	14 587	14 359	8	-219	-227	100,1	98,5	98,4	98,4
Porcins										
Jeunes truies	206	215	221	9	15	6	104,3	107,3	102,9	102,9
Verrats	19	20	20	1	1	1	104,3	107,3	102,9	102,9
Truies reproductrices	2 994	3 122	3 211	128	217	89	104,3	107,3	102,9	102,9
Porcelets sevrés	1 665	1 736	1 786	71	121	50	104,3	107,3	102,9	102,9
Porcs à l'engrais > 20kg	7 082	7 385	7 596	303	514	211	104,3	107,3	102,9	102,9
Total porcs	11 966	12 535	12 893	569	928	358	104,8	107,8	102,9	102,9
Total des animaux herbivores	1 338 181	1 305 091	1 243 781	-20 556	-94 399	-73 843	98,5	92,9	94,4	94,4
Total des animaux (herbivores + porcs)	1 350 146	1 317 625	1 256 675	-32 522	-93 472	-60 950	97,6	93,1	95,4	95,4

TAB. 7.22 – Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique en 2006, 2010 et 2020 (suite)

5 Remarques conclusives concernant les émissions de méthane entérique

5.1 Évaluation des émissions de CH₄ entérique en 2006

Les valeurs estimatives des émissions de CH₄ en France que nous avons établies pour 2006 sont supérieures à celles proposées par le CITEPA. En revanche, elles sont proches des évaluations faites par Vermorel en 1997 qui étaient de 1,456 millions de tonnes de CH₄ pour l'ensemble des herbivores contre 1,338 millions de tonnes dans le présent rapport pour l'année 2006.

Par rapport au CITEPA :

- Les effectifs des animaux ont été estimés avec davantage de précision et ont été supérieurs pour certains animaux (cas des équins, des agneaux et des bovins en croissance).
- La productivité des animaux a augmenté ainsi que les quantités d'aliments ingérés (cas des vaches laitières)
- De nouvelles équations de prédiction des facteurs de conversion (Y'_m exprimé en kcal de méthane pour 100 kcal d'énergie métabolisable ingérée) ont été établies pour les ruminants. Ces facteurs correspondent d'une part aux rations distribuées à l'auge en France, rations sans fourrages conditionnés et contenant au maximum 50% d'aliments concentrés dans le cas des femelles laitières, et d'autre part à la consommation d'herbe au pâturage.
- La part d'énergie dépensée au cours des déplacements des animaux au pâturage (+20% des dépenses d'entretien) a été prise en compte dans l'évaluation des besoins énergétiques des animaux. Ce dernier paramètre, qui n'avait pas été pris en compte jusque là dans les émissions de méthane par les vaches laitières et les bovins en croissance, conduit à des augmentations de 5 et 3 kg CH₄/animal/an pour les vaches laitières et les bovins en croissance, respectivement.

5.2 Évaluation prospective des émissions de CH₄ entérique en 2010 et 2020

Dans le scénario de référence proposé (augmentation de la production laitière aux dépens du nombre de vaches laitières et diminution importante des effectifs de bovins de races allaitantes), il semble réaliste d'envisager une diminution des émissions de CH₄ entérique de 2,5% en 2010 et de 7% en 2020 (Tableaux 7.21 et 7.22).

L'emploi possible de suppléments alimentaires contenant des lipides riches en acides gras insaturés dans les rations distribuées à l'auge (à raison de 5% de la MS de la ration) afin d'améliorer la qualité des matières grasses des produits animaux destinés à l'alimentation humaine, pourrait entraîner une réduction des émissions de méthane des ruminants comme cela a été indiqué dans la section 1.3.6 du rapport. Nous estimons à 8%, en moyenne, la réduction annuelle des émissions de CH₄ chez les animaux laitiers recevant ces compléments lipidiques si l'on considère que le traitement entraîne une diminution de l'ordre de 20% du CH₄ émis pendant les 5 mois d'alimentation à l'auge. Dans l'hypothèse vraisemblable où un tel traitement serait appliqué aux ruminants, on peut envisager une réduction globale d'environ 15% des émissions de méthane des vaches laitières en 2020, résultant à la fois d'une évolution du cheptel (-7% dus à une diminution du nombre d'animaux au profit d'une productivité accrue) et -8% dus à l'ajout d'ingrédients alimentaires (suppléments lipidiques) doués d'activité antiméthanogène ne perturbant pas le fonctionnement du rumen.

Ce chapitre propose une série de paramètres pour le calcul des émissions de N_2O et CH_4 associés à la gestion des effluents d'élevage des porcs et bovins, en adaptant la méthode Tier 2 aux conditions françaises.

1 Importance et origine des GES issus des effluents d'élevage

La gestion des effluents d'élevage (stockage, traitement et épandage) contribuait dans une précédente évaluation à environ 3.7% du pouvoir de réchauffement global (PRG) national, correspondant à 31% du CH_4 et 10% du N_2O émis par l'agriculture (Dollé et Robin, 2006).

Le méthane est issu de la dégradation de la matière organique par les microorganismes en condition anaérobie, principalement au moment du stockage des effluents. Les principales sources du N_2O sont les réactions de nitrification et de dénitrification. Ces réactions peuvent se dérouler pendant le stockage et le traitement des effluents, ainsi que dans le sol suite à l'épandage. Globalement, le CH_4 et le N_2O sont produits dans des conditions antagonistes (anaérobie et aérobie), une gestion solide (fumier) générant a priori davantage de N_2O et moins de CH_4 . Certains procédés de traitement (méthanisation) peuvent aussi modifier et/ou maîtriser en partie ces émissions. D'autres facteurs influençant ces réactions sont les caractéristiques des déjections, la température, l'humidité et le temps de stockage.

2 Méthode utilisée pour le calcul

Les émissions de GES issus des effluents sont rarement mesurées à l'échelle réelle et restent mal connues, notamment du fait de leur caractère diffus, et de l'importante diversité des systèmes et des pratiques de gestion. Ceci rend la contribution des effluents particulièrement incertaine. Par exemple, l'incertitude sur les émissions annuelles de méthane des déjections stockées est estimée de 40 à 50% (Vedrennes, 2006). Cependant, le GIEC propose une méthodologie (Paustian *et al.*, 2006), largement adoptée dans les inventaires nationaux des pays de la communauté européenne (Freibauer, 2003). Cette méthodologie propose 3 niveaux de complexité pour les estimations (Tier 1, 2, 3). Quand peu de données sont disponibles ou que la contribution aux émissions totales est faible, de simples facteurs d'émissions donnés par grandes zones (par exemple, l'Europe occidentale) sont appliqués aux effectifs animaux (Tier 1). Une approche intermédiaire plus détaillée (Tier 2) permet de prendre en compte davantage de paramètres (par exemple, elle permet de préciser les quantités ingérées, les modes de gestion des effluents,...). Enfin, il est conseillé d'utiliser des méthodes d'estimations ou des paramètres spécifiques plus adaptées quand elles sont disponibles (Tier 3).

Pour nos estimations, nous avons appliqué la méthode IPCC pour la gestion des effluents des volailles (Tier 1), des porcs et des vaches laitières (Tier 2 "amélioré" adapté au contexte français). Le détail du calcul et les valeurs par défaut sont donnés dans le manuel de l'IPCC (Paustian *et al.*, 2006). Ce faisant, nous insistons sur les limites de ces approches et évoquons des perspectives d'amélioration de ces estimations.

2.1 Émissions de méthane

Pour les volailles, des forfaits de 0.03 et 0.02 kg CH_4 par an et par animal pour la gestion des déjections sont proposés pour les poules pondeuses et les poulets de chair, respectivement (Tier 1).

La méthode Tier 2 de l'IPCC prend en compte l'influence de la quantité et de la qualité des déjections produites, ainsi que la proportion des déjections gérée dans les différents types de systèmes (solide, liquide,

pâturation, traitement,...) (équation 8.1).

$$\text{CH}_4 = \text{VS} \times B_0 \times \sum_i (\text{FCM}_i \times \text{MS}_i), \quad (8.1)$$

avec :

- CH_4 : production de méthane (m^3/an)
- VS : solides volatiles excrétés (kg/an)
- B_0 : potentiel de production maximal (m^3/kg de SV)
- FCM_i : Facteur de conversion du méthane pour le système de gestion i
- MS_i : Fraction de déjection gérée dans le système i .

Des valeurs de références pour VS sont données dans des tables IPCC et sont proches de nos estimations à partir de l'ingestion des animaux (voir chapitre 7).

Le potentiel B_0 est un paramètre estimé en laboratoire à partir d'un protocole normalisé (volume maximum 2 litres, conditions optimales). Pour nos estimations, nous nous basons sur les valeurs B_0 des tables IPCC. Ces valeurs semblent cependant relativement élevées par rapport aux données de la littérature pour les deux espèces considérées (Vedrennes, 2006). Il pourrait être utile d'actualiser les tables, de mieux prendre en compte les différents stades physiologiques et peut être à terme intégrer les effets de l'alimentation sur le paramètre B_0 qui diminue lorsque la digestibilité des aliments s'accroît.

Les FCM correspondent à la fraction du B_0 qui est effectivement transformée en méthane pendant le stockage, le traitement et l'épandage des déjections (dans des conditions limitantes de température et de durée de stockage et avec la présence d'oxygène en surface). C'est sur ce paramètre que l'incertitude est la plus élevée (de 1996 à 2001, la modification des FCM dans la méthode IPCC a entraîné une augmentation de 15% les estimations de méthane mondial agricole !). Les trop rares données obtenues dans le contexte français mériteraient d'être complétées et synthétisées pour proposer des FCM spécifiques. Ceci est particulièrement important du fait de la spécificité du parc de bâtiments national, notamment bovins (importance des aires paillées). En effet, les valeurs de référence de l'IPCC peuvent être très différentes des quelques résultats d'essais récents dans ce type de bâtiment. Par exemple, Groenestein et Huis in't veld (1994) et Mathot *et al.* (2007) notent des émissions élevées de CH_4 et faibles de N_2O en litière accumulée bovin, ce qui est contraire aux tendances IPCC.

Ces résultats surprenant a priori (milieu solide) pourraient se justifier par une conduite particulière de la litière, avec des zones compactes très anaérobies et peu de zones aérobies nécessaires à la nitrification. Pour les litières en bâtiment porcin, les résultats sont plus nombreux et les estimations vont dans le même sens que l'IPCC (fortes émissions de N_2O et peu de CH_4 , Robin *et al.* (1999)). Toutefois, lorsque les litières de porcs sont humides et/ou lorsque l'apport de substrats est insuffisant on observe également très peu d'émissions de N_2O et beaucoup d'émission de NH_3 comme pour les litières de bovins. Ceci interroge sur la pertinence de la méthode même de calcul de l'IPCC (1 FCM par type de gestion quelle que soit l'espèce animale et sans prendre en compte les pratiques fines associées (quantités de paille, type de substrat, surface par animal,...) et sur l'intérêt que pourrait représenter le développement d'autres méthodes (Tier 3).

La fraction des déjections gérée dans différents milieux (MS) dépend de la conduite des animaux et des effluents. Comme les FCM varient beaucoup en fonction de la température, nous utilisons des FCM différents pour le stockage en bâtiment et à l'extérieur (différences particulièrement importantes pour les porcins) et les éventuels traitements. Les MS sont fixés au prorata de temps de stockage standard (en considérant notamment une évacuation du lisier en fin de bande et un stockage de 4 mois à l'extérieur). Cependant, il convient de noter que les hypothèses de répartition peuvent avoir une incidence importante sur les résultats. Par exemple, les émissions non contrôlées de CH_4 dans une filière de méthanisation sont très fortement réduites et d'autant plus que le lisier est évacué plus fréquemment des bâtiments. De la même manière les pratiques de séparation de phases (liquide/solide) et le traitement biologique aérobie Pour les bovins, une part des déjections est émise au pâturage, avec des émissions très faibles de CH_4 , et des pertes accrues de N_2O . Cette part est fixée à 50% (ou 75%) dans nos estimations, mais ceci pourrait être affiné en fonction des systèmes.

Les systèmes avec des temps de pâturage importants seraient notamment avantagés pour les émissions de CH₄ à partir de l'effluent, mais ceci pourrait être compensé (suivant les cas) par des pertes accrues de N₂O au pâturage. Des travaux sont en cours dans divers centre de recherche pour étudier l'efficacité de substances capables de réduire les pertes de N₂O au pâturage, mais les premiers résultats ne permettent pas encore d'évaluer les gains possibles.

2.2 Émissions de N₂O

Les méthodes Tier 1 et 2 de l'IPCC pour le N₂O comptabilisent les émissions directement sous cette forme à partir de l'effluent (N₂O_{direct}), et les émissions indirectes, qui résultent de la transformation ultérieure d'une partie de l'azote émis sous d'autres formes dans l'air (volatilisation de NH₃ et NO_x : N₂O_{volatilisation}) et dans l'eau (N₂O_{lessivage}) (équation 8.2). Pour l'azote émis au pâturage, un mode de calcul spécifique avec un simple facteur d'émission est proposé.

$$N_2O = N_2O_{\text{direct}} + N_2O_{\text{volatilisation}} + N_2O_{\text{lessivage}} \quad (8.2)$$

L'estimation de N₂O_{direct} requiert les quantités d'azote excrété par animal et des facteurs d'émission pour les différents types de gestion de l'effluent (équation 8.3).

$$N_2O_{\text{direct}} = \sum_i (N_{\text{excrete}} \times EF_i \times MS_i) \quad (8.3)$$

Pour nos calculs, nous utilisons les estimations d'azote excrété issues du Corpen et les valeurs par défaut pour les facteurs d'émission par système. Les remarques sur les facteurs de conversion du méthane sont également valables pour ces facteurs d'émission : en particulier, nous notons les imprécisions de la méthode, des données contradictoires avec la bibliographie (en particulier pour les litières accumulées de bovin) et la nécessité d'acquérir de nouvelles données d'adapter les modes de calcul au contexte français. Les pourcentages de déjections gérées dans les différents systèmes (MS_i) sont estimés de la même façon que pour le méthane.

Le N₂O indirect émis à partir des gaz (NH₃ NO_x) volatilisés est calculée en estimant l'azote volatilisé (l'abattement) et la fraction transformée ultérieurement en N₂O (équation 8.4).

$$N_2O_{\text{volatilisation}} = \sum_i (N_{\text{excrete}} \times \text{FractionVolatilise}_i \times EF \times MS_i) \quad (8.4)$$

Les FractionVolatilise_i sont estimées à partir d'un coefficient de volatilisation qui dépend à la fois de l'espèce et du système de gestion de l'effluent. Ces coefficients pourraient être modifiés, en utilisant par exemple les données de volatilisation du CORPEN (qui peuvent être sensiblement différentes). Le N₂O indirect émis après lessivage est estimé à partir de la quantité d'azote lessivé et d'un taux de transformation en N₂O. Ces facteurs sont communs à tous les systèmes de gestion de l'effluent (équation 8.5).

$$N_2O_{\text{lessivage}} = \sum_i (N_{\text{excrete}} \times \text{Fractionlessive}_i \times EF \times MS_i) \quad (8.5)$$

	Lisier caille- botis	(%eqCO ₂)	Lisier+ métha- nisation	(%eqCO ₂)	Fumier accumulé	(%eqCO ₂)	Fumier+ compost- age	(%eqCO ₂)
Truie présente								
CH ₄ entérique, kg/an	3,017	18%	3,017	20%	3,017	8%	3,017	8%
CH ₄ effluent, kg/an	10,708	64%	8,834	60%	1,122	3%	0,895	2%
N ₂ O Effluent, kg/an	0,236	17%	0,236	20%	2,678	89%	2,678	89%
eq CO ₂ , kg/an	399	100%	354	100%	892	100%	887	100%
Porcelets (8-30kg, 48 j)								
CH ₄ entérique, kg/porc	0,041		0,041		0,041		0,041	
CH ₄ effluent, kg/porc	0,283		0,233		0,030		0,024	
N ₂ O Effluent, kg/porc	0,006		0,006		0,066		0,066	
eq CO ₂ , kg/porc (48 j)	10		8		21		21	
CH ₄ entérique, kg/an	0,316	10%	0,316	12%	0,316	5%	0,316	5%
CH ₄ effluent, kg/an	2,158	71%	1,780	67%	0,226	3%	0,180	3%
N ₂ O Effluent, kg/an	0,047	19%	0,047	22%	0,506	92%	0,506	93%
eq CO ₂ , kg/an	73	100%	64	100%	163	100%	162	100%
Porc à l'engrais (30-115 kg, 112 j)								
CH ₄ entérique, kg/porc	0,263		0,263		0,263		0,263	
CH ₄ effluent, kg/porc	1,978		1,632		0,207		0,165	
N ₂ O Effluent, kg/porc	0,044		0,044		0,481		0,481	
eq CO ₂ , kg/porc (112 j)	67		59		154		153	
CH ₄ entérique, kg/an	0,858	9%	0,858	11%	0,858	4%	0,858	4%
CH ₄ effluent, kg/an	6,455	71%	5,325	67%	0,676	3%	0,539	3%
N ₂ O Effluent, kg/an	0,144	20%	0,144	22%	1,568	93%	1,568	93%
eq CO ₂ , kg/an	218	100%	191	100%	501	100%	498	100%

TAB. 8.1 – Récapitulatif des émissions de GES pour les différentes catégories de porcs en fonction du système de gestion des effluents

	Lisier raclé et pâturage			Fumier accumulé et pâturage				Fumier raclé et pâturage		
	50/50	(25/75)	%eqCO ₂	50/50	(25/75)	%eqCO ₂		50/50	(25/75)	%eqCO ₂
VL 7500										
CH ₄ effluent, kg/an	35,76	(20,31)	60% (36)	5,66	(5,26)	7% (8)		5,66	(5,26)	19% (13)
N ₂ O Effluent, kg/an	1,92	(2,94)	40% (64)	6,21	(5,08)	93% (92)		1,92	(2,94)	81% (87)
eq CO ₂ , kg/an	1400	(1358)	100%	1711	(1630)	100%		678	(996)	100%
Génisse (2 ans)										
CH ₄ effluent, kg/an	13,59	(7,72)	55% (31)	2,15	(2,00)	6% (6)		2,15	(2,00)	16% (10)
N ₂ O Effluent, kg/an	0,91	(1,40)	45% (69)	2,96	(2,42)	94% (94)		0,91	(1,40)	84% (90)
eq CO ₂ , kg/an	596	(600)	100%	928	(764)	100%		321	(462)	100%

TAB. 8.2 – Récapitulatif des émissions de GES en fonction du type d'animal et du système de gestion des effluents

3 Conclusion

L'estimation de la contribution des effluents aux émissions de GES est à la fois importante et très incertaine du fait de la grande variabilité des phénomènes biologiques mis en jeu, du faible nombre d'études en conditions réelles et de la difficulté de transposer des méthodes et des facteurs d'émission internationaux aux conditions françaises. Ainsi, il nous paraît important pour l'avenir d'affiner ces estimations, d'acquérir de nouvelles données expérimentales et peut être de développer des modèles spécifiques de prédiction. Il est important de rappeler que ces estimations de la contribution des effluents aux GES intègrent également les pertes liées à leur utilisation agronomique et viendront donc en substitution à celles liées à l'utilisation d'autres formes d'engrais.

Avec le mode d'estimation retenu (IPCC), le système fumier émet plus du double de CO_2eq par rapport au système lisier pour les porcs. Le N_2O contribue aux émissions de CO_2eq à hauteur de 92% en système fumier et seulement 20% en système lisier. Ceci est conforme aux données de la bibliographie dans le contexte français. Les systèmes sur lisier semblent donc plus avantageux sur le plan des émissions de GES à partir de l'effluent. Cependant, il existe une grande variabilité intra-système, certains modes de gestion de la litière entraînant des émissions faibles.

Il ne faudrait donc pas tirer de conclusions hâtives à partir de ces résultats obtenus à partir de valeurs moyennes. Les traitements, en particulier la méthanisation, offrent des perspectives très intéressantes de réduction des émissions. Cependant, le niveau de réduction dépend là-aussi beaucoup de la gestion fine du système (temps de stockage en bâtiment notamment). Pour les bovins, l'estimation des émissions pourrait être réalisée à partir de deux sources contradictoires : la méthode IPCC, éprouvée, reconnue et basée sur des données relativement nombreuses mais en grande partie issus d'études sur porcs dans le contexte international, ou des facteurs d'émissions spécifiques, dérivés d'études françaises, mais encore très rares. Les chiffres du tableau 8.2 (méthode IPCC) sont donc particulièrement discutables et pourraient constituer une première piste de recherche en vue de l'amélioration des prédictions des GES associés à la gestion de l'effluent.

Conclusions et perspectives

Conclusions et perspectives

Plutôt que de reprendre les résultats résumés au début de ce rapport, nous dressons un bilan d'ensemble, puis tentons de dégager quelques grandes lignes pour les recherches qui restent à mener.

Sur la démarche

Tout d'abord, il convient de rappeler que les projections qui sont présentées dans ce rapport découlent d'une articulation d'hypothèses traduites en scénarios. Elles n'ont donc, en ce sens, pas valeur de prévisions. Elles ont pour but essentiel d'identifier les facteurs robustes et déterminants (et ceux qui le sont moins) dans les évolutions possibles des émissions.

Interpréter ces projections en les rapprochant trop des évolutions récentes de la conjoncture serait une erreur. Au début de cette étude, les questions récurrentes portaient sur les effets de la hausse simultanée et rapide des cours des matières premières agricoles et de l'énergie. Aujourd'hui, une partie des interrogations se tournent vers les impacts d'une possible transformation de la crise financière en récession. Deux réponses peuvent être apportées. Premièrement, la démarche privilégie par nature les aspects structurels de moyen/long terme sur les déterminants de court terme. Deuxièmement, les mécanismes d'équilibre sur les marchés, notamment agricoles, tendent à atténuer les fluctuations conjoncturelles sur la durée. Cela ne revient pas à nier les effets de ces fluctuations et du contexte macro-économique sur les émissions – les résultats tendent à montrer que les émissions y sont sensibles, et ce d'autant plus que l'horizon est court – mais plutôt à interpréter les résultats pour ce qu'ils sont, c'est à dire des projections de moyen/long terme.

Une originalité de cette étude, qui la distingue des projections antérieures, a été d'intégrer les travaux de chercheurs de plusieurs disciplines dont les méthodes et les objets sont différents. Ce parti pris a impliqué des choix de modélisation. Le choix d'un modèle agricole opérant à une résolution régionale a été par exemple en partie dicté par la nécessité de désagréger autant que possible l'utilisation des terres tout en conservant une couverture nationale et les liens entre élevage et cultures. De tels choix ne sont (et ne peuvent) être complètement satisfaisants sur toutes les dimensions d'un problème comme celui des émissions de GES d'origine agricole. Une résolution seulement nationale, mais avec une description plus fine des catégories animales, convient vraisemblablement mieux aux projections de méthane entérique. En revanche, une résolution infra-régionale (cantonale ou petites régions agricoles) est plus proche de la résolution "naturelle" des modèles décrivant la dynamique de carbone dans les sols, mais pose des problèmes d'accès aux données pour les modèles économiques. Intégrer les effets sur les prix tout en maintenant une désagrégation régionale a nécessité des hypothèses, parfois fortes, afin de rendre compatibles les résultats de deux modèles économiques de nature différente.

Il reste que le compromis qui a été trouvé a permis d'incorporer dans l'analyse des relations nouvelles et importantes pour le bilan national en gaz à effet de serre. En cela, l'effort des chercheurs ayant contribué à ce rapport pour intégrer leurs résultats à une résolution commune est à saluer.

Que nous apprennent les résultats présentés dans ce rapport ?

Premièrement, **la marge de manœuvre dans le secteur agricole est limitée**. La baisse la plus marquée des émissions n'est obtenue que dans un contexte de croissance ralentie et de prix agricoles faibles, qui se traduit par des effectifs animaux en baisse significative. Même dans ce scénario (S1a), la réduction des émissions entre 2005 et 2020 est du même ordre de grandeur que celle qui a prévalu entre 1990 et 2005. Les deux autres scénarios impliquent au contraire un ralentissement net de la baisse des émissions d'ici 2020. Certains déterminants (facteurs d'émission des bovins laitiers, expansion et intensification des cultures) exercent une pression à la hausse sur les émissions, et ce d'autant plus que les prix sont élevés.

Un deuxième résultat saillant est que **des enjeux forts se situent au niveau des stocks de carbone**. Même dans le scénario forestier “Tendanciel”, la baisse des stocks de carbone dans les forêts entre 2005 et 2020 “annule” la réduction des émissions agricoles (ou au moins une part significative de celle-ci). Dans le scénario forestier “Intensif”, le déstockage de carbone entre 2005 et 2020 est même six fois supérieur aux réductions d’émissions agricoles dans le scénario central. Les implications en termes d’émissions nettes dépendront donc de manière cruciale du mode de comptabilisation du stockage de carbone dans les objectifs de réduction, de l’année de référence et des réductions d’émissions dans le secteur de l’énergie permises par l’utilisation de biomasse en aval. Avec le retour de la déforestation au cœur des débats sur le changement climatique, il semble inévitable que la question du stockage soit au centre des négociations internationales des objectifs “Post-Kyoto”. Ce débat ne pourra être cantonné à la seule contribution des pays du Sud, et poussera vraisemblablement à réexaminer la place des puits et leur comptabilisation dans les objectifs de réduction négociés pour l’ensemble des pays.

Les résultats sur le volet “sols” montrent que les enjeux liés au stockage de carbone ne se limitent pas aux stocks forestiers, mais que l’ensemble des usages des sols jouent un rôle déterminant. Les résultats présentés au chapitre 6 suggèrent une difficulté supplémentaire dans ce débat, celle de faire la part des composantes “naturelles” et “anthropiques” dans l’évolution du carbone des sols. Dans cette perspective, les modèles décrivant la dynamique du carbone dans les sols apportent une information précieuse.

Un troisième enseignement est qu’il **faudra vraisemblablement réduire les émissions au delà des niveaux donnés par les projections**. Au vu de la place des émissions agricoles françaises dans les émissions des secteurs non couverts par le système de quotas, des mesures seront donc nécessaires pour respecter les objectifs ambitieux fixés au niveau européen.

Les travaux sur les émissions de méthane entérique suggèrent des pistes “techniques” ayant trait notamment à l’alimentation des bovins. Les travaux sur les effluents d’élevage en suggèrent d’autres, comme la méthanisation, tout en soulignant les besoins de recherches dans cette voie.

Afin de maintenir le coût total du respect des engagements au plus bas, il est important que les actions de réduction soient prioritairement dirigées vers les options les moins coûteuses. Les instruments économiques, en transmettant aux agents un signal-prix clair qui dépend de leurs émissions, fournissent les incitations qui vont dans ce sens. Ils permettent ainsi de répartir efficacement les efforts de réduction entre les exploitations et entre les différentes options. Cela est d’autant plus important que les coûts de réduction varient fortement d’une exploitation à l’autre.

Enfin, **les pistes d’amélioration pour la comptabilisation des émissions liées à l’élevage** proposée dans la troisième partie du rapport constituent une contribution importante de cette étude. Parmi ces résultats, les calculs concernant le méthane entérique émis par les vaches laitières conduisent par exemple à une réévaluation significative du facteur d’émission. Les données et les relations fournies sont des éléments directement exploitables pour les inventaires français d’émissions et devraient permettre d’affiner le calcul des facteurs d’émission.

Limites

Étant donné le temps relativement court imparti à l’exercice, l’ensemble des relations n’a pu être pris en compte.

Les facteurs d’émission de N₂O dus aux sols agricoles fait l’objet de débats scientifiques vifs. Une voie qui avait été envisagée au début de l’étude consistait à recourir à un couplage entre le modèle d’offre agricole et un modèle de croissance des plantes sur la base des travaux de Durandeu *et al.* (2006). L’objectif était d’affiner le calcul des facteurs d’émissions en fonction des cultures, des sols et du climat. Faute de temps, ces éléments n’ont pas pu être intégrés dans les projections. Pour les sources correspondantes, les facteurs d’émissions ont donc été maintenus constants, les émissions répondant uniquement aux variations des quantités d’azote. Notons toutefois que cette méthode correspond à la démarche retenue dans les inventaires. De plus, étant donnée l’incertitude qui entoure ces facteurs d’émission, il semble peu probable que la méthode de comptabilisation actuelle soit remise en cause dans un avenir proche.

Les émissions liées à l'utilisation d'énergie dans le secteur agricole n'ont pas non plus été intégrées aux projections. Elles représentent un peu moins de 9,5 MtCO₂eq (année 2005 CITEPA, 2006) et ont baissé dans des proportions très similaires à celles de CH₄ et de N₂O, suggérant une corrélation forte entre ces émissions et les variables d'activité agricoles. L'utilisation de carburants issus de la biomasse dans le secteur agricole occupe actuellement une part très faible dans les consommations énergétiques totales du secteur. Le recours accru à la biomasse dans les consommations énergétiques agricoles (tracteurs, chauffage, etc...) pourrait contribuer à réduire les émissions de cette source dans les quinze prochaines années. Les ordres de grandeurs en jeu, s'ils méritent d'être étudiés de manière plus approfondie, ne sont toutefois pas de nature à bouleverser les projections données dans ce rapport.

Les travaux sur la rentabilité des taillis à courte rotation suggèrent que l'attractivité de ces cultures reste limitée. La comparaison des chiffres avec les valorisations marginales de la terre données par le modèle agricole indique que seul un nombre restreint d'exploitations serait concerné. Ils confirment en cela des résultats de travaux antérieurs qui soulignaient notamment un bilan économique moins bon et une perte de flexibilité par rapport aux activités agricoles (Gavaland *et al.*, 2004; Ridier *et al.*, 2006). Les calculs menés dans le cadre de cette étude reposent néanmoins sur des productivités et des coûts moyens et ne sont pas suffisants pour tirer des conclusions définitives sur ce point. Une analyse intégrant la variabilité spatiale de la rentabilité des TCR et celles des cultures agricoles ou ligneuses en fonction des conditions pédo-climatiques serait nécessaire et demanderait une étude complémentaire.

Plus généralement, le défi principal consiste à dépasser le cloisonnement entre les analyses des sources d'émissions et celles des puits de carbone. Cette séparation, qui prévaut dans la plupart des analyses, ne tient pas devant les pressions actuelles sur les différents services fournis par les sols (production alimentaire, sylvicole, énergétique, mais aussi usages urbains, récréatifs, etc...). S'il a permis de mettre en cohérence les évolutions projetées de surfaces forestières et de surface agricole, ce travail ne constitue qu'un début de réponse très partiel à cette question. Coupler de manière externe des outils de modélisation existants très différents en termes de conception, de méthodes et de résolution temporelle et spatiale a nécessité de recourir à des hypothèses fortes et nécessairement critiquables. Par ailleurs, l'ensemble des usages des sols n'a pu être pris en compte. En particulier, l'artificialisation des sols agricoles n'a pu être intégrée dans l'analyse. Selon l'IFEN (2008), ce sont ainsi 60 000 ha qui sont artificialisés chaque année, un ordre de grandeur comparable aux hypothèses prises concernant la progression des surfaces forestières. Les conséquences de ces évolutions en termes de stocks de carbone mériteraient d'être étudiées de manière plus approfondie.

Enfin, la sensibilité des projections aux paramètres climatiques, illustrée notamment par les résultats sur les stocks de carbone dans les sols, indique que l'analyse prospective de l'évolution des sources et des puits ne peut être complètement résolue indépendamment des impacts et de l'adaptation au changement climatique. Les projections présentées dans ce rapport reposent sur l'hypothèse d'un climat stable sur les quinze prochaines années. En première approche, cette hypothèse paraît justifiée dans la mesure où l'horizon temporel considéré est relativement rapproché. Des épisodes climatiques inhabituels sont néanmoins susceptibles d'affecter significativement les réservoirs de carbone, et donc de modifier le bilan net en termes de GES de l'agriculture et de la forêt.

Perspectives de recherche

Parmi les points identifiés plus haut, qui méritent d'être approfondis et impliquent des programmes de recherche ambitieux, nous souhaitons insister plus particulièrement sur la question de l'usage des sols et la nécessité d'une convergence entre modèles agricoles et forestiers. Prendre en compte la compétition entre les différents usages des sols nécessite de renouveler les approches, tant du côté agricole que forestier et de faire évoluer les modèles agricoles et forestiers dans le sens d'une plus grande intégration.

Un travail dans ce sens est en cours avec le développement du modèle EU-FASOM. Financé dans le cadre de projets européens, ce travail regroupe plusieurs équipes européennes à la fois dans le domaine de l'économie agricole et de la forêt. Les grandes lignes de ce modèle sont décrites dans un article récent par Schneider *et al.* (2008). Conçu pour le moment à une résolution nationale couvrant l'UE-25, il offre des

perspectives intéressantes pour analyser les relations entre les puits et les sources de GES dans un cadre d'équilibre partiel et en tenant compte d'autres enjeux environnementaux (érosion, zones humides, biodiversité). Afin de ne pas multiplier les structures, investir sur le développement d'un module "France" détaillé dans le cadre de ce modèle paraît une voie intéressante.

Bibliographie

- ADAMS, D., ALIG, R., CALLAWAY, J., MCCARL, B. et WINNETT, S. (1996). The Forest and Agricultural Sector Optimization Model (FASOM) : Model structure and policy applications. Research paper PNW-495, United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, USA.
- ADEME (1998a). T.C.R. de peuplier. Etude Agrice, ADEME, Paris, France. <http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/peuplier.pdf> (consulté le 8/11/2007).
- ADEME (1998b). T.T.C.R. de saule. Etude Agrice, ADEME. <http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/saule.pdf> (consulté le 8/11/2007).
- ADEME/DIREM (2002). Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production des biocarburants. Rapport d'après les travaux d'Ecobilan PriceWaterhouseCoopers, ADEME, Paris, France. 132p.
- AFOCEL (2003). Information Eucalyptus : Itinéraire technique et production. Lettre d'information semestrielle eucalyptus 2, AFOCEL.
- ALBRITTON, D., JONAS, P., PRATHER, P., SCHIMEL, D. et SHINE, K. (1995). *Radiative forcing of climate change*, chapitre 2, pages 65–133. In Houghton *et al.* (1995).
- ALIG, R., ADAMS, D., MCCARL, B. A., CALLAWAY, J. et WINNETT, S. (1997). Assessing effects of mitigation strategies for global climate change with an intertemporal model of the U.S. forest and agriculture sectors. *Environmental and Resource Economics*, 9:259–274.
- ANNUAIRE ECUS (2006). *Tableau économique statistique et graphique du cheval en France*. Ed. Les Haras Nationaux, 19231 Arnac-Pompadour. 64 pages.
- ARROUAYS, D., DESLAIS, W. et BADEAU, V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use Manag.*, 17:7–11.
- ASANUMA, N., IWAMOTO, M. et HINO, T. (1999). Effect of the addition of fumarate on methane production by ruminal microorganisms in vitro. *J. Dairy Sci.*, 82:780–787.
- BATES, J. (2001). Economic evaluation of emission reductions of nitrous oxides and methane in agriculture in the EU. Final Report AEAT-3773, AEA Technologies and Environment, Abingdon, UK. 99p, Contribution to a study for DG Environment, European Commission by Ecofys Energy and Environment, AEA Technology Environment and National Technical University of Athens.
- BEEVER, D. (1993). Rumen function. In FORBES, J. et FRANCE, J., éditeurs : *Quantitative aspects of ruminant digestion and metabolism*, pages 187–215, Wallingford, UK. CAB International.
- BERTHELOT, A. (2007). Les taillis à courtes à très courtes rotations. Présentation à la formation production et récolte de biomasse, MAP. <http://ftp.agriculture.gouv.fr/dgpei/formation%20biomasse/Module%203%20-%20Production%20et%20r%C3%A9colte/Intervention%20AFOCEL%20A%20Berthelot.ppt> (consulté le 7 janvier 2008).
- BERTHELOT, A., LE NET, E., LABALETTE, F. et MARSAC, S. (2007). Les cultures “dédiées”... notamment aux bioénergies. Fiche Information forêt FCBA 755, FCBA.
- BLAXTER, K. et CLAPPERTON, J. (1965). Prediction of the amount of methane produced by ruminant. *Br. J. Nutr.*, 19:511–521.

- BOGAERT, C., GOMEZ, L., JOUANY, J.-P. et JEMINET, G. (1989). Effects of the ionophore antibiotics lasalocid and cationomycin on ruminal fermentation in vitro. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 27:1–15.
- BRANINE, M. et JOHNSON, D. (1990). Level of intake effects on ruminant methane loss across a wide range of diets. *J. Anim. Sci.*, 68(Supl. 1):509–510.
- BRITZ, W., éditeur (2005). *CAPRI Modelling System Documentation*, volume Deliverable 1 de *Development of a regionalised EU-wide operational model to assess the impact of current Common Agricultural Policy on farming sustainability (J05/30/2004)*. University of Bonn, Bonn. <http://www.ilr1.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri-documentation.pdf>.
- BRUINENBERG, M., ZOM, R. et VALK, H. (2002). Energy evaluation of fresh grass in the diets of lactating dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.*, 50:67–81.
- BRUNSCHWIG, P. et LAMY, J.-M. (2006). Production de diester à la ferme : Possibilités et conséquences de la production et de l'utilisation des tourteaux produits. *Fourrages*, 187:329–341.
- BURLACU, G., VOICU, D., VOICU, I., NICOLAE, M., PETRACHE, E., GEORGESCU, G. et BALAN, S. (1993). Study on the energy and protein metabolism in horses. *Arch. Anim. Nutr.*, 45:173–185.
- BUSQUET, M., CALSAMIGLIA, S., FERRET, A., CARDOZO, P. et KAMEL, C. (2005). Effects of cinnamaldehyde and garlic oil on rumen microbial fermentation in a dual flow continuous culture. *J. Dairy Sci.*, 88:2508–2516.
- CALLAWAY, T. et MARTIN, S. (1996). Effect of organic acid and monensin treatment on in vitro mixed ruminal microorganisms fermentation of cracked corn. *J. Anim. Sci.*, 74:1982–1989.
- CARDOZO, P., CALSAMIGLIA, S., FERRET, A. et KAMEL, C. (2005). Screening for the effects of natural plant extracts at different pH on in vitro rumen microbial fermentation of a high-concentrate diet for beef cattle. *J. Anim. Sci.*, 83:2575–2579.
- CHASSET, C. (2007). Perspectives de mobilisation de bois-énergie à la Société Forestière de la Caisse des Dépôts. Mémoire de fin d'études, ENGREF, Nancy, France.
- CHILLIARD, Y., FERLAY, A. et DOREAU, M. (2001). Effect of different types of forages, animal fat or marine oils in cow's diet on milk fat secretion and composition, especially conjugated linoleic acid (CLA) and polyunsaturated fatty acids. *Livest. Prod. Sci.*, 70:31–48.
- CHOUVET, N. (2006). Etat du marché du bois énergie en Livradois-Forez et perspectives de développement de la plaquette forestière. Mémoire de fin d'études mastère spécialisé "forêt, nature et société", ENGREF, Nancy, France.
- CIBE (2006). Simulations de la production combinée d'électricité et de chaleur. Commentaires sur les hypothèses et les résultats. Rapport technique, Confédération Interprofessionnelle du Bois Energie. http://www.cibe.fr/fichiers_travaux/synthese_simulations.pdf (consulté le 8/11/2007).
- CINOTTI, B. (2006). Récolte de bois en France en 2004 : La reprise ne profite qu'au bois de trituration et à certains résineux. *Rev. For. Fr.*, LVIII(3):213–228.
- CITEPA (2006). Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Format UNFCCC-CRF, CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.
- CITEPA (2007). Emissions dans l'air : données nationales sur le méthane. CITEPA/CORALIE format SECTEN, CITEPA, Paris, France. www.citepa.org/emissions/nationale/Ges/ges_ch4.htm.
- CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE (2007). Conseil Environnement. Communiqué de presse. 6272/07, 2785ème session du Conseil, Bruxelles, Belgium. 20/02/2007. http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/fr/envir/93089.pdf.

- CONSEIL GÉNÉRAL DES PONTS ET CHAUSSÉES (2006). Démarche prospective transports 2050. Eléments de réflexion. Rapport du CGPC 2006-0036-01, Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer, Paris, France. 55 p.
- CRUTZEN, P. J., MOSIER, A. R., SMITH, K. A. et WINIWARTER, W. (2007). N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7:11191–11205.
- de BOISSIEU, C., éditeur (2006). *Rapport du groupe de travail "Division par quatre des émissions de gaz à effet de serre de la France à l'horizon 2050"*. La Documentation française, Paris. 144 p.
- DE CARA, S., DEBOVE, E. et JAYET, P.-A. (2007). The Global Warming Potential paradox : Implications for the design of climate policy. In GUESNERIE, R. et TULKENS, H., éditeurs : *The design of climate policy*, MIT-CESifo Seminar Series, Cambridge, MA. MIT Press. forthcoming.
- DE CARA, S., HOUZÉ, M. et JAYET, P.-A. (2005). Methane and nitrous oxide emissions from agriculture in the EU : A spatial assessment of sources and abatement costs. *Environmental and Resource Economics*, 32(4):551–583.
- DE CARA, S. et JAYET, P.-A. (1999). Évaluation et régulation de l'effet de serre d'origine agricole. *L'Actualité Économique*, 75(4):597–623.
- DE CARA, S. et JAYET, P.-A. (2000a). Emissions of greenhouse gases from agriculture : The heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics*, 27(3):281–303.
- DE CARA, S. et JAYET, P.-A. (2000b). Régulation de l'effet de serre d'origine agricole : Puits de carbone et instruments de second rang. *Economie et Prévision*, 143/144(2-3):37–46.
- DE CARA, S. et JAYET, P.-A. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in EU agriculture : An assessment of the costs of reducing agricultural emissions and enhancing carbon sinks in agricultural soils. INSEA Report SSP1-CT-2003-503614-Final, European Commission – INSEA, IIASA, Laxenburg, Austria.
- DEBOVE, E. et JAYET, P. (2007). The Luxembourg agreement seen through the core model. Genedec Deliverable 4 : Report on results concerning models linking farm, markets and the environment, INRA - Economie publique.
- DEFAYE, S. (2007). Production combinée de chaleur et d'électricité à partir de bois : Contraintes, cibles, modalités de soutien. Etude de cas dans l'industrie et les réseaux de chaleur. In *Présentation au colloque ATEE, CIBE Cogénération biomasse dans l'industrie et sur les réseaux de chaleur*, Strasbourg. <http://www.atee.fr/cp/37/5-%2018-09%20Serge%20DEFAYE.pdf> (consulté le 8/11/2007).
- DESSUS, B., BARBIER, C. et WHITWHAM, M. (1998). Le bois-énergie en Europe : Evaluation du potentiel mobilisable à l'horizon 2020, impacts sur l'environnement global et conditions socioéconomiques de sa mobilisation. Les Cahiers du CLIP (Club d'ingénierie Prospective Énergie et Environnement) 8, CNRS-ECOTECH, Paris. 112 p.
- DOLLÉ, J. et ROBIN, P. (2006). Emission de gaz à effet de serre en bâtiment bovin. In *Actes du colloque Journées AFPP. Prairie, élevage, consommation d'énergie et GES*.
- DURANDEAU, S., GABRIELLE, B., GODARD, C., JAYET, P.-A. et LEBAS, C. (2007). Coupler STICS avec un modèle économique pour estimer les émissions de N₂O et l'impact de mesures de réduction des gaz à effet de serre. In *Séminaire STICS, Reims, INRA Département Environnement et Agronomie*.
- DURANDEAU, S., GABRIELLE, B., JAYET, P.-A., LE BAS, C. et GODARD, C. (2006). Impacts of coupling a crop model and the AROPAj model on gross margin and on greenhouse gas emissions. In JAYET, P.-A., éditeur : *Report on results concerning models linking farm, markets and the environment*, Work Package 3, Deliverable 4, pages 150–172. GENEDEC, Project 502184.

- EGGLESTON, H., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T. et TANABE, K., éditeurs (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IGES, Japan.
- ELLIS, J., KEBREAB, E., ODONGO, N., MCBRIDE, B., OKINE, E. et FRANCE, J. (2007). Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J. Dairy Sci.*, 90:3456–3467.
- EUROPEAN CLIMATE CHANGE PROGRAMME (2006). The second European Climate Change Programme. Final report., ECCP. Working Group ECCP Review : Topic Group Agriculture and Forestry, Brussels, Belgium.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2007). Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2005 and inventory report 2007. Submission to the UNFCCC Secretariat, European Commission, DG Environment / European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- FALLOON, P., SMITH, P., BRADLEY, R., MILNE, R., TOMLINSON, R., VINER, D., LIVERMORE, M. et BROWN, T. (2006). RothCUK - A dynamic modelling system for estimating changes in soil C from mineral soils at 1-km resolution in the UK. *Soil Use Manag.*, 22:274–288.
- FARRELL, A., PLEVIN, R., TURNER, B., JONES, A., O'HARE, M. et KAMMEN, D. (2006). Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science*, 311(5760):506–508.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M. et VAN DORLAND, R. (2007). *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*, chapitre 2, pages 129–234. In Solomon et al. (2007).
- FREIBAUER, A. (2003). Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy*, 19(2):135–160.
- FREIBAUER, A., ROUNSEVELL, M. D., SMITH, P. et VERHAGEND, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1):1–23.
- GALKO, E. (2007). *Modélisation de l'offre agricole européenne face à de nouveaux enjeux : réformes politiques, effet de serre et changement climatique*. Thèse de doctorat, AgroParisTech, UMR Economie Publique, INRA/AgroParisTech, Grignon, France. 216 p.
- GARCIA-GONZALEZ, R., LOPEZ, S., FERNANDEZ, M. et GONZALEZ, J. (2006). Effects of the addition of some medicinal plants on methane production in a rumen simulating fermenter (rusitec). In SOLIVA, C., TAKAHASHI, J. et KREUZER, M., éditeurs : *Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, pages 172–175. Elsevier Science B.V.
- GAVALAND, A., RECORD, S. et RÉQUILLART, V. (2004). Le boisement des terres agricoles peut-il constituer une voie de diversification des revenus des agriculteurs ? *Economie Rurale*, 281:9–23.
- GIGER-REVERDIN, S., SAUVANT, D., VERMOREL, M. et JOUANY, J.-P. (2000). Empirical modeling of methane losses from ruminants. *Renc. Rech. Rumin.*, 7:187–190.
- GIGER-REVERDIN, S., VERMOREL, M. et SAUVANT, D. (1990). Facteurs de variation de la production de méthane au cours de la digestion des aliments composés chez les ruminants. *Ann. Zootech.*, 41:37–38.
- GIRALDO, L., RANILLA, M., TEJIDO, M. et CARRO, M. (2007). Influence of exogenous fibrolytic enzymes and fumarate on methane production, microbial growth and fermentation in rusitec fermenters. *Br. J. Nutr.*, 98:753–761.
- GIUPPONI, C., BOSELLO, F. et POVELLATO, A. (2007). A review of recent studies on cost effectiveness of GHG mitigation measures in the European agro-forestry sector. Working Paper 14.2007, FEEM, Venice, Italy.

- GODARD, C., BAMIÈRE, L., DEBOVE, E., DE CARA, S., JAYET, P.-A. et NIANG, N. B. (2005). Interface between agriculture and the environment : Integrating yield response functions in an economic model of eu agriculture. In ARFINI, F., éditeur : *Modelling agricultural policies : State of the art and new challenges*, numéro 89th de European seminar of the European Association of Agricultural Economists (EAAE), pages 475–495, Parma, Italy. EAAE, Monte Università Parma Editore.
- GOHIN, A. (2007). Prospective Agriculture 2013 : Résultats des scénarios avec le modèle GOAL. Document de travail, INRA ESR Rennes.
- GROENESTEIN, C. et HUIS IN 'T VELD, J. (1994). Practical research into ammonia emissions from animal houses XV : straw bed house for suckling cows (en néerlandais). Etude Agrice 94-1006, Directorate for Agricultural research (DLO), Wageningen, NL.
- HOFFMANN, L., KLIPPELL, W. et SCHIEMANN, R. (1967). Untersuchungen über den Energieumsatz beim Pferd unter besonderer Berücksichtigung der Horizontalbewegung. *Arch. Tierernähr.*, 17:441–449.
- HÖGLUND-ISAKSSON, L., WINIWARTER, W., KLIMONT, Z. et BERTOK, I. (2006). Emission scenarios for methane and nitrous oxides from the agricultural sector in the EU-25. Interim Report IR-06-019, IIASA, Laxenburg, Austria.
- HOUGHTON, J., DING, Y., GRIGGS, D., NOGUER, M., van der LINDEN, P., DAI, X., MASKELL, K. et JOHNSON, C., éditeurs (2001). *Climate Change 2001 : The Scientific Basis*, volume 1 de *IPCC Third Assessment Report (TAR)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- HOUGHTON, J., FILHO, L. M., LIM, B., TREANTON, K., MAMATY, I., BONDUKI, Y., GRIGGS, D. et CALLENDER, B., éditeurs (1996). *Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Reference Manual*, volume 3 de *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. UK Meteorological Office, Bracknell, UK, revised édition.
- HOUGHTON, J., MEIRA FILHO, L., CALLENDER, B., HARRIS, N., KATTENBERG, A. et MASKELL, K., éditeurs (1995). *Climate Change 1995 : The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Second Assessment Report (SAR). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- HOULES, R. (2005). La gestion de l'eucalyptus en Midi-Pyrénées dans une optique de développement durable : Evaluation de l'opportunité de plantation d'eucalyptus dans les exploitations agricoles de Midi-Pyrénées. Mémoire de fin d'études ingénieur, ENESAD, Dijon, France.
- IFEN (2008). Artificialisation des sols. Indicateurs de performance environnementale, Institut français de l'environnement. http://www.ifen.fr/uploads/media/fiche__sols.pdf. Consulté le 11/03/2008.
- IFN (2004). Ressource et disponibilité forestière : une valorisation importante de l'inventaire. L'IF 6, Inventaire Forestier National. www.ifn.fr/spip/IMG/pdf/L_IF_no06_ressource.pdf.
- IFN (2005). Bois-énergie : Les forêts ont de la ressource. L'IF 9, Inventaire Forestier National.
- IFN (2006). La forêt française en 2005 : résultats de la première campagne nationale annuelle. L'IF (numéro spécial), Inventaire Forestier National. http://www.ifn.fr/spip/IMG/pdf/L_IF_nospe_publinat.pdf.
- IFN (2007). *La forêt française - Les résultats des campagnes d'inventaire 2005 et 2006*. Inventaire Forestier National, Nogent/Vernisson, France. www.ifn.fr. 142 p.
- IKWUEGBU, O. et SUTTON, J. (1982). The effect of varying the amount of linseed oil supplementation on rumen metabolism in sheep. *Br. J. Nutr.*, 48:365–375.
- INRA (1978). *Alimentation des Ruminants*. Ed. INRA Publications, Versailles, France.
- INRA (2007). *Alimentation des bovins, ovins et caprins ; besoins des animaux, valeurs des aliments*. Editions Quæ, Versailles, France.

- IPCC (1996). *Agriculture*, chapitre 4, pages 4.1–4.63. Volume 1 de Houghton *et al.* (1996), revised édition.
- ITEB-INRA (1989). Pratique de l'alimentation des bovins avec les tables inra 1988. Rapport technique, ITEB, Paris. 168 pages.
- JANNY, A. (2007). Étude de la ressource en Douglas potentiellement mobilisable par la CFBL. Mémoire de fin d'études, GREF, AgroParisTech, Nancy. 29 p.
- JARRIGE, R., éditeur (1988). *Alimentation des Bovins, Ovins et Caprins*. INRA, Paris, France.
- JENKINSON, D. et RAYNER, J. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci*, 123:298–305.
- JENTSCH, W., WITTENBURG, H. et SCHIEMAN, R. (1976). Utilization of feed energy by growing bulls. 3-comparative studies of the digestibility of 44 rations and physiological indices of the rumen in young bulls and adult sheep. *Archiv für Tierernährung*, 26:575–585.
- JOUANY, J.-P. (1994). Methane production from ruminants ; Its contribution to the greenhouse effect and how to control emission. In PIVA, G., éditeur : *Proceedings of the Feed Production Conference*, pages 269–287, Piacenza, Italy. Facolta di Agraria.
- JOUANY, J.-P., BROUDISCOU, L., PRINS, R. et KOMISARCZUK-BONY, S. (1995). Métabolisme et nutrition de la population microbienne du rumen. In JARRIGE, R., RUCKEBUSH, Y., DEMARQUILLY, C., FARCE, M.-H. et JOURNET, M., éditeurs : *Nutrition des Ruminants Domestiques ; Ingestion et Digestion*, pages 349–381, Versailles, France. INRA Editions.
- JOUANY, J.-P., LASSALAS, B. et COULMIER, D. (2005). Etude in vitro des effets de l'ajout de sérum de luzerne sur les fermentations ruminales. *Renc. Rech. Ruminants*, 12:240.
- JOUANY, J.-P. et MORGAVI, D. (2007). Use of "natural" products as alternatives to antibiotic feed additives in ruminant production. *Animal*, 1:1443–1466.
- LEE, H.-C., MCCARL, B. et GILLIG, D. (2005). The dynamic competitiveness of U.S. agricultural and forest carbon sequestration. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 53:343–357.
- LOUSTAU, D., éditeur (2004). *Séquestration de Carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles*. Rapport Final Projet GICC 2001 "Gestion des impacts du changement climatique" et Convention Gip ECOFOR n°3/2001. INRA, Bordeaux-Pierroton, France. 137 p.
- MACHMÜLLER, A., OSSOWSKI, D. et KREUZER, M. (2000). Comparative evaluation of the effects of coconut oil, oilseeds and crystalline fat on methane release, digestion and energy balance in lambs. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 85:41–60.
- MACHMÜLLER, A., SOLIVA, C. et KREUZER, M. (2003). Methane-suppressing effect of myristic acid in sheep as affected by dietary calcium and forage proportion. *Br. J. Nutr.*, 90:529–540.
- MANNE, A. S. et RICHEL, R. G. (2001). An alternative approach to establishing trade-offs among greenhouse gases. *Nature*, 410:675 – 677.
- MARTIN, C., MORGAVI, D., DOREAU, M. et JOUANY, J.-P. (2006). Comment réduire la production de méthane chez les ruminants ? *Fourrages*, 187:283–300.
- MARTIN-ROSSET, W., éditeur (1990). *Alimentation des Chevaux*. INRA Publication, Paris (FRA).
- MATHIEU, M. et RAMANANTSOA, J. (2003). Simulations de découplage des aides à l'aide du modèle MAGALI. *Notes et Etudes Economiques*, 19:53–79.

- MATHOT, M., DECRUYENAERE, V., LAMBERT, R. et STILMANT, D. (2007). Emission de CH₄, N₂O et NH₃ en étables et lors du stockage des engrais de ferme de génisses Blanc Bleu Belge. *Rencontre Recherche Ruminant*, pages 49–53.
- MCCARL, B., CHANG, C., ATWOOD, J. et NAYDA, W. (1993). *Documentation of ASM : The U.S. Agricultural Sector Model*. A&M University Press, College Station, Texas, USA.
- MCCARL, B. A. et SCHNEIDER, U. A. (2001). Greenhouse gas mitigation in U.S. agriculture and forestry. *Science*, 294:2481–2482.
- MELUN, F. (2007). Eucalyptus : 25 ans d'expérimentation dans le sud de la France. Fiche Information forêt AFOCEL 747, AFOCEL.
- MILLER, T. (1995). Ecology of methane production and hydrogen sinks in the rumen. In ENGELHARDT, W., LEONHARD-MAREK, S., BREVES, G. et GIESECKE, D., éditeurs : *Ruminant Physiology : Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction*, pages 317–331, Stuttgart, Germany. Ferdinand Enke Verlag.
- MILLS, J., KEBREAB, E., YATES, C., CROMPTON, L., CAMELL, S., DHANOA, M., AGNEW, R. et FRANCE, J. (2003). Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *J. Anim. Sci.*, 81:3141–3150.
- MOSIER, A. et KROEZE, C., éditeurs (2001). *Agriculture*, chapitre 4, pages 4.1–4.94. In Penman et al. (2001).
- NAGARAJA, T., NEWBOLD, C., VAN NEVEL, C. et DEMEYER, D. (1997). Manipulation of ruminal fermentation. In HOBSON, P. et STEWART, C., éditeurs : *The rumen Microbial Ecosystem*, pages 523–632, London, UK. Blackie Academic & Professional.
- NEWBOLD, C. et RODE, L. (2006). Dietary additives to control methanogenesis in the rumen. In SOLIVA, C., TAKAHASHI, J. et KREUZER, M., éditeurs : *Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, pages 138–147. Elsevier Science B.V.
- NGUYEN THE, N. (2007). Analyse des déterminants techniques et socio-économiques au développement des cultures ligneuses dans les exploitations agricoles. Transparents présentés à Toulouse. 26 octobre.
- OCDE ET FAO (2007). *Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2007-2016*. Editions OCDE, Paris, France.
- OECD (2006). Agricultural market impacts of future growth in the production of biofuels. Report AGR/CA/APM(2005)24/FINAL, Directorate for food, agriculture and fisheries committee for agriculture. Working party on agricultural policies and markets, Paris, France.
- PARKIN, T. et KASPAR, T. (2006). Nitrous Oxide Emissions from Corn-Soybean Systems in the Midwest. *Journal of Environmental Quality*, 35(4):1496.
- PAUSTIAN, K., RAVINDRANATH, N. et van AMSTEL, A., éditeurs (2006). *Agriculture, forestry and other land use*. Volume 4 de Eggleston et al. (2006).
- PENMAN, J., D, K., GALBALLY, I., HIRAISHI, T., NYENZY, B., EMMANUL, S., BUENDIA, L., HOPPAUS, R., MARTINSEN, T., MEIJER, J., MIWA, K. et TANABE, K., éditeurs (2001). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- PERROT, C. et GUESDON, J.-C. (2006). L'élevage français à l'horizon 2012. *Notes et Etudes Economiques*, 25:109–136.
- PEYRON, J.-L., TABOUREL, S. et NIEDZWIEDZ, A. (2004). Les comptes de la forêt : Enjeux et méthodes. Rapport final d'une étude pour l'IFEN, INRA-SAE2, Nancy, France. 81 p.
- PIGNARD, G., THIVOLLE-CAZAT, A. et HAMZA, N. (2004). Disponibilité en bois résineux en France. Réévaluation après les tempêtes de 1999. Rapport d'étude IFN-AFoCel pour la DERF. 427 p.

- PIMENTEL, D. (2003). Ethanol fuels : Energy balance, economics, and environmental impacts are negative. *Natural Resources Research*, 12(2):127–134.
- POISSONNET, M. (2007). Analyse des déterminants techniques et socio-économiques au développement des cultures de biomasse ligneuse dans les exploitations agricoles : Mise en évidence des enjeux de territoire pour le département de la Charente. Etat d’avancement des travaux. Transparents présentés à Toulouse.
- POUX, X., NARCY, J. et CHENAT, V. (2005). Agriculture et environnement : 4 scénarios à l’horizon 2025. Rapport pour le MEDD, Groupe de la Bussière.
- PÉREZ DOMÍNGUEZ, I. (2005). *Greenhouse gases : Inventories, abatement costs and markets for emission permits in European agriculture. A modelling approach*. Phd thesis, Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelms, Universität zu Bonn, Bonn, Germany. 222 pp.
- RAJAGOPAL, D. et ZILBERMAN, D. (2007). Review of environmental, economic and policy aspects of biofuels. Policy Research Working Paper 4341, The World Bank, Development Research Group, Washington, DC, USA.
- RAMASWAMY, V., BOUCHER, O., HAIGH, J., HAUGLUSTAINE, D., HAYWOOD, J., MYHRE, G., NAKAJIMA, T., SHI, G. et SOLOMON, S. (2001). *Radiative Forcing of Climate Change*, chapitre 6, pages 349–416. Volume 1 de Houghton *et al.* (2001).
- RIDIER, A., KÉPHALIACOS, A. et LELLI, L. (2006). Les difficultés de l’insertion d’une activité forestière innovante dans les exploitations agricoles : l’eucalyptus en Midi Pyrénées. In *Colloque GECOREV*, Saint-Quentin en Yvelines, France. C3ED.
- ROBIN, P., de OLIVEIRA, R. et KERMARREC, C. (1999). Production d’ammoniac, de protoxyde d’azote et d’eau par différentes litières de porc durant la phase de croissance. *Journées de la Recherche Porcine en France*, 31:111–116.
- RUBIO, M. et MARQUETTE, E. (2007). Panorama du marché du hêtre (2006). *Rendez-vous Techniques de l’ONF*, Hors série n° 2 “Gestion des hêtraies dans les forêts publiques française”:9–13.
- SAUVANT, D. (1992). La production de méthane dans la biosphère : le rôle des animaux d’élevage. *Le Courrier de l’Environnement*, 18:65–70.
- SAUVANT, D. et GIGER-REVERDIN, S. (2007). Empirical modelling by meta-analysis of digestive interactions and CH₄ production in ruminants. In ORTIGUES-MARTY, I., MIRAUX, N. et BRAND-WILLIAMS, W., éditeurs : *Energy and Protein Metabolism and Nutrition*, pages 561–562, Wageningen, Holland. Wageningen Academic Publishers.
- SCHMIDHUBER, J. (2007). Impact of an increased biomass use on agricultural markets, prices and food security : A longer-term perspective. In *Technical Consultation on Bioenergy and Food Security*, Rome, Italy. FAO. <http://www.fao.org/es/esd/BiomassNotreEurope.pdf>.
- SCHNEIDER, U., BALKOVIC, J., DE CARA, S., FRANKLIN, O., FRITZ, S., HAVLIK, P., HUCK, I., JANTKE, K., KALLIO, A., KRAXNER, F., MOISEYEV, A., OBERSTEINER, M., RAMOS, C., SCHLEUPNER, C., SCHMID, E., SCHWAB, D. et SKALSKY, R. (2008). The European Forest and Agricultural Sector Optimization Model – EUFASOM. Working paper FNU-156, Hamburg University and Centre for Marine and Atmospheric Science, Hamburg, Germany. <http://www.fnu.zmaw.de/Working-papers.5675.0.html>.
- SCHNEIDER, U. A. (2000). *Agricultural Sector Analysis on Greenhouse Gas Emission Mitigation in the United States*. Phd thesis, Texas A& M University, College Station, TX, USA.
- SCHNEIDER, U. A. et MCCARL, B. A. (2003). Economic potential of biomass based fuels for greenhouse gas emission mitigation. *Environmental and Resource Economics*, 24:291–312.

- SHAPOURI, H., DUFFIELD, J. et GRABOSKI, M. (1995). Estimating the Net Energy Balance of Corn Ethanol. Agricultural Economic Report 721, USDA-Economic Research Service, Washington, DC, USA.
- SMITH, P., AMBUS, P., AMÉZQUITA, M. C., ANDRÉN, O., ARROUAYS, D., BALL, B., BOECKX, P., BRÜNING, C., BUCHMANN, N., BUENDIA, L., CELLIER, P., CERNUSCA, A., CLIFTON-BROWN, J., DÄMMGEN, U., EWERT, F., FAVOINO, E., FIORELLI, J.-L., FLECHARD, C., FREIBAUER, A., HACALA, S., HARRISON, R., HIEDERER, R., JANSSENS, I., JAYET, P.-A., JOUANY, J.-P., JUNGKUNST, H., KARLSSON, T., KUIKMAN, P. J., LAGREID, M., LEFFELAAR, P. A., LEIP, A., LOISEAU, P., MILFORD, C., NEFTEL, A., OENEMA, O., OGLE, S., OLESEN, J. E., PERÄLÄ, P., PESMAJOGLOU, S., PETERSEN, S. O., PILEGAARD, K., RASCHI, A., REGINA, K., ROUNSEVELL, M., SALETES, S., SCHILS, R. L., SEGUIN, B., SEZZI, E., SOUSSANA, J.-F., STEFANI, P., STENGEL, P., van AMSTEL, A., VAN CLEEMPUT, O., van PUTTEN, B., van WESEMAEL, B., VERHAGEN, A. J., VIOVY, N., VUICHARD, N., WEIGEL, H.-J., WEISKE, A. et WILLERS, H. C. (2003). Greenhouse gas emissions from European croplands. Discussion paper, Concerted action CarboEurope-GHG, Clermont-Ferrand, France.
- SOLIVA, C., MEILE, L., CIELAK, A., KREUZER, M. et MACHMÜLLER, A. (2004). Rumen simulation technique study on the interactions of dietary lauric and myristic acid supplementation in suppressing ruminal methanogenesis. *Br. J. Nutr.*, 92:689–700.
- SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K. B., TIGNOR, M. et MILLER, H., éditeurs (2007). *Climate Change 2007 : The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- TAKAHASHI, J., CHAUDHRY, A., BENEKE, R. et YOUNG, B. (1997). Modification of methane emission in sheep by cysteine and a microbial preparation. *Sci. Total Environ.*, 204:117–123.
- TUNG, R., KUNG, L. et SLYTER, L. (1992). In vitro effects of the thiopeptide a 10255 on ruminal fermentation of soluble carbohydrates. *J. Dairy Sci.*, 76:1083–1090.
- UNECE-FAO (2005). European forest sector outlook study, 1960-2000-2020. Main report. Geneva Timber and Forest Study Paper 20, United Nations Economic Commission for Europe - Food and Agriculture Organization of the UN. 265 p.
- UNIFA (2007). Les livraisons de fertilisants minéraux en France métropolitaine. Campagne 2005-06. Rapport technique, Union des Industries de la Fertilisation Azotée.
- VALLET, P., LEVESQUE, C. et GINISTY, C. (2007). Biomasse forestière disponible pour de nouveaux débouchés énergétiques et industriels. Partie 2 : Calcul des volumes. Rapport final de la convention DGFAR-Cemagref n°E19/06, Cemagref, Nogent/Vernisson, France. 76 p.
- van der WERF, E. et PETERSON, S. (2007). Modeling linkages between climate policy and land use : An overview. Working Papers 56.2007, Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano, Italy. <http://www.feem.it/NR/rdonlyres/57A19FA7-42BC-4801-973B-E4968FC68E3A/2344/5607.pdf>.
- VAN ES, A. (1961). *Between-animal variation in the amount of energy required for the maintenance of energy required for the maintenance of cows*. Thèse de doctorat, Centrum voor Landbouwpublikaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen, Netherlands.
- VAN KESSEL, J. et RUSSELL, J. (1969). The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Ecology*, 20:205–210.
- VEDRENNES, F. (2006). *Etude des processus de dégradation anaérobie et de production de méthane au cours du stockage des lisiers*. Thèse de doctorat, Agrocampus Rennes, Rennes, France.
- VERMOREL, M. (1978). *Energie*, pages 47–48. In INRA (1978).

- VERMOREL, M. (1995). Emissions annuelles de méthane d'origine digestive par les bovins en France. Variations selon le type d'animal et le niveau de production. *INRA Productions Animales*, 8(4):265–272.
- VERMOREL, M. (1997). Emissions annuelles de méthane d'origine digestive par les ovins, les caprins et les équins en France. *INRA Prod. Anim.*, 10:153–161.
- VERMOREL, M., DEGEZ, P., BOUVIER, J., ANGLARET, Y. et ORTIGUES-MARTY, I. (2008). Effects of pelleting hay, percentage of concentrate feed, and level of intake on digestibility, metabolisability and net energy value of diets in lambs. (en préparation).
- VERMOREL, M. et MARTIN-ROSSET, W. (1997). Concepts, scientific bases, structure and validation of the French horse net energy system (UFC). *Livest. Prod. Sci.*, 47:261–275.
- VERMOREL, M., MARTIN-ROSSET, W. et VERNET, J. (1997). Energy utilization of twelve forages or mixed diets for maintenance by sport horses. *Livest. Prod. Sci.*, 47:157–167.
- VERMOREL, M. et VERNET, J. (1991). Energy utilization of digestion end-products for maintenance in ponies. In WENK, C. et BOESSINGER, M., éditeurs : *Energy Metabolism of Farm Animals*, numéro 58, pages 433–436, Zürich, Switzerland. Institut für Nutztierwissenschaften, ETH Zentrum, EAAP Publi.
- WAGHORN, G. et CLARK, D. (2006). Greenhouse gas mitigation opportunities with immediate application to pastoral grazing for ruminants. In SOLIVA, C., TAKAHASHI, J. et KREUZER, M., éditeurs : *Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, pages 107–110. Elsevier Science B.V.
- WALLACE, R., WOOD, T., ROWE, A., PRICE, J., YANEZ, D., WILLIAMS, S. et NEWBOLD, C. (2006). Encapsuled fumaric acid as a means of decreasing ruminal methane emissions. In SOLIVA, C., TAKAHASHI, J. et KREUZER, M., éditeurs : *Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, pages 148–151. Elsevier Science B.V.

Sigles et symboles utilisés

BO	Bois d'œuvre
BT	Bois de Trituration
CEREN	Centre d'Etudes et de Recherches Economiques sur l'Energie
CH₄	Méthane
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
CO₂	Dioxyde de carbone ("gaz carbonique")
DGEMP	Direction Générale de l'Energie et des Matières Premières
EB	Energie Brute
EM	Energie Métabolisable
EAB	Enquête Annuelle de Branche
ENGREF	Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
IFN	Inventaire Forestier National
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
kt	kilo-tonne
(M)teqC	(million) tonne équivalent carbone
(M)tCO₂eq	(million) tonne équivalent CO ₂
(M)tep	(million) tonne équivalent pétrole
MAP	Ministère de l'Agriculture et de la Pêche
MIES	Mission Interministérielle de l'Effet de Serre
NA	Niveau Alimentaire
NH₃	Ammoniac
N₂O	Protoxyde d'azote
OM	Matière Organique (Organic Matter)
PAC	Politique Agricole Commune
PRG	Pouvoir Radiatif Global
RICA	Réseau d'Information Comptable Agricole
SCEES	Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques
TCR	Taillis à Courte Rotation
TMS	Tonne de Matière Sèche
UE	Union Européenne
UMR	Unité Mixte de Recherche
UTCF	Utilisation des Terres, leurs Changements et la Forêt
VAN	Valeur Actualisée Nette
VL	Vache Laitière

Liste des tableaux

1.1	Émissions françaises de GES en 2005.	12
1.2	Pouvoirs de Réchauffement Global fournis dans les trois derniers rapports du Giec.	15
2.1	Émissions françaises de N ₂ O liées aux sols agricoles	21
2.2	Effectifs animaux et modes de gestion des effluents d'élevage en 2005.	23
2.3	Émissions françaises liées à la fermentation entérique.	25
2.4	Émissions françaises de CH ₄ et de N ₂ O liées à la gestion des effluents d'élevage	26
2.5	Synthèse des impacts de quelques variables d'activité sur les émissions.	29
2.6	Sources et puits liés à l'UTCF.	30
3.1	Présentation des deux scénarios pour le volet forêt.	40
3.2	Projections sous les deux scénarios T et I.	41
4.1	Principales hypothèses des perspectives OCDE-FAO 2007-2016	45
4.2	Tendances OCDE - FAO 2007-2016	46
4.3	L'élevage français à l'horizon 2012 (Perrot et Guesdon, 2006)	47
4.4	Évolution du nombre de vaches (en milliers, Perrot et Guesdon, 2006)	48
4.5	Modèle MAGALI, taux de croissance annuel des prix des productions COP, 2004-2012	48
4.6	Modèle MAGALI, projections des surfaces, effectifs animaux, engrais et production d'aliments composés, 2004-2012	49
4.7	Les cinq scénarios de la prospective 2013	51
4.8	Les modèles de la prospective 2013	52
4.9	Projections issues du modèles GOAL, tendances 1995-2014	54
A.1	Projections des prix domestiques des produits issues du modèle GOAL (2014, référence)	75
A.2	Principales sorties d'AROPAj pour l'année de calibrage (2002)	76
A.3	Scénario central : Prix	77
A.4	Scénario central : Rendements	77
A.5	Scénario central : Principales variables d'activité	78
A.6	Scénario central : Émissions	79
A.7	Scénario 1a : Prix	80
A.8	Scénario 1a : Rendements	80
A.9	Scénario 1a : Principales variables d'activité	81
A.10	Scénario 1a : Émissions	82
A.11	Scénario 2b : Prix	83
A.12	Scénario 2b : Rendements	83
A.13	Scénario 2b : Principales variables d'activité	84
A.14	Scénario 2b : Émissions.	85
A.15	Récapitulatif des émissions pour les trois scénarios agricoles (utilisant les PRG 1995 : PRG _{CH₄} =21, PRG _{N₂O} =310)	86
A.16	Récapitulatif des émissions pour les trois scénarios agricoles (utilisant les PRG 2007 : PRG _{CH₄} =25, PRG _{N₂O} =298)	87
B.1	Projections des variables d'activité (UE-15) pour l'exercice de l'European Climate Change Programme (2006) à partir de GAINS	96
B.2	Implications en termes d'émissions des trois scénarios GAINS. <i>Source : Höglund-Isaksson et al. (2006)</i>	97

5.1	Paramètres pour le calcul de la Valeur Actualisée Nette des TCR	101
6.1	Émissions annuelles (MtCO ₂ /an) selon les trois scénarios	119
6.2	Flux de surfaces (kha) sur la période 2004-2020 pour chacun des scénarii, pour les cultures et les prairies respectivement.	120
7.1	Poids moyen des vaches laitières multipares et primipares après vêlage et nombre moyen de lactations selon le niveau de production laitière.	134
7.2	Répartition par classe de production laitière des 2,6 millions de vaches soumises au contrôle laitier	136
7.3	Exemple de calcul des besoins annuels en UFL d'une vache allaitante de 675 kg	137
7.4	Correspondance entre les catégories d'animaux en croissance et à l'engrais utilisées dans l'étude et dans la base RICA	138
7.5	Répartition des effectifs de veaux élevés chaque année selon le type de production	139
7.6	Effectifs des ovins dans les diverses catégories utilisées pour l'évaluation des émissions annuelles de méthane	142
7.7	Catégories et effectifs d'équins utilisés pour évaluer les émissions de méthane (William Martin-Rosset, novembre 2007, communication personnelle)	147
7.8	Évaluation des émissions annuelles de CH ₄ entérique par les différentes catégories porcines	149
7.9	Évolution moyenne des émissions de CH ₄ en fonction du niveau de production laitière	150
7.10	Variations des émissions de méthane par les vaches laitières (primipares et multipares) par an et par kg de lait au cours d'une lactation et au cours de leur carrière (incluant la période d'élevage) en fonction du niveau de production laitière	151
7.11	Facteurs d'émission et émissions totales de CH ₄ par les vaches en 2006 en France	151
7.12	Émissions moyennes de méthane entérique par différentes races de vaches allaitantes en 2006 en France	151
7.13	Facteurs d'émission et émissions totales de CH ₄ par les bovins en croissance en France	152
7.14	Facteurs d'émission et émissions totales de CH ₄ par les ovins en France	153
7.15	Facteurs d'émission et émissions totales de CH ₄ par les caprins en France	154
7.16	Facteurs d'émission et émissions totales de CH ₄ par les équins en France	154
7.17	Évaluation des facteurs d'émissions et des bilans d'émissions nationales de CH ₄ entérique par les différentes catégories de porcs	155
7.18	Bilans des émissions de CH ₄ par les différentes espèces d'animaux d'élevage	156
7.19	Effectifs et facteurs d'émission des animaux d'élevage en France en 2006, 2010 et 2020	158
7.20	Effectifs et facteurs d'émission des animaux d'élevage en France en 2006, 2010 et 2020 (suite)	159
7.21	Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique en 2006, 2010 et 2020	161
7.22	Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique en 2006, 2010 et 2020 (suite)	162
8.1	Récapitulatif des émissions de GES pour les différentes catégories de porcs en fonction du système de gestion des effluents	168
8.2	Récapitulatif des émissions de GES en fonction du type d'animal et du système de gestion des effluents	168

Table des figures

1.1	Évolution des émissions françaises de GES (1990–2005). <i>Source CITEPA (2006)</i>	12
1.2	Articulation des approches et des modèles pour l'établissement des projections.	19
2.1	Évolution des livraisons d'engrais azotés synthétiques et des apports d'azote par hectare (1990–2005). <i>Source : CITEPA (2006)</i>	22
2.2	Évolution des effectifs animaux (1990–2005). <i>Source : CITEPA (2006)</i>	24
2.3	Fermentation entérique : Évolution des facteurs d'émission pour les bovins (1990–2005). <i>Source : CITEPA (2006)</i>	25
3.1	Principales sorties du modèle production-récoltes pour la période 1975–2005.	36
3.2	Évolutions des récoltes annuelles de bois d'œuvre sur les 30 dernières années, et prévisions pour la période 2006-2020 sous le scénario T. Volumes de bois rond sur écorce. <i>Source : SCEES, EAB exploitation forestière</i>	37
3.3	Évolutions des récoltes annuelles de bois de trituration sur les 30 dernières années, et prévisions pour la période 2006-2020 sous le scénario T. Volumes de bois rond sur écorce. <i>Source : SCEES, EAB exploitation forestière</i>	38
4.1	Scénario central : Distribution du coût d'opportunité de la terre entre les différentes exploitations.	60
4.2	Scénario central : Variations des surfaces agricoles par région	61
4.3	Scénario central : Variations des surfaces en prairies et cultures par région	63
4.4	Scénario central : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020	65
4.5	Scénario 1a : Distribution du coût d'opportunité de la terre entre les différentes exploitations.	67
4.6	Scénario 1a : Variations des surfaces agricoles par région	67
4.7	Scénario 1a : Variations des surfaces en prairies et cultures par région	68
4.8	Scénario 1a : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020	69
4.9	Scénario 2b : Distribution du coût d'opportunité de la terre entre les différentes exploitations.	70
4.10	Scénario 2b : Variations des surfaces agricoles par région	71
4.11	Scénario 2b : Variations des surfaces en prairies et cultures par région	72
4.12	Scénario 2b : Projections des émissions totales et de la répartition par source aux horizons 2010 et 2020	74
B.1	Comparaison des émissions estimées par pays (colonne de droite pour chaque pays) avec les totaux reportés dans les inventaires nationaux (colonne de gauche pour chaque pays). <i>Sources : De Cara et Jayet (2006) et 2003 EU National Communication to the UNFCCC</i>	93
B.2	Offre agrégée d'abattement pour l'UE-15. <i>Source : De Cara et Jayet (2006)</i>	94
B.3	Répartition régionale des taux de réduction pour un coût marginal de 20 €/tCO ₂ eq. <i>Source : De Cara et Jayet (2006)</i>	94
B.4	Courbes de coûts d'abattement obtenues avec le modèle ASM-GHG. (<i>Source : Schneider et McCarl 2003</i>).	98
6.1	Surfaces affectées par des changements d'usage entre 1991 et 2003 et flux de carbone annuel associé (<i>Source : Gis Sol 2007, d'après Teruti 2006 - SCEES</i>)	104
6.2	Flux de carbone estimés à partir des changements d'usage observés entre 1991 et 2003 (<i>Source : Gis Sol 2007, d'après Teruti 2006 - SCEES</i>)	104
6.3	Correspondance entre la nomenclature GES MAP et la nomenclature TERUTI	108

6.4	Box plots représentant les stocks de carbone par occupations du sol en t/ha.	109
6.5	Influence relative des différents facteurs pris en compte dans le cadre du modèle statistique d'estimation des stocks en place en début de simulation.	110
6.6	Effet des différentes variables dans la modélisation des stocks de carbone.	111
6.7	Évolution des stocks de carbone (PgC, soit 10^{15} gC) organique dans les sols de la France métropolitaine pour les différents types d'usage considérés sur la période 1991–2020.	112
6.8	Évolution des mêmes stocks que sur la Figure 6.7, mais sur un graphique unique afin d'avoir une meilleure idée de la contribution relative des différents types d'usage à l'évolution du stock global de carbone dans les sols.	113
6.9	Estimation de la distribution des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine en début de période (1991) et qui tient compte des effets du climat, du type de sol et des usages. Ces estimations ont été réalisées à partir des points du RMQS (réseau de mesure de la qualité des sols) complétés par des points de la base Carbone France.	113
6.10	Estimation de la distribution des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine en milieu de période (2003) après évolution des surfaces allouées aux différents usages et application du modèle de dynamique du carbone dans les sols.	114
6.11	Distribution des évolutions des stocks de carbone dans les sols en France métropolitaine sur la période 1991-2003.	114
6.12	Cartes des occupations du sol en 2001 en France (source : Teruti - Scees, 2008).	115
6.13	Cartes des occupations du sol en 2001 en France (source : Teruti - Scees, 2008).	116
6.14	Carte des températures moyennes annuelles en France sur la période 1991-2003 (source : MétéoFrance, 2008).	116
6.15	Carte de la pluviométrie moyenne annuelle en France (en mm/jour) sur la période 1991-2003 (source : MétéoFrance, 2008).	117
6.16	Carte des teneurs en argile (%) dans les sols en France (source : Base de Données Géographique des Sols de France - INRA, 2008)	117
6.17	Estimation de la distribution des stocks de carbone en France métropolitaine en 2020 après évolution des surfaces allouées aux différents usages et des applications des dynamiques du carbone dans les sols.	118
6.18	Distribution des évolutions des stocks de carbone en France métropolitaine sur la période 1991-2020 montrant une relative homogénéité spatiale des tendances.	118
6.19	Evolution des stocks de carbone dans les sols français (PgC, soit 10^{15} gC) pour les trois scénarii et dans deux situations, celle où seule l'action du climat est modélisée, sur toute la période (pointillés bleus) et où seulement à partir de 2004 (pointillés rouges). Pour toutes les courbes, après 2020, il n'y a plus de changement d'usage.	120
6.20	Cumul des émissions (MtCO ₂) dues au changements d'usage sur la période de simulation. Ces cumuls sont calculés par rapport aux dynamiques de carbone dues au climat seul (à partir de 2004).	121
7.1	Part des émissions de CH ₄ en fonction du secteur d'activité en France métropolitaine. <i>Source</i> : CITEPA (2007)	126
7.2	Description des principales voies fermentaires du rumen et des échanges d'hydrogène métabolique mis en jeu (<i>les produits terminaux des fermentations sont soulignés</i>)	127
7.3	Effet du niveau d'alimentation sur la perte d'énergie sous forme de méthane. <i>Source</i> : Blaxter et Clapperton (1965)	128
7.4	Influence de la digestibilité de l'énergie sur les émissions de CH ₄ . <i>Source</i> : Blaxter et Clapperton (1965)	129
7.5	Schéma représentant la démarche choisie pour évaluer les émissions de CH ₄ par les ruminants	132
7.6	Évolution de Y'_m en fonction de la digestibilité de l'énergie de la ration (la droite de régression a été établie en excluant les points correspondant aux rations de type "feedlot" qui sont tous localisés dans l'ellipse)	140
7.7	Régressions entre E_{CH_4} prédit par différentes équations et E_{CH_4} mesuré	141